

**Effet des coupes forestières en damiers de moins d'un hectare sur la gélinotte huppée
(*Bonasa umbellus*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) sur la Seigneurie Nicolas-
Riou**

Devis du projet de recherche

Document remis dans le cadre de la
Maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats

À mon directeur de recherche

Jean Ferron

Par

Frédéric Benz



TABLE DES MATIÈRES

	Page
TABLE DES MATIÈRES	ii
LISTE DES FIGURES	v
1. PROBLÉMATIQUE	1
1.1 Aspects généraux	1
1.1.1. Pratiques courantes en foresterie et évolution des mentalités	1
1.1.2. La foresterie canadienne face au développement durable	2
1.1.3. Contexte régional	2
1.2. Aspects plus spécifiques	3
1.2.1. Caractérisation de la zone à l'étude	3
1.2.2. Pourquoi étudier la gélinotte dans un «habitat à lièvre» ?	6
1.2.3. Étude de Haag (1995) et concept des UAH	7
1.2.4. Type de coupe réalisé sur le territoire à l'étude	8
2. OBJECTIFS	11
2.1. Introduction	11
2.1.1. Buts principaux de l'étude	11
2.1.2. Importance de monitorer l'effet des coupes à court terme	11
2.1.3. Groupes d'échantillonnage de la zone d'étude	12
2.2. Mise en contexte et élaboration des hypothèses	12
2.2.1. <u>Lièvre d'Amérique</u>	12
2.2.1.1. Mise en contexte - hypothèse 1	12
2.2.1.2. Mise en contexte - hypothèse 2	14
2.2.1.3. Mise en contexte - hypothèse 3	15
2.2.1.4. Mise en contexte - hypothèse 4	15
2.2.2. <u>Gélinotte huppée</u>	15
2.2.2.1. Mise en contexte - hypothèse 1	15
2.2.2.2. Mise en contexte - hypothèse 2	16
3. MÉTHODES	17
3.1. Inventaires fauniques	17

4.2.3.2. Habitat de nidification	37
4.2.3.3. Habitat d'élevage	37
4.2.3.4. Habitat automnal et hivernal	38
4.2.4. Sélection de l'habitat afin de réduire les risques de prédation	39
4.2.5. Régime alimentaire	40
4.2.6. Interventions forestières et autres types d'aménagement de l'habitat	40
4.3. <u>Effet de bordure sur les espèces non-ciblées pour l'exploitation</u>	42
4.4. <u>Importance d'une gestion favorisant plus d'une espèce à la fois</u>	43
RÉFÉRENCES	45
ÉCHÉANCIER	50
ANNEXES	51

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 Distribution des dix territoires de Forêts modèles à l'échelle canadienne.
- Figure 2 Distribution des trois divisions de Forêt modèle Bas St-Laurent.
- Figure 3 Carte de la Seigneurie Nicolas Riou et mise en évidence de la métairie 6 et du territoire à l'étude.
- Figure 4 Division du territoire à l'étude selon le type de peuplement et mise en évidence de la zone des damiers.
- Figure 5 Zone de concentration des damiers sur le territoire à l'étude.
- Figure 6 Réseau permanent de bâtons à lièvre.
- Figure 7 Route d'inventaire des mâles tambourineurs sur l'aire d'étude.
- Figure 8 Exemple de schéma de coupes dans un habitat mixte bordant un cours d'eau.
- Figure 9 Besoin du lièvre en matière d'habitat.
- Figure 10 Exemple de rotation de coupe dans une sapinière afin d'aménager l'habitat pour le lièvre d'Amérique.
- Figure 11 Exemple de rotation de coupe pour la gélinotte huppée dans un peuplement mixte à dominance de peupliers faux-trembles de 4 ha.

1. PROBLÉMATIQUE

1.1. Aspects généraux

1.1.1. Pratiques courantes en foresterie et évolution des mentalités

Il y a encore peu de temps, certains exploitants forestiers considéraient le potentiel d'une région uniquement par sa production ligneuse et ils exploitaient la forêt dans une optique de rendement économique maximal et à court terme. De même, plusieurs exploitants non liés par des contrats d'aménagement exercent trop souvent une exploitation "sauvage" (écrémage ou pillage de lots ; Favreau, 1993). Cette façon de procéder, qui tend heureusement à diminuer, est fortement dénigrée de la part du grand public, surtout depuis la récente prise de conscience environnementale.

Depuis la dernière décennie en effet, il y a eu des événements ainsi que des actions visant la sensibilisation du public. Par exemple, le sommet de Rio en 1992 a amené la collectivité à considérer plus sérieusement le concept de biodiversité et a permis d'élaborer sur la signification de quelques termes. Pendant les années suivantes, les concepts de développement durable puis de gestion intégrée des ressources ont été élaborés. Ceux-ci ont d'ailleurs été discutés davantage lors

de la conférence "Regard sur le terre", congrès mondial de la conservation (de l'UICN-Union Internationale pour la Conservation de la Nature) qui a eu lieu en octobre 96 à Montréal.

Bien que ces notions sur la biodiversité et sur la gestion intégrée soient théoriquement reconnues, aussi est-il important de voir leur applicabilité dans la gestion de nos ressources, notamment aux niveaux forestiers et fauniques. Par exemple, il existe depuis une vingtaine d'années dans le Bas St-Laurent, des Organismes de Gestion en Commun (OGC) qui facilitent aux propriétaires de lots privés l'aménagement de leurs boisés. Certains d'entre eux servent de modèle d'utilisation durable et polyvalente de la forêt (Favreau, 1993). Au niveau forestier, nous avons assisté à un effort de sensibilisation de la population sur les pratiques québécoises en foresterie. Bédard (1995) fait d'ailleurs valoir l'importance de l'éducation forestière dans notre province. Forêt modèle Bas St-Laurent publie aussi depuis quelques années un bulletin d'information appelé «une forêt habitée...une ressource, un milieu et des gens!». Ce bulletin fait état des travaux de terrain et de recherche qui sont en cours sur le territoire de forêt modèle et discute des possibilités de concilier les intérêts fauniques et forestiers. Un guide vient d'ailleurs d'être publié sur le sujet par la Fondation de la Faune du Québec. L'ouvrage portant le titre de "Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune" tient compte à la fois de la possibilité de concilier les intérêts fauniques (et cynégétiques) et le potentiel sylvicole d'un territoire donné (voir Ferron *et al.*, 1996).

1.1.2. La foresterie canadienne face au développement durable

Dans le même ordre d'idée, afin de susciter un virage dans l'aménagement forestier et de passer du rendement soutenu au développement durable, "le plan vert du Canada pour un environnement sain" a créé en 1992 un important programme intitulé "Partenaires pour le développement durable des forêts". Ce programme a permis la création de Forêt modèle du Bas St-Laurent, inc (Forêts Modèles, 1992).



Dans le contexte de Forêt modèle, le développement durable élargit le principe de la production soutenue de la matière ligneuse, auquel la communauté forestière canadienne a traditionnellement souscrit à la production soutenue des autres ressources dont la faune, l'eau, la flore, la diversité des espèces, etc. Cette approche garantit que l'utilisation actuelle des forêts ne compromettra pas l'utilisation par les générations futures (Forêts modèles, 1992). Forêts modèles prône aussi l'accélération de l'application du concept de gestion intégrée en permettant des études vérifiant par exemple l'effet de différents types d'interventions forestières sur la faune (comme c'est le cas pour la présente étude).

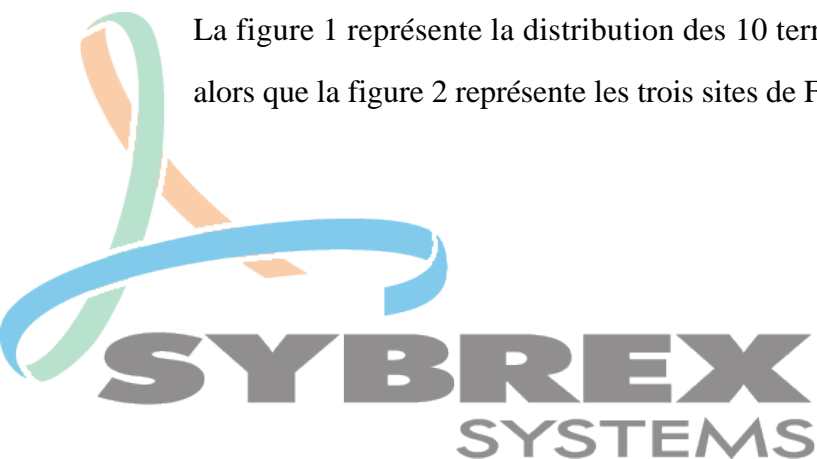
1.1.3. Contexte régional

La présente étude a été réalisée sur la Seigneurie Nicolas Riou, une des trois divisions de Forêt Modèle Bas St-Laurent. La Seigneurie se divise en métairies (coopérative de lots forestiers) où chacun des métayers (exploitants forestiers) doit gérer son territoire en respectant le code d'éthique de Forêt modèles et les principes de gestion intégrée. En plus des revenus qu'ils en retireront, l'aménagement des habitats pourra, s'il est réalisé correctement, favoriser la plupart des espèces s'y trouvant. Ceci pourrait se traduire en une augmentation des populations de gibier qui sont ciblées pour la chasse, ceci entraînant un plus grand succès et donc une plus grande popularité pour la pratique de ce sport.

1.2. Aspects plus spécifiques

1.2.1. Caractérisation de la zone à l'étude

La figure 1 représente la distribution des 10 territoires de Forêts modèles à l'échelle canadienne alors que la figure 2 représente les trois sites de Forêts modèles du Québec.





L'étude a été réalisée sur la métairie 6 (fig. 3, zone hachurée) territoire de 1227 ha située au nord-est de la Seigneurie. André Simard est le métayer en charge de ce territoire. Les inventaires fauniques et de végétation ont été réalisés sur une zone de 237 ha au sud de la métairie (fig. 3, zone foncée) Cette zone est bordée par une rivière, une tourbière de 4 ha, un lac de faible superficie et les peuplements sont majoritairement résineux ou mixtes à tendance coniférienne. Selon Savoie (1995; tiré de Haag 1995), ce territoire présente un potentiel de croissance forestier élevé en raison de sa faible altitude, de son relief peu accidenté et de l'épaisseur de son dépôt de surface.

Sur la majeure portion du territoire à l'étude, la sapinière à sapin et la sapinière à bouleau blanc constituent les peuplements dominants et les plus étendus. De plus, la régénération y est surtout résineuse (Haag, 1995). On comprend donc sans problème l'utilité d'un plan d'aménagement pour le lièvre dans ce genre d'habitat, car les résineux sont reconnus pour offrir un couvert d'abri essentiel pour cette espèce. Le lièvre sera donc favorisé à long terme.

1.2.2. Pourquoi étudier la gélinotte dans un « habitat à lièvre » ?

On peut en effet se demander pourquoi étudier sur le même territoire l'effet des interventions sur la gélinotte huppée en plus du lièvre d'Amérique considérant que ce territoire n'est à première vue que moyennement propice pour la gélinotte? Plusieurs facteurs permettent de répondre à cette question.

Premièrement, même si la zone à l'étude est principalement de type coniférienne, la plupart des peuplements sont composés d'au moins 20% de bouleaux blancs (*Betula papyrifera*)

et/ou de peupliers faux-tremble (*Populus tremuloides*). Cette dernière essence est en effet, selon Gullion (1989), un des éléments les plus importants dans l'alimentation des gélinottes parce que les bourgeons et les chatons du peuplier ont une grande valeur énergétique et la stabilité des branches permet aux gélinottes de limiter leurs mouvements, ce qui attire moins l'attention des prédateurs et occasionne une moins grande perte d'énergie. On retrouve aussi sur la zone à l'étude du cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pennsylvanicus*), du sorbier et du framboisier ainsi que plusieurs ouvertures supportant de fortes densités d'érables à épi (*Acer spicatum*), de noisetiers à long bec (*Corylus cornuta*) et d'aulnes rugueux (*Alnus rugosa*). Ces essences seraient parmi une douzaine d'espèces arborescentes et arbustives qui sont importantes à considérer dans l'aménagement de l'habitat pour la gélinotte huppée (Brenner, 1989).

Ces caractéristiques de l'habitat permettent donc de supposer que l'on y retrouve de bonnes densités de populations de gélinottes, malgré le fait que les peuplements en place soient surtout résineux. Effectivement, des inventaires des mâles tambourineurs réalisés préalablement par le métayer André Simard en Mai 1995 ont démontré que la densité de gélinottes est assez élevée dans ce secteur. Nous avons en effet calculé un indice d'abondance à partir du nombre de tambourineurs entendus sur la route d'inventaire (pour les données d'inventaire de l'année suivante → Mai 1996) selon la formule suivante:

$\frac{\text{Nb. max. de tambourineurs entendus lors de 3 inventaires à toutes les stations}}{(\text{Nb de station} * 0.125663706)}$
--

Ceci nous a donné une valeur de 9.95 sur cette métairie alors que des inventaires sur trois routes et chemins de la métairie 5 (Jeannot Beaulieu) nous ont donné des valeurs de 9.79, 8.68 et 7.23. Puisque l'indice sur la zone d'étude (métairie 6) est plus élevé que celui des routes de la métairie 5 (dont les sites seraient propices pour la gélinotte puisque les peuplements sont mixtes et

feuillus), cela démontre que les densités de gélinottes sont assez importantes sur la zone à l'étude de la métairie 6.

1.2.3. Étude de Haag (1995) et concept des UAH

Sachant que l'habitat pouvait à la fois favoriser le lièvre et la gélinotte, Haag (1995) a réalisé une étude sur une section de la métairie 6 et a élaboré des stratégies de gestion intégrée des ressources forestières et fauniques. La gélinotte huppée doit fréquenter plusieurs types de peuplements au cours de son cycle annuel afin de répondre à ses besoins alimentaires et de protection contre la prédation et les rigueurs du climat. De même, le lièvre d'Amérique a besoin entre autres d'un habitat d'alimentation, de déplacement et d'un couvert de protection hivernal.

Les aménagements proposés ont donc couvert 13 strates dans lesquelles ces deux espèces fauniques devaient pouvoir retrouver tous les types d'habitats qui lui sont nécessaire pour répondre à leurs besoins vitaux (Haag, 1995). La stratégie d'aménagement à préconiser est alors de satisfaire l'ensemble des besoins de la gélinotte et du lièvre à l'intérieur d'une superficie correspondant approximativement au domaine vital d'un individu. Chacun de ces blocs d'aménagement porte le nom d'unité d'aménagement de l'habitat ou UAH (Ferron *et al.*, 1996). Les aménagements proposés ont donc visé à établir une forêt inéquienne (de différentes classes d'âge) à l'intérieur d'une même unité d'aménagement de l'habitat (UAH) dont la grandeur est établie en fonction de l'espèce ciblée (Haag, 1995). Ceci se fera par un système de rotation des coupes qui s'échelonna sur un nombre d'années variant selon les peuplements (considérant que ceux-ci ont leurs caractéristiques propres au niveau par exemple de leur âge, des classes de densité, de l'indice de régénération et du pourcentage de broussaille). Selon Ferron *et al.* (1996), la taille optimale d'un UAH pour le lièvre et pour la gélinotte sont respectivement de 2 ha et 4 ha. Puisque la surface à couper prescrite est d'une unité (sur les quatre qui forment l'UAH) lors de la première intervention, cela représente une zone à couper de 0.5 ha pour le lièvre et de 1 ha pour la gélinotte.

1.2.4. Type de coupe privilégié sur le territoire à l'étude

Au niveau des propriétaires fonciers, la superficie de coupe à blanc permise au cours d'une même année sur leur propriété est de quatre hectares et la même législation a cours sur la Seigneurie Nicolas Riou. C'est donc à la suite des précédentes recommandations et dans le but de favoriser ces deux espèces que le métayer André Simard a réalisé des coupes inférieures à 1ha. Il a réalisé des interventions qui respectaient le plus possible ce qui a été suggéré par Haag (1995) et Ferron et al. (1996). Toutefois, il est évident qu'il a dû les adapter à la réalité du terrain. La strate 2 (Sapinière à sapin de 35 ans avec classes de densité D et indice de régénération MOYEN) est la seule à avoir subi un traitement important avant 1996 (fig. 4 ; voir Haag 1995). Ces traitements ont été faits à l'été et à l'automne 1994 et 1995. Seize damiers avaient été coupés (fig. 5) au total pour les années 1994 et 1995, la majorité étant de type "remise en production" :

Remise en production avec débroussaillage (11 surfaces totalisant 7.03 ha)

Remise en production avec protection de la régénération (1 surface de 0.8 ha)

Protection de la régénération (4 surfaces de 0.5 ha chacune)

Les coupes impliquant la protection de la régénération consistent à protéger la régénération préexistante et à minimiser la perturbation du sol, lors des opérations forestières. La coupe avec débroussaillage, comme son nom l'indique, consiste à éliminer les broussailles ou morts-bois afin de dégager les jeunes tiges. On peut l'employer aussi dans des peuplements plus âgés lorsque les broussailles, trop abondantes, réduisent la croissance des arbres par leur concurrence ou empêchent les semis de s'y établir (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1996)

Fig. 4



Fig. 5



Les damiers sont d'une taille variant entre 0.5 ha et 0.8 ha et ont la plupart une forme rectangulaire longiligne. Sachant que les bordures (ou écotones) présentent souvent des avantages pour la faune en général, cette forme est avantageuse car, pour une surface équivalente, cette dernière a une longueur de bordure plus élevée que la forme carrée et la forme ronde (Ferron *et al.*, 1996). De plus, on y retrouve la présence d'ilôts de végétation permettant d'obstruer la vue et donnant un aspect moins "rasé" et plus naturel.

Il est important de noter que dans cette mosaïque forestière, un réseau permanent de bâtons à lièvre ainsi qu'une route temporaire de stations d'écoute pour la gélinotte ont été installés à l'automne 1995 et permettront de réaliser le suivi à long terme des tendances numériques de ces deux espèces dans des zones affectées par la coupe forestière (élaboré plus en détails dans la section méthodes).

2. OBJECTIFS

2.1. Introduction

2.1.1. Buts principaux de l'étude

L'objectif principal de cette étude est de vérifier et de quantifier l'effet à court terme (1 et 2 ans) de coupes en damiers de moins de 1 hectare sur:

- L'utilisation de l'habitat par le lièvre d'Amérique
- Le type d'habitat choisi par la gélinotte huppée pour son site de tambourinage
- Sur l'abondance relative de ces deux espèces

2.1.2. L'importance de monitorer l'effet des coupes à très court terme

Il est primordial d'effectuer le suivi à très court terme de l'effet des coupes pour plusieurs raisons. Premièrement, en ce qui concerne la chasse, c'est important de connaître le potentiel des zones traitées et des zones à proximité des coupes . De plus, l'élaboration d'un suivi à long terme exige évidemment un suivi à court terme pour pouvoir faire correspondre le plus précisément les changements dans l'utilisation de l'espace par les populations fauniques en fonction des divers stades successionnels de végétation suivant une coupe forestière.

2.1.3. Groupes d'échantillonnage de la zone d'étude

Avant d'aller plus loin il serait bon de préciser que la zone d'étude sera divisée en trois zones distinctes que sont:

- 1) **Les damiers coupés:** Surfaces traitées.
- 2) **Les damiers non coupés:** Zones adjacentes ou à proximité des damiers coupés mais où aucun traitement n'a été réalisé.
- 3) **Les sites témoins:** Sites non-coupés et non à proximité des coupes (à plus de 50 mètres des coupes).

2.2. Mise en contexte et élaboration des hypothèses

2.2.1 Lièvre d'Amérique

2.2.1.1. Mise en contexte - hypothèse 1

Contrairement aux forêts publiques où les assiettes de coupe peuvent être d'une grande superficie (jusqu'à 250 ha), les interventions forestières sur la Seigneurie Nicolas Riou sont de

l'ordre de 4 hectares et moins. Sur le territoire de la métairie 6, les coupes en damier sont de l'ordre 0.5 à 1 hectares. Ce faisant, les lièvres y circulant ont à leur proximité immédiate un couvert leur permettant de répondre à leurs besoins tant au niveau alimentaire que pour échapper à la prédation. De plus, les sites de coupe contiennent des déchets de coupe amenant un certain couvert de protection pour les lièvres dans l'étage 0-0.5m. Il est en effet reconnu que le lièvre aime bien se cacher sous les amas de débris de coupe (Service d'extension en foresterie de l'Est-du-Québec, 19___). Donc, en ne considérant seulement que le couvert latéral, on pourrait donc penser que ces zones ne sont pas totalement inhospitalières pour le lièvre en été. Toutefois, en hiver, la couche nivale s'étend au-delà de la zone de couvert de protection disponible pour le lièvre faisant pratiquement disparaître le couvert latéral (le degré d'obstruction visuelle). Ceci rend les lièvres très visibles dans les damiers coupés et donc très vulnérables face aux prédateurs terrestres en plus des prédateurs aériens.

Ceci nous amène donc au postulat de la première hypothèse

Hypothèse 1:

L'utilisation hivernale par le lièvre d'Amérique des damiers traités (de moins de deux ans depuis la coupe) se fera de façon négligeable due à un couvert latéral trop faible alors que l'utilisation de ces sites pendant l'été sera plus importante qu'en hiver.

H₁ : Le nombre de *crottins/mois* pour la saison hivernale est significativement plus faible que le nombre de *crottins/mois* pour la saison estivale.

Pour cette hypothèse, on vérifiera en plus si le nombre de crottins est corrélé avec le couvert latéral. Selon Wolfe *et al.* (1982), le couvert latéral est en effet un paramètre qui décrit assez bien le potentiel hivernal d'un habitat. De plus, Litvaitis *et al.* (1985) ont développé une formule permettant d'estimer le nombre de tiges à partir du couvert latéral mesuré en hiver. Nous tiendrons aussi compte de cette mesure dérivée en recommençant les analyses avec cette mesure.

Avant d'énoncer la deuxième hypothèse, mentionnons que le volet statistiques de la section méthodes élabore de façon plus explicite sur les tests qui seront utilisés pour répondre aux diverses hypothèses. Par contre, afin d'avoir en tête les variables impliquées pour les analyses futures, il est important de connaître la liste des paramètres mesurés qui peuvent avoir une influence sur l'utilisation de l'habitat et qui seront considérés lors des analyses statistiques en ce qui concerne les hypothèses 2, 3 et 4. Ces paramètres sont les suivants: *Le couvert latéral, la fermetude de la couronne ou couvert horizontal, la composition de la strate arbustive, la composition de la strate arborescente, la proximité d'un écotone (incluant la proximité de coupes)* et finalement, *la régénération*. Pour la gélinotte, on considère aussi certaines *caractéristiques du promontoire de tambourinage* (explication détaillée de ces variables dans la section inventaire de végétation).

2.2.1.2. Mise en contexte - hypothèse 2

On peut maintenant se demander quelle sera la tendance générale au niveau de l'utilisation par le lièvre des damiers traités, des damiers non-traités et des sites témoins (toutes saisons confondues). Les damiers coupés, comme ça a été mentionné plus haut, contiennent des déchets de coupe et des inégalités de terrain qui peuvent contribuer à augmenter le potentiel d'abri pour la petite faune. Toutefois, est-ce que ce couvert est suffisant pour être utilisé fréquemment même si l'on sait que les damiers non-coupés (qui se trouvent à proximité immédiate) offrent généralement un meilleur potentiel pour le camouflage et la fuite (couvert de protection) ainsi que pour l'alimentation? Cela nous mène donc à la deuxième hypothèse.

Hypothèse 2a:

H₁ : L'utilisation des sites traités (damiers coupés) par le lièvre d'Amérique en été* est inférieure à celle dans les damiers non-coupés et les sites témoins (TEM). Certains paramètres de

la végétation permettront d'expliquer cette variation.

Hypothèse 2b:

H₁ : L'utilisation des sites traités (damiers coupés) par le lièvre d'Amérique* pour l'année complète demeurera inférieure à celle dans les damiers non-coupés et les sites témoins (TEM). Certains paramètres de la végétation permettront d'expliquer cette variation.

2.2.1.3. Mise en contexte - hypothèse 3

Aussi, de façon accessoire (non liée à l'effet des coupes forestières), nous voudrions tester une hypothèse qui a été énoncée et vérifiée par St-Georges *et al.* (1995). Ces auteurs ont trouvé que dans les zones où la végétation arbustive est présente mais en faibles densités, les lièvres ont tendance à vivre aux abords des cours d'eau puisque ces zones sont bien drainées et favorisent la croissance des arbres et le développement des arbustes. Ceux-ci offrent par le fait même un meilleur couvert contre la prédation ainsi que des ressources alimentaires plus abondantes. Même si la précédente étude a été réalisée dans la zone de transition entre la forêt boréale et la toundra, nous voulons vérifier si le même phénomène peut s'observer sous nos latitudes. Pour cette hypothèse, nous disposons d'une trentaine de poteaux qui sont à proximité (à moins de 40 mètres) d'un cours d'eau et nous nous poserons la question à savoir si, dans l'ensemble de la zone étudiée où l'on retrouve une alternance de zones traitées et de zones non-touchées par les interventions forestières, est-ce que l'habitat riparien est préféré par le lièvre? Ce la nous amèn à postuler l'hypothèse 3.

Hypothèse 3:

H₁ : L'habitat riparien est significativement plus utilisé* par le lièvre que les zones loin des cours d'eau (prédit par le nombre de crottins et par les variables de végétation).

Ces deux dernières hypothèses permettent de vérifier quels sont les types d'habitat préférés par le lièvre et permettent de mettre en relation le nombre de crottins avec certains paramètres de l'habitat décrivant la région immédiate des poteaux.

2.2.1.4. Mise en contexte - hypothèse 4

La quatrième hypothèse nous demandera de vérifier l'importance de ces paramètres selon les habitats, c'est-à-dire de comparer chacun des habitats à l'aide de chacun des paramètres qui les caractérisent et qui ont été mesurés lors de cette étude.

Hypothèse 4:

H₁ : Il y a présence de différences significatives entre les TEM, les DNC et les DC en ce qui concerne certains paramètres abiotiques et de végétation.

2.2.2. Gélinotte huppée

2.2.2.1. Mise en contexte - hypothèse 1

La route d'inventaire des mâles tambourineurs sur la métairie 6 est longiligne et contient vingt-quatre points d'écoute répartis sur plus de quatre kilomètres de distance. Puisque les interventions forestières n'ont été réalisées que sur une portion du territoire, il est possible de mettre en relation les résultats de l'inventaire avec la présence ou non de coupes. Nous croyons que les coupes en damiers nuisent aux gélinottes si bien que ces dernières quitteront (à court terme) la proximité des damiers coupés à la suite des interventions et se relocaliseront dans les zones témoins.

Hypothèse 1:

H₁ : Le nombre moyen de tambourineurs entendus par station est plus élevé dans

les zones où il n'y a pas eu de traitement forestier (zones témoins) que dans la zone des damiers (du moins à court terme).

2.2.2.2. Mise en contexte - hypothèse 2

Les inventaires de gélinottes nous ont permis de localiser vingt sites de tambourinage parmi lesquels dix se retrouvent à proximité des coupes et dix autres à une certaine distance des coupes (65-75m et plus).

Puisque les gélinottes ont besoin d'un couvert de protection assez important durant toutes les étapes de leur cycle vital, il peut être logique de croire que la coupe engendre une relocalisation des mâles tambourineurs. Ceci amènerait les individus à se déplacer et à choisir un habitat sous-optimal contenant possiblement des sites de tambourinage en moins grand nombre ou de moindre qualité. Si c'est le cas, cela pourrait se traduire en la présence de différences significatives dans les caractéristiques des sites à proximité des coupes de ceux loin des coupes.

Hypothèse 2:

H₁ : Il y a présence de différences significatives entre les sites de tambourinage des damiers et des témoins en ce qui concerne certains paramètres abiotiques et de végétation.

Pour la gélinotte les variables de végétation qui seront considérées sont les mêmes que celles qui l'ont été pour le lièvre (en ajoutant les caractéristiques du promontoire de tambourinage). Encore ici, on prévoit obtenir la relation TEM > DNC > DC pour le couvert latéral, le couvert horizontal, la proximité d'un écotone et la densité arbustive, alors que pour la luminosité, on s'attend à obtenir la relation suivante: TEM < DNC < DC. En ce qui concerne le promontoire de tambourinage, nous ne nous attendons pas à une sélection particulière. Comme il en sera discuté dans la revue de littérature, plusieurs auteurs ont en effet trouvé que les caractéristiques physiques du

promontoire ne sont pas considérées importantes lors de la sélection de celui-ci par la gélinotte (Gullion 1967; Boag et Sumanik 1969; Stoll 1979).

3. MÉTHODES

3.1. Inventaires fauniques

3.1.1. Lièvre d'Amérique

3.1.1.1. Réseau de bâtons à lièvre

Afin de réaliser l'inventaire des crottins de lièvre, un réseau de bâtons (placettes ou parcelles) a été installé à l'automne 1995 par Forêt Modèle Bas St-Laurent sur la métairie 6 de la seigneurie Nicolas Riou (fig...). Ce réseau est divisé en 4 sections. La plus grande portion, le réseau principal, compte à lui seul 255 parcelles (numérotées de 455 à 710) qui sont distribuées sur quatre kilomètres (pointe ouest de la métairie 6 jusqu'au Lac à Joe). Ce réseau se divise en 36 virées (transects) de 4 à 10 bâtons chacune. Le réseau secondaire est composé de trois sites contenant 24 bâtons chacun et situés sur certaines zones entre deux virées du réseau principal. Ceux-ci étaient à l'origine destinés à monitorer l'influence d'autres types de coupe qui n'ont pas été réalisées. Ils ont plutôt été soumis aux mêmes coupes en damier que le réseau principal. Les bâtons sur ces trois zones sont séparés d'une distance de 30 mètres seulement alors que ceux du réseau principal sont distancés de 40 mètres.

Sur l'ensemble du territoire, les interventions avant 1996 ont été réalisées presque exclusivement entre les virées 19 et 24, la zone des damiers. On y retrouve les damiers coupés (DC) et non-coupés (DNC). Les damiers coupés sont les surfaces traitées en 1994 et 1995 et ils totalisent une superficie de près de 8 hectares. Les damiers non-coupés représentent les zones soit en bordure de la zone coupée, soit des îlots de végétation à l'intérieur de la zone coupée. Les zones témoins sont celles qui sont situées à plus de 50 mètres d'une zone coupée.

Les placettes à échantillonner (bâtons) sont donc distribuées sur ces quatre zones de la façon suivante:

Ensemble du	réseau	de poteaux
	Nombre	
Témoins	Damiers non-coupés	Damiers coupés
117	32	22

Le réseau de bâtons près des cours d'eau (qui concerne l'hypothèse 3-L) est présenté au tableau ____).

3.1.1.2. Inventaire des crottins

Comme cela a été expliqué en détail un peu plus haut, le réseau permanent de bâtons à lièvres contient plusieurs placettes dans les trois zones à l'étude. Sur chacune de ces parcelles identifiées à l'aide d'un poteau numéroté, la façon de déterminer l'abondance relative des crottins se fait par le prélèvement des rejets fécaux ou crottins dans une parcelle circulaire de 1m de rayon (i.e. surface de πr^2 ou 3.1416 m²). Les crottins sont comptés puis rejetés à l'extérieur de cette zone circulaire.

Cette procédure a été réalisée lors de deux sessions de terrain. La première séance s'est effectuée du 5 au 24 mai 1996 (après la fonte des neiges et avant la venue des feuilles) afin de représenter l'utilisation hivernale de l'habitat. La deuxième séance a été effectuée durant trois jours, les 13, 18 et 20 septembre 1996 (avant la tombée de la première neige et avant la période intensive de la chasse) afin de représenter l'utilisation de l'habitat en été. Les formulaires d'entrée de données sont en annexes (A et B). Au même moment où le réseau de bâtons (placettes) a été installé en septembre 1995 par Forêts Modèles, un inventaire des crottins a été réalisé. Ceci nous a assuré que notre inventaire du printemps 1996 n'impliquait que des crottins du dernier hiver.

3.1.2. Gélinotte huppée

3.1.2.1. Inventaire des mâles tambourineurs

Nous avons déterminé la présence et l'abondance relative de la gélinotte huppée grâce au comportement de tambourinage des mâles durant la période de reproduction au printemps (Petraborg *et al.* 1953; Ferron *et al.* 1996). La méthode décrite ici a été utilisée lors de l'étude en Abitibi (Dusseault *et al.* 1995) et elle est essentiellement la méthode décrite par Ferron *et al.* (1996). La route d'inventaire était située sur le chemin principal (fig. 7) et longeait la zone d'étude qui s'étend sur une distance de quatre kilomètres. Longeant ce chemin, vingt-quatre stations marquées à l'aide d'un ruban orange servaient de sites d'écoute et celles-ci étaient distancées de 150 m les unes des autres. À chacun des arrêts, nous avons écouté attentivement durant quatre minutes et compté le nombre de mâles entendus. Nous avons par la suite localisé les individus tambourineurs en s'approchant doucement de la source sonore afin d'identifier précisément le site qui sert de promontoire de tambourinage.

Fig. 7 Route d'inventaire des mâles tambourineurs sur l'aire d'étude (métairie 6)

Les dénombrements ont été faits le matin entre 5h30 et 8h30 car, selon Gullion (1989) et Ferron *et al.* (1996), les matins frais et sans vent sont ceux à privilégier pour la réalisation des inventaires. Nous avons exécuté trois trajets à l'intérieur d'une période de trois semaines (du 5 au 24 mai 1996) pour déterminer le maximum de mâles tambourinants. Un exemple de fiche d'entrée de données est présenté en annexe (____).

Dépendant de plusieurs facteurs dont les conditions hivernales variant d'année en année, les mâles seront plus disposés à tambouriner certaines années alors qu'en d'autres années, ils seront pour la plupart silencieux. Ceci peut donc induire un certain biais dans l'estimation de la taille de la population lorsque l'on compare celle-ci entre les années. Toutefois, dans le cas de la présente étude, les hypothèses se font à l'intérieur d'une seule année. Ceci n'influencera donc pas mes résultats.

3.2 **Inventaire de végétation**

3.2.1. Introduction

L'inventaire a été réalisé en deux parties. La première séance de terrain a été effectuée en mai lors de l'inventaire des crottins à lièvre. Seulement deux paramètres de végétation ont été mesurés lors de cette séance; le couvert latéral et la densité de la couronne. Ces deux variables représentaient alors le couvert hivernal puisqu'ils ont été mesurés avant la sortie des feuilles.

La deuxième partie de l'inventaire de végétation s'est déroulée du 10 juin au 5 juillet 1996. Il a été réalisé après la sortie des feuilles afin de pouvoir associer les paramètres de végétation aux mesures d'utilisation estivale de l'habitat par le lièvre (crottins) et par la gélinotte huppée (environs du site de tambourinage). De plus, c'est à cette période de l'année que les mâles passent la plus grande partie de leur temps autour de leur site de tambourinage; c'est donc le bon moment pour analyser les composantes de l'habitat de tambourinage même si l'on sait que l'environnement de ce site est utilisé à longueur d'année par les gélinottes et en particulier par les mâles (Ferron *et al.* 1994; Gullion 1989)

3.2.2. Les différents paramètres mesurés

Plusieurs paramètres de la végétation ont été mesurés lors de cet inventaire. Ces variables ont été considérées autant pour le lièvre (autour des parcelles) que pour la gélinotte (autour des sites de tambourinage). Ces variables sont, avec quelques modifications, les mêmes qui ont été proposées en 1993 par Jean Ferron dans un protocole de l'étude de la gélinotte huppée en milieu affecté par les coupes forestières en Abitibi et qui a été appliqué par la suite dans cette région pour le lièvre d'Amérique (Ferron *et al.* 1994) et la gélinotte huppée (Dusseault *et al.* 1995).

Couvert latéral: Cela correspond à la densité de feuillage et a été mesuré à l'aide de la planche à profil de végétation ("vegetation profile board" de Nudds 1977). La planche d'une largeur de 30 cm et d'une hauteur de 2 m est divisée en quatre sections égales de 50 cm de hauteur et est placée verticalement au centre de la parcelle. Le pourcentage de visibilité de chaque section a été évalué à partir de deux points situés respectivement à 15m à l'est et à l'ouest de la planche. Les cotes de visibilité utilisées sont les suivantes: **1** pour une visibilité de 0 à 20%, **2** pour une visibilité de 21 à 40 %, **3** pour une visibilité de 41 à 60% **4** pour une visibilité de 61 à 80%, **5** pour une visibilité de 81 à 100%.

.Fermeture de la couronne ou couvert horizontal: Celui-ci sera évalué de deux façons:

- 1) À l'aide d'un posemètre en mode de mesure de la lumière ambiante (densiomètre sphérique). Six lectures de luminosité sont effectuées. Quatre le sont à chacun des points cardinaux d'une zone rectangulaire de 3m x 30m axée Est-Ouest, alors que les deux autres mesures sont prises au centre de la parcelle et en pleine lumière.
- 2) À l'aide d'un cadre de bois de 50 cm x 50 cm (dont l'intérieur est vide) et que l'on dispose horizontalement au-dessus de notre tête.

Ici, deux méthodes sont utilisées et la deuxième vient appuyer la première. Le posemètre est normalement la méthode qui est utilisée pour mesurer la fermeture de la couronne, nous voulons donc avec la méthode du cadre vérifier si celle-ci peut aussi être une façon efficace de mesurer ce paramètre de végétation. Nous croyons qu'avant la sortie de feuilles au printemps, cette

deuxième méthode reflète mieux la densité du couvert horizontal car le posemètre est légèrement biaisé par une trop grande diffusion de la lumière ambiante.

Dans le cas du posemètre, ce qui nous intéressera sera la luminosité relative de la parcelle et du site environnant par rapport à la donnée de pleine luminosité. Pour le cadre de 50cm x 50cm, les mesures ont été prises avec sensiblement la même technique que pour le couvert latéral. Le pourcentage de visibilité dans ce cas ci est la proportion du ciel qui n'est pas couverte par le feuillage (i.e. qui est visible à l'intérieur du cadre). Les cotes sont les mêmes que pour le couvert latéral: **1** pour une visibilité de 0 à 20%, **2** pour une visibilité de 21 à 40 %, **3** pour une visibilité de 41 à 60%, **4** pour une visibilité de 61 à 80% et **5** pour une visibilité de 81 à 100%.

Composition de la strate arbustive (arbres ayant un DHP < 10 cm): Caractérisée qualitativement en terme de densité (très faible, faible, moyenne et forte) et de type (résineux, mixte ou feuillus) d'arbustes sur une bande de trois mètres de large par 30m de long passant par le centre de la parcelle et orientée Est-Ouest.

Strate arborescente: Deux évaluations complémentaires ont été réalisées. *La surface terrière* a été estimée à l'aide d'un prisme de facteur deux. Le *peuplement arborescent (ou micro-peuplement)* dans l'environnement immédiat de la parcelle a aussi été décrit qualitativement selon un des codes présentés à l'annexe _____.

Présence d'écotone: Nous avons vérifié s'il y avait présence d'écotone à moins de 15 mètres. Si oui, le type était noté. La présence de coupes à moins de 50 mètres de la parcelle était aussi notée comme un type particulier d'écotone.

Régénération: Végétation arbustive ou arborescente (DHP < 10cm) trouvée dans 1 mètre de rayon autour du poteau (dans le cas du lièvre) et dans un mètre de rayon autour du promontoire de tambourinage (centré sur le point où la majorité des crottins de gélinottes étaient observés).

De plus, un aspect supplémentaire a été considéré pour la gélinotte

Description du promontoire de tambourinage :

- a) Nature du promontoire de tambourinage:
arbre **A**, souche **S**, roche **R** ou monticule **M**
- b) L'espèce utilisée pour tambouriner, lorsque c'était un arbre (Toutefois, ce critère ne sera pas incorporé aux analyses car les troncs étaient souvent trop décomposés ou couverts de mousse pour que l'on puisse les identifier correctement).
- c) Classe de diamètre de l'arbre utilisé pour tambouriner (mesurer le diamètre)
- 1- 0 à 15 cm
 - 2- 16 à 30 cm
 - 3- > 30 cm
- d) Caractéristiques de l'arbre utilisé:
- | | |
|---|---------------|
| Souche (dans ce cas spécifier la hauteur) | S: ... |
| Arbre au sol: | |
| récemment tombé | T |
| vieil arbre sans écorce | V |
| très vieil arbre recouvert de mousse | M |
| à plat au sol ou incliné | P ou I |

La fiche d'entrée de données est présentée à l'annexe _____

3.3 Traitement des données

Les analyses statistiques seront réalisées à l'aide du logiciel Systat (version 6.0 Windows). La normalité et l'homogénéité des variables quantitatives sera d'abord vérifiée. Les variables ne présentant pas une distribution normale subiront une transformation log naturel.

3.3.1. Lièvre d'Amérique

3.3.1.1. Hypothèse 1

Puisque nous avons seulement 2 variables de l'habitat en plus des crottins (couvert latéral et fermeture de la couronne), nous effectuerons une Anova suivi d'analyses par contraste. Cette approche statistique a été employée par Ferron *et al.* (1994) et Dusseault *et al.* (1995) dans des contextes d'étude similaires à celui-ci. Cette méthode est décrite par Wilkinson (1990). Ce test permettra de révéler l'absence ou la présence de différences entre les trois groupes et dans l'éventualité du dernier cas, de connaître l'ampleur des différences entre chaque groupe de parcelle. Cette technique permet d'augmenter la robustesse des tests et leur pertinence. Dans les cas où la différence sera significative, les statistiques descriptives permettront de déterminer la nature (+ ou -) de cette différence.

En ce qui concerne le couvert latéral, les analyses seront réalisées dans un premier temps en considérant les quatre sections de la planche à profil. Toutefois, considérant le changement graduel du niveau de la couche nivale tout au long de l'hiver, nous tiendrons compte de ce facteur en reprenant les analyses avec les trois sections situées au-dessus de 0.5 mètre et finalement avec seulement les deux sections situées au-dessus de 1 mètre.

De plus, Litvaitis *et al.* (1985) ont développé une formule permettant d'estimer le nombre de tiges à partir du couvert latéral mesuré en hiver. Nous mettrons donc en relation, par la suite, le nombre de crottins avec cette mesure dérivée (le nombre de tiges évalué à partir du couvert latéral).

3.3.1.2. Hypothèses 2 et 3

Les habitats seront comparés entre eux selon la densité de crottins retrouvée à chaque parcelle. L'utilisation différente entre les habitats pourra être expliquée par les différentes variables mentionnées à la section inventaire de végétation (3.2.2.). Nous ferons alors usage de statistiques multivariées. L'analyse en composantes principales (ACP) est une analyse multidimensionnelle assumant une multinormalité des variables (Wilkinson, 1990). Donc si les données sont normales et linéaires, ce sera ce test (ACP) qui sera réalisé, sinon, nous opterons plutôt pour une analyse en cadrage multidimensionnel non-métrique (ACNM). De plus, une régression multiple sera réalisée afin d'appuyer les résultats obtenus à l'aide du précédent test. Celle-ci permettra de résumer la relation existant entre la variable dépendante (crottins) et un ensemble de variables explicatives ou indépendantes (données de végétation → voir section inventaire de végétation). La régression sera soit réalisée en ne considérant comme variables indépendantes que les variables quantitatives (régression multiple classique) ou soit en y incorporant aussi les variables explicatives qui sont qualitatives (régression multiple avec variables muettes; Scherrer 1984). Nous opterons donc pour l'une des deux méthodes.

3.3.1.3. Hypothèse 4

Pour cette hypothèse, l'indice d'abondance des lièvres ne sera pas utilisé. Chacune des variables sera plutôt prise séparément et sera comparée entre les trois types d'habitats à l'aide d'une analyse de variance. L'analyse sera suivie d'un test à posteriori par contraste (Wilkinson 1990). Toutefois, les paramètres qui ne contiennent pas de données quantitatives (par exemple les données du couvert arbustif ou la présence ou non d'écotone), se verront donner une cote numérique qui permettra de réaliser le même type de test. À titre indicatif, il est prévisible d'obtenir la relation TEM > DNC > DC pour le couvert latéral, le couvert horizontal, la proximité d'un écotone et la densité arbustive, alors que pour la luminosité, on s'attend à obtenir la relation suivante: TEM < DNC < DC.

3.3.2. Gélinotte huppée

3.3.2.1. Hypothèse 1

Afin de vérifier si le nombre moyen de tambourineurs entendus par station est plus élevé dans les zones témoins que dans la zone des damiers, nous effectuerons un test de khi-carré.

3.3.2.2. Hypothèse 2

Puisque la coupe engendre possiblement une relocalisation des mâles tambourineurs, ces derniers devront peut-être se déplacer et choisir un habitat sous-optimal contenant peut-être des sites de tambourinage en moins grand nombre ou de moindre qualité. Ceci pourrait se traduire en la présence de différences significatives dans les caractéristiques des sites à proximité de ceux loin des coupes. Afin de vérifier cela, chacun des paramètres (variables) sera pris séparément et sera comparé entre les trois types d'habitats à l'aide d'une analyse de variance suivie d'un test par contraste à posteriori. Toutefois, les paramètres qui ne contiennent pas de données quantitatives (par exemple les données du couvert arbustif ou le type de site de tambourinage), se verront donner une cote numérique qui permettra de réaliser le même type de test.

4. REVUE DE LITTÉRATURE

4.1. Lièvre d'Amérique

4.1.1. Pourquoi s'intéresser au lièvre d'Amérique?

Cette espèce a une importance récréative, économique et écologique. Il se prélève annuellement au Québec environ 2 millions de lièvres par la chasse et le colletage (Alain 1986, Ferron *et al.* 1994). De plus, le nombre de détenteurs de permis de petit gibier a été de plus de 200 000 en 1995. Au plan écologique, le lièvre est aussi une proie recherchée par les félinés, les

rapaces, les canidés et les mustelidés. L'abondance de plusieurs espèces dépend directement du lièvre (Ferron *et al.* 1994).

4.1.2. Comment éviter les biais dûs à la cyclicité des populations?

Il est reconnu que les populations de lièvres (et dans une moindre mesure la gélinotte) subissent des fluctuations importantes et cycliques, et ce, surtout dans la portion nordique de leur aire de distribution (Wolff, 1980 ; Windberg et Keith, 1978). À ce propos, Van Horne (1983) a démontré que l'évaluation des préférences en habitats peut être trompeuse et entraîner des biais lorsqu'elle est basée uniquement sur des indices d'abondance durant les périodes de haut de cycle. Toutefois, puisque la cyclicité des lièvres dans le sud de sa distribution canadienne (sud de l'Ontario, du Québec et provinces maritimes) serait peu prononcée ou ne présenterait aucun patron régulier (Keith, 1990) et que la même situation semble prévaloir dans le Bas St-Laurent (Jean Ferron, chercheur à l'UQAR, comm pers.), le biais relié à cette composante est négligible. De plus, puisque l'échantillonnage sur le terrain pour la présente étude a été réalisé sur moins d'un an et que nous comparons des places traitées avec des places témoins, les biais reliés à la cyclicité sont réduits à zéro.

4.1.3. Inventaire des crottins...une bonne méthode?

Un des buts de l'étude était de vérifier l'effet des coupes sur l'abondance relative du lièvre. La méthode qui a été utilisée dans le cadre de la présente étude afin de mesurer l'abondance relative des lièvres est le dénombrement des crottins sur des parcelles permanentes. Cette méthode efficace et peu coûteuse a aussi été préconisée dans les études réalisées par Orr et Dodds (1982), Wolfe *et al.* (1982), Litvaitis *et al.* (1986), Ferron et Ouellet (1992), Ferron *et al.* (1994) et d'autres. Selon Krebs *et al.* (1987), le dénombrement des fèces constitue une méthode rapide et précise d'évaluation de la densité des lièvres à une grande échelle. Ces auteurs ont d'ailleurs trouvé une forte relation linéaire entre la densité annuelle moyenne de lièvres et le nombre de fèces

($r=0.94$). Une étude dans les plantations d'épinette au Nouveau-Brunswick a d'ailleurs indiqué que la densité des crottins était un très bon indice de la distribution hivernale des lièvres (Parker 1984). Les crottins de lièvres sont aussi facilement identifiables grâce à leur forme sphérique et à leur taille d'environ un centimètre de diamètre. De plus, ils persistent plusieurs mois de sorte qu'ils s'accumulent au sol dans les boisés (Ferron *et al.*, 1996). C'est donc pour toutes ces raisons que nous avons privilégié cette méthode autant pour quantifier l'utilisation hivernale que l'utilisation estivale de l'habitat par le lièvre d'Amérique.

4.1.4. Besoins en matière d'habitat

La sélection de l'habitat chez le lièvre d'Amérique est un sujet qui a été investigué il y a déjà longtemps par plusieurs auteurs (Elton 1935, MacLulich 1937, Green et Evans 1940, Bookhout 1965, Clark 1973, tiré de Brocke, 1975). Ces multiples recherches ainsi que les études récentes tendent à démontrer que le lièvre d'Amérique accepte une variété de types d'habitats, en passant des forêts purement conifériennes aux forêts caducifoliées. Cela varie évidemment avec certains facteurs tels que la latitude ou l'abondance relative de chacun de types d'habitats dans un milieu.

L'association entre l'habitat coniférien et le lièvre d'Amérique est bien documentée (Telfer 1972; Dolber et Clark 1975; Walski et Mautz 1977; tiré de Tompkins et Woehr 19__??, Parker 1984). Brocke (1975) a présenté une description de l'habitat du lièvre dans le centre des Adirondacks et il a trouvé la plus forte relation entre cette espèce et le couvert coniférien à avoir été mentionnée dans la littérature. D'un autre côté, dans d'autres types d'habitats, certains auteurs ont observé la tendance opposée, c'est-à-dire des lièvres utilisant des habitats à prédominance feuillue. Par exemple, Keith et Surrendi (1971) ont trouvé la plupart des individus utilisant des boisés de peupliers faux-tremble.

4.1.4.1. Couvert de protection contre la prédation

Boutin *et al.* (1986) ont trouvé que la mortalité chez le lièvre d'Amérique au Yukon était presque entièrement causée par la prédation. De même, plusieurs autres auteurs mentionnent des taux de mortalité de l'ordre de 80% à 100% (Keith *et al.* 1984 ; Sievert et Keith, 1985). On peut donc comprendre l'importance d'un bon couvert de protection lorsque l'on sait que celui-ci offre à la fois une protection visuelle ainsi qu'une obstruction physique contre les attaques des prédateurs (Keith 1990). Brocke (1975) a d'ailleurs supposé que la visibilité latérale est le plus important stimulus dans la sélection d'un couvert afin d'éviter la prédation. En Utah, Wolfe *et al.* (1982) ont déterminé (méthode de Nudds, 1977) que les sites avec des densités de végétation de 40% (60% de visibilité) à 100% (0% de visibilité) sont des habitats d'hiver adéquats pour le lièvre d'Amérique. Sievert et Keith (1985) ont trouvé qu'au Wisconsin, le taux de survie des individus relâchés (et suivis par télémétrie) à différents moments de l'année dans un couvert dense étaient presque deux fois supérieur au taux de survie des individus relâchés dans un couvert pauvre (faible densité de tiges arborescentes et arbustives).

Un habitat optimal doit présenter un degré d'obstruction visuelle du couvert latéral supérieur à 85% (Ferron et Ouellet 1992; Carreker 1985). La densité du couvert arbustif est donc reconnue comme étant le facteur clé de l'habitat (Bider 1961; Buehler et Keith 1982; Carreker 1985, Conroy *et al.* 1979; Ferron et Ouellet 1992; Litvaitis 1990; Litvaitis *et al.* 1986; Monthey 1986; O'Donoghue 1983; Wolfe *et al.* 1982; Wolfe 1980).

La composition des espèces arbustives serait, quant à elle, moins importante, même si il a été démontré que dans certaines régions, ce paramètre peut jouer un rôle significatif (Bider 1961; O'Donoghue 1983; Tompkins et Woehr 1979).

4.1.4.2. Couvert de déplacement (« travel cover »)

Plusieurs études ont fait ressortir que le lièvre se déplace peu et qu'il évite de franchir de

grandes distances en milieu ouvert; l'amplitude maximale de ses déplacements est de l'ordre de 200 à 400 m (Brocke 1975 ; Conroy *et al.* 1979 ; Ferron et Ouellet 1992 ; Ferron *et al.* 1996).

Selon Royar (____), le couvert de déplacement n'est pas un habitat nécessaire si les ressources alimentaires sont disponibles à proximité immédiate du couvert de protection («Base cover»).

Toutefois, un bon couvert de déplacement augmente effectivement la taille du territoire à l'intérieur duquel les lièvres peuvent, de façon sécuritaire, errer à la recherche de nourriture.

En ce sens, la présence d'un couvert de déplacement est utile et contribuerait, selon Brocke (1975), à bonifier le couvert de protection (Base cover). Ferron *et al.* (1996) mentionnent que la présence d'un couvert arborescent est également importante pour assurer une protection au lièvre contre les prédateurs ailés. Ils ajoutent toutefois qu'un peuplement arborescent trop dense offrira un étage arbustif peu développé et présentera peu d'intérêt pour le lièvre, sauf pour ses déplacements entre un couvert d'abri et un couvert de nourriture. En ce sens, une diminution de la densité de lièvres a été rapportée dès que la fermeture de la couronne des arbres dépassait 60% (Orr et Dodds 1982 ; Ferron *et al.* 1996).

4.1.4.3. Utilité des bordures et du chevauchement des habitats (continuité du couvert ou « interspersion »)

Plusieurs études sur l'utilisation saisonnière de l'habitat du lièvre ont démontré que cette espèce requiert un amalgame de couverts très hétérogènes (Brocke 1975 ; Conroy *et al.* 1979 ; Ferron et Ouellet 1992 ; Ferron *et al.* 1996). Brocke (1975) a d'ailleurs mentionné que le résultat le plus intéressant qu'il ait obtenu, lors de son étude sur l'aménagement de l'habitat du lièvre dans les Adirondacks, est la continuité (chevauchement) des couverts pour le lièvre. Les lièvres s'alimentent fréquemment en bordure des champs, des routes et des sentiers ainsi que dans les éclaircies (Ferron *et al.* 1996). Le lièvre est donc très souvent associé aux bordures ou écotones. Il a en effet été démontré que les lièvres s'y retrouvent plus fréquemment qu'à l'intérieur d'un peuplement homogène (Ferron et Ouellet, 1992). Il est donc pertinent de se demander ce que seront les véritables conséquences d'une coupe en damier au niveau de l'utilisation de l'espace.

4.1.5. Interventions forestières et autres types d'aménagement de l'habitat

4.1.5.1. Effet de la coupe

Puisqu'un couvert de protection est si important pour la petite faune, il est bon de se demander à quel point les coupes peuvent influencer sur l'utilisation de l'habitat par le lièvre d'Amérique. Les coupes peuvent être considérées comme des habitats ouverts et en ce sens, il a été observé que les lièvres utilisent plus fortement les habitats ouverts en été lorsque ceux-ci sont associés à un couvert de protection et/ou d'alimentation (Carreker 1985). Ces derniers sont quand même considérés, comme des habitats suboptimaux et c'est surtout lors de l'augmentation des populations et des haut de cycles que l'on peut observer des mouvements de propagation parmi les jeunes individus et chez la population en général vers ces habitats ouverts (Dolbeer et Clark 1975; Carreker 1985). Puisque la cyclicité n'existe pas ou n'est que peu définie dans la région, nous pouvons donc prévoir que si les populations de lièvres sont stables, les individus vont surtout avoir tendance à utiliser les habitats optimaux et délaisseront les habitats suboptimaux comme les zones affectées par les coupes forestières.

Wolfe *et al.* (1982) ont abordé l'effet de coupes de 1-4 ha sur l'habitat du lièvre dans des sections de peuplements dominées par le peuplier et l'association épinette-sapin. Ces auteurs ont mesuré l'utilisation de l'habitat par le lièvre dans un peuplement coniférien adjacent à un peuplement de peuplier faux-tremble coupé (l'équivalent de nos damiers non-coupés et coupés → DNC et DC). Ils ont vérifié l'utilisation par le lièvre avant et après les interventions forestières et n'ont trouvé aucune différence significative. Le peuplement coupé était par contre considéré comme un habitat superficiel (faiblement utilisé) avant la coupe. Toutefois, si des coupes à blanc sont réalisées dans des habitats caractérisés par un bon couvert de protection et d'alimentation, le bilan sera négatif (il y aura perte d'un habitat de base). Toutefois, ceci n'est vrai qu'à court terme car, à mesure que la régénération repoussera, l'habitat redeviendra utilisé.

Ceci est bien illustré par Monthey (1986) qui a déterminé les préférences du lièvre en ce qui concerne le couvert végétal et le type de peuplements en relation à la disponibilité du brout hivernal dans une coupe à blanc commerciale, une forêt partiellement coupée et une forêt non-touchée par la coupe forestière. Ses résultats indiquent que les lièvres n'utilisent pas, en hiver, les coupes de moins de 3 ans, que les coupes de 7 à 9 ans sont faiblement utilisées, mais que les coupes de 12 à 15 ans sont fortement utilisées. On voit donc que les lièvres recommencent à utiliser les coupes de façon régulière une dizaine d'années après l'intervention. La forêt partiellement coupée ainsi que la forêt non-touchée ont été faiblement utilisées par le lièvre et ceci serait dû à l'absence de chevauchement ou de continuité (interspersion) entre les différents habitats.

C'est maintenant connu que les coupes réalisées sur de faibles superficies sont favorables pour le lièvre dans une optique de rendement soutenable. Toutefois, l'impact à court terme des coupes forestières sur le petit gibier est une problématique qui a été abordée dans peu d'études au Québec et qui est moins connue. Ferron *et al.* (1994; voir aussi Potvin 1990) ont considéré l'impact à court terme des coupes à blanc commerciales sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. La superficie des coupes en question était largement plus importante que dans le cas de la présente étude où les coupes effectuées sont de moins de 1 ha. De plus, même si dans le cas des deux études les peuplements dominants sont constitués majoritairement de résineux, ceux-ci sont représentés par des essences différentes (pessière noire vs sapinière à sapin ou à bouleau blanc). La présente étude se veut donc une des premières études considérant l'effet des coupes de petites superficies sur le lièvre en territoire boréal québécois

4.1.5.2. Aménagement suggérés

Selon Conroy et al. (1979), le fait de laisser des déchets de coupes (troncs et branches au sol) après les interventions peut contribuer à rendre les coupes plus bénéfiques pour le lièvre,

plus particulièrement le long de la bordure de la coupe qui sert de couvert de déplacement et d'alimentation pour le lièvre.

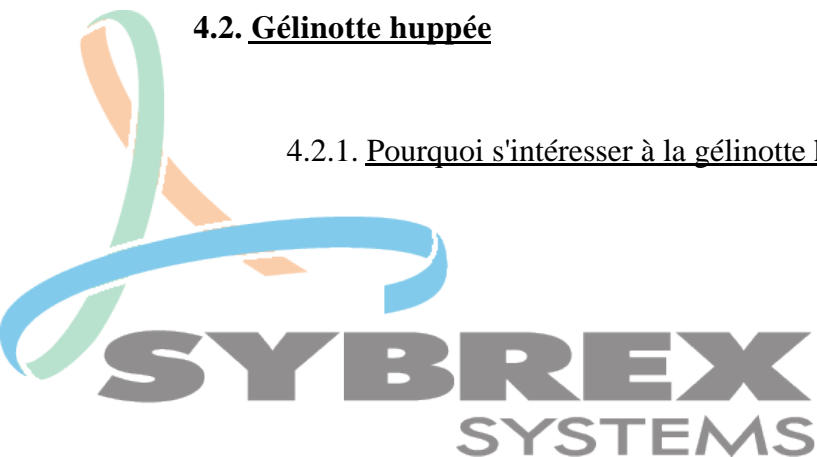
Il y a 20 ans, Brocke (1975) suggérait que les blocs d'aménagements ne devaient pas avoir une longueur supérieure à 200m (i.e. pas plus de 4 ha). Ce dernier avait aussi émis quelques recommandations quant aux caractéristiques importantes à considérer dans l'aménagement forestier du lièvre d'Amérique. Il avait premièrement fait remarquer que la présence d'un couvert dense de protection (Base cover) est essentielle et que celle-ci est bonifiée par la présence d'un couvert de déplacement (Travel cover). Il a aussi proposé que ces deux types de couvert soient continus et distancés au maximum de 200m et que l'on retrouve à proximité ou à l'intérieur des limites de ces derniers un couvert alimentaire suffisant. Cet auteur avait aussi proposé des schémas de rotation des coupes qui rendrait la forêt inéquienne et donc plus avantageuse pour le lièvre dans un habitat bordant un cours d'eau (voir fig. 8).

Cette méthode de rotation des coupes est une méthode maintenant utilisée non seulement pour le lièvre d'Amérique, mais aussi pour d'autres espèces de petit gibier telle que la gélinotte huppée. Ferron *et al.* (1996) ont spécifié que la rotation des coupes est un mode de gestion du territoire qui est à préconiser et que la stratégie d'aménagement est de favoriser l'ensemble des besoins de l'espèce en question à l'intérieur d'une superficie correspondant approximativement au domaine vital d'un individu. Chacun de ces blocs d'aménagement porte le nom d'unité

d'aménagement de l'habitat (UAH). Afin de répondre aux besoins du lièvre en matière d'abri et de nourriture, ainsi que pour tenir compte des variations saisonnières de son alimentation et de l'influence de la neige sur le couvert, une unité d'aménagement de l'habitat doit contenir plusieurs types de peuplement (fig. 9; Ferron *et al.* 1996). La taille de l'UAH proposé pour le lièvre est de 2 à 3 ha. La figure 10 présente un exemple de rotation des coupes dans un sapinière afin d'aménager l'habitat pour le lièvre d'Amérique

4.2. Gélinotte huppée

4.2.1. Pourquoi s'intéresser à la gélinotte huppée?



La gélinotte huppée est l'espèce de petit gibier à plume la plus populaire auprès des chasseurs québécois. Plus d'un million deux cent milles sont abattues par année au Québec (Bourret *et al.* 1991; tiré de Ferron *et al.* 1996). Tout comme le lièvre d'Amérique, la gélinotte est une espèce qui joue un rôle important dans son milieu: c'est un animal résidant en nos régions à l'année (non-migrateur) jouant un rôle important dans son milieu. Il assure par exemple la dissémination de plusieurs espèces de plantes (dont par exemple le cornouiller et le sorbier) et sert aussi de denrée de premier choix pour les oiseaux de proie (grand-duc d'Amérique, chouette lapone, autour des palombes, chouette rayée, etc ; Gullion 1989), quelques prédateurs terrestres (lynx, coyote, hermine, renard, loup, etc. ; Keith 1990) ainsi que pour les humains pendant la période de la chasse à l'automne!

4.2.2. Inventaire des mâles tambourineurs

Les oiseaux diminuent leur effort de tambourinage lors des pluies importantes, des tempêtes de neige ou si la température est trop élevée, c'est-à-dire au-dessus de cinq degrés le matin à nos latitudes (Gullion, 1989; obs. pers. 1996). De plus, même si le vent n'est pas un facteur qui va décourager le comportement de tambourinage, il va certainement rendre l'écoute et la localisation des individus plus difficile (Gullion, 1989). Nous avons donc tenté de réaliser les inventaires lorsque les conditions étaient appropriées.

4.2.3. Besoins en matière d'habitat

Déjà au début de ce siècle, plusieurs études ont été réalisées sur les besoins en habitats de la gélinotte et l'aménagement du territoire en fonction de la gélinotte. Allen (1934), Bump *et al.* (1947), Edminster (1947) et Petraborg (1953) sont quelques-uns des premiers chercheurs à avoir investigué le sujet plus en profondeur. Il y eut par la suite Gullion qui, pendant les trois dernières décennies, toucha à tous les aspects concernant la recherche sur la gélinotte huppée.

Espèce non-migratrice, la gélinotte doit pouvoir trouver dans son habitat de quoi satisfaire à l'année ses besoins en nourriture et en abri. Les besoins en habitat de la gélinotte varient donc selon les saisons et selon l'étape du cycle vital. Outre le site de tambourinage, il faut considérer les habitats de nidification, d'élevage et d'hiver (Ferron *et al.* 1996). En effet, Thompson *et al.* (1987) ont trouvé des différences significatives entre les habitats de tambourinage, de nidification, d'élevage et les sites aléatoires en ce qui concerne la densité des tiges ($P < 0.001$).

Selon Hamill et Moran (1987), l'habitat optimal pour cette espèce consiste en une forêt qui peut offrir ces deux composantes très importantes: un couvert de protection de l'automne au printemps et aussi de la nourriture pour la période hivernale. Un bon couvert de protection automnal-printanier est caractérisé par une régénération dense de tiges arborescentes et arbustives d'essences décidues, ou de conifères dans des peuplements résineux ou mixtes (Hale *et al.* 1982; Thompson *et al.* 1987).

D'après Titus (1976) la présence de peupliers faux-tremble matures (40 à 50 ans) est une condition essentielle de l'habitat de printemps, période durant laquelle les chatons et les fleurs de cet arbre sont particulièrement recherchés alors que les autres plantes ne sont pas disponibles. Une autre condition essentielle de l'habitat de printemps serait la présence de troncs couchés au sol qui favorisent le tambourinage des mâles (Alain, 1988).

Au Québec, la gélinotte huppée se retrouve principalement dans les forêts mixtes à dominance de peupliers et de bouleaux, généralement à proximité d'ouvertures: clairières, bordures de coupes forestières, de chemins forestiers ou de champs en friche (Alain, 1988 ; Ferron *et al.* 1996). De plus, la présence de conifères apparaît essentielle sous nos climats afin de lui procurer un meilleur couvert d'abri durant l'hiver.

4.2.3.1. Habitat de tambourinage et sélection d'un promontoire

La présence de sites de tambourinage apparaît être un élément clé du processus de sélection de l'habitat, puisque les mâles y demeurent fidèles d'année en année et tendent à demeurer dans un rayon de 400 m de ceux-ci ; les femelles tendent également à s'installer à proximité de ces sites. On devra donc s'assurer de la présence de peuplements mixtes de 15-25 ans utilisés par la gélinotte comme site de tambourinage (Ferron *et al.* 1996).

Selon les précédents auteurs, toutes les couches de végétation sont impliquées pour qu'un site de tambourinage soit convenable pour la gélinotte, mais selon eux, un important couvert horizontal ainsi qu'une bonne visibilité au niveau du sol semblent les deux facteurs les plus importants. Boag et Sumanik (1969) ont démontré que parmi les quatre essences d'arbres les plus communes sur leur site d'étude, la densité des tiges de moins d'un mètre de hauteur étaient en moyenne au moins deux fois plus abondantes aux sites occupés par la gélinotte qu'aux sites inoccupés par celle-ci. De plus, selon Thompson *et al.* (1987), la densité en tiges arborescentes ainsi que la fermeture de la couronne des arbres décidus était plus faible aux sites de tambourinage.

4.2.3.1.1. Sélection d'un promontoire de tambourinage

Selon les analyses de Stoll *et al.* (1979) et de Hale *et al.* (1982), la sélection ou l'utilisation continue d'un tronc couché au sol comme promontoire dépend de deux paramètres de végétation: un habitat convenable à l'intérieur du centre d'activité de cet individu et une densité importante (**densité ? ? ?**) en tiges arborescentes ou arbustives à proximité immédiate du tronc. Hale *et al.* (1982) ont trouvé que la vision latérale à partir des promontoires de tambourinage était généralement plus faible qu'aux sites inoccupés par la gélinotte dans le même type d'habitat.

4.2.3.1.2. Importance de l'essence végétale choisie comme promontoire

L'espèce d'arbre au sol n'est pas suspectée être un paramètre jouant un rôle important dans la sélection des sites de tambourinage. Dusseault *et al.* (1994) ont mentionné que la gélinotte

huppée ne sélectionne probablement pas une essence particulière pour établir son site de tambourinage mais qu'elle les utilise proportionnellement à leur abondance dans le milieu. D'autres auteurs ont considéré que les caractéristiques physiques de la plate-forme ou promontoire de tambourinage ne sont pas importantes (Gullion 1967; Boag et Sumanik 1969; Stoll 1979)

4.2.3.2. Habitat de nidification

Puisque la femelle est, lors de la nidification, complètement camouflée grâce à son plumage cryptique et son immobilité, elle recherche donc les endroits où elle peut voir les prédateurs venir de loin. L'habitat de nidification correspond à des peuplements où les arbres ont un DHP de cinq à treize cm, parfois jusqu'à 20 cm, et où l'étage arbustif est presque absent. La couronne des arbres procure aussi une bonne protection contre les prédateurs ailés (Ferron *et al.* 1996). Edminster (1947) a observé que les nids sont souvent situés à moins de vingt mètres d'un autre habitat (clairière, route, etc). Un autre facteur important serait la proximité d'ouvertures (coupe récente, clairière, champ, friche, sentier, ou route forestière (Bump *et al.* 1947). Gullion (1984) note toutefois que la gélinotte est très flexible quant au choix du site de nidification.

4.2.3.3. Habitat d'élevage

Dès l'éclosion, les jeunes quittent le nid et suivent leur mère dans un habitat beaucoup plus dense où ils passeront le reste du printemps et de l'été. Comme les jeunes ne peuvent pas voler avant l'âge de dix jours, puis ne volent que faiblement jusqu'à l'âge de trois à quatre semaines, ils sont particulièrement vulnérables à la prédation, d'où l'importance de fréquenter un couvert dense. Leur survie est directement reliée à la qualité du couvert d'élevage. De plus, les jeunes devront trouver suffisamment d'insectes dans cet habitat car ces derniers composent la presque la totalité de leur alimentation pendant les 5-6 premières semaines (Ferron *et al.* 1996 ; Gullion 1989). Après cette période, les jeunes devront se tourner vers une diète composée principalement

de fruits et ensuite de feuilles. On comprend donc la popularité des peuplements de trembles comme habitat d'élevage lorsque l'on sait que ceux-ci sont les plus riches en insectes (même supérieurs aux aulnaies) et que la litière de feuilles de trembles a une plus grande valeur nutritive que n'importe quelle autre litière de feuilles en Amérique du Nord (Gullion 1989). De plus, les peupleraies subissent des variations thermiques quotidiennes moins grandes que plusieurs autres types de peuplements. Les aulnaies (préférentiellement celles dont la hauteur des aulnes atteint trois à six mètres ; Service d'extension en foresterie de l'Est-du-Québec ____) sont aussi des peuplements recherchés. Toutefois, ces dernières peuvent receler des densités d'herbacées assez importantes pouvant entraver la mobilité des oisillons (Ferron *et al.* 1996). De plus, il est fréquent d'observer dans les aulnaies la présence de mares dans lesquelles les jeunes peuvent se noyer. Selon le Service d'extension en foresterie de l'Est-du-Québec (____), le peuplement préféré de la gélinotte est une jeune tremblaie âgée de 4 à 15 ans et dont la densité varie entre 700 tiges et 20 000 tiges à l'hectare environ. Cependant, en l'absence de tremblaies, on observe que l'oiseau utilise, comme aire d'élevage, les bétulaies ayant les mêmes caractéristiques.

4.2.3.4. Habitat automnal et hivernal

Durant l'automne, on retrouve des gélinottes dans plusieurs types d'habitat, notamment en raison de la dispersion des couvées. Sous nos latitudes, les conifères sont un élément essentiel de l'habitat hivernal de la gélinotte. Un couvert dominé par les feuillus comprenant 15 % à 30 % de conifères constituerait l'habitat hivernal optimal pour la gélinotte (Chambers, communications citée de Cade et Sousa, 1985). Hammill et Moran (____) ont assumé que les conditions optimales étaient retrouvées lorsque la nourriture hivernale peut être retrouvée à l'intérieur d'une zone de 30.5m du couvert automnal-printanier. À mesure que la distance requise pour répondre aux deux besoins vitaux s'agrandissait, la qualité de l'habitat diminue. La tendance de maintenir de large peuplements résulte en un chevauchement réduit des besoins vitaux de l'espèce.

De plus, quelques bosquets de conifères de 0.1 à 0.2 ha serviront de protection contre le vent, les chutes de neige et les prédateurs (Ferron *et al.* 1996). Le reste du peuplement devra être en feuillus pour fournir la nourriture hivernale à la gélinotte (Barber *et al.* 1989). Les principales essences recherchées sont les peupliers, les bouleaux et les cerisiers, la gélinotte s'alimentant de leurs bourgeons, ramilles et chatons (Ferron *et al.* 1996). Ces arbres doivent cependant être assez âgés pour être de bons producteurs, c'est-à-dire 30 ans selon Barber *et al.* (1989) et Ferron *et al.* (1996).

4.2.4. Sélection de l'habitat afin de réduire les risques de prédation

Mais pourquoi est-il si important pour la gélinotte de vivre dans un peuplement où la densité d'arbustes (mesurée par le couvert latéral et horizontal) est élevée (potentiel d'abri et de fuite élevé) ? La réponse se trouve évidemment dans la forte prédation exercée sur la gélinotte. Bump *et al.* (1947) ont trouvé que 39% des nids seraient détruits directement ou indirectement par les oiseaux de proie. Le grand-duc d'Amérique et l'autour des palombes agiraient autant chez les proies juvéniles qu'adultes (Alain 1988). Parfois, ils réussissent à prélever une femelle sur son nid et, par la suite, renards, ratons laveurs et autres prédateurs terrestres vont venir se nourrir des œufs. Plusieurs auteurs s'entendent pour dire que la prédation serait la principale cause de mortalité chez les gélinottes. On rapporte des pourcentages de mortalité dus à la prédation tournant autour de 60% à 70 % de la population adulte (Gullion 1984; Thompson et Fritzell 1989; Rush *et al.* 1978 ; Ferron *et al.* 1996). Ceci démontre donc l'utilité de mesurer, dans le cadre de la présente étude, le couvert latéral (lié à la prédation terrestre), la fermeture de la couronne (liée à la prédation aérienne), la strate arbustive et arborescente.

Les peuplements denses fournissent donc la protection nécessaire contre la prédation envers les individus reproducteurs, plus particulièrement les mâles, et sont utilisés comme habitat d'élevage et comme couvert hivernal (Hammill et Moran ____). L'efficacité du couvert de protection offert par la régénération en peuplier a été très bien documentée par Gullion (1977).

D'ailleurs, contrairement aux densités d'adultes reproducteurs qui atteignent 20 individus ou plus par 100 acres (40 ha) dans de bons peuplements de peupliers, ces mêmes densités n'atteignent à peine que 2 à 4 gélinottes par 40 ha dans les portions de leur aire de distribution qui sont éloignées des forêts de peuplier (Gullion, 1989).

4.2.5. Régime alimentaire

Selon Hammill et Moran (____), les gélinottes mangent les bourgeons de plusieurs espèces d'arbustes et d'arbres en hiver incluant entre autres le bouleau blanc, l'érable rouge et le noisetier à long bec. Les bourgeons floraux (chatons) des peupliers mâles, par contre, constituent la ressource alimentaire principale de la gélinotte huppée dans l'ouest canadien et américain ainsi que dans les états bordant les Grands Lacs à cause de leur valeur énergétique plus grande (Gullion 1989). Pendant l'été, la gélinotte fréquentera surtout les milieux herbacés qui lui donnent accès à une nourriture abondante. Certains arbres fruitiers comme le sorbier ou le pommier fournissent aussi une nourriture de premier choix pour la gélinotte.

4.2.6. Interventions forestières et autres types d'aménagement de l'habitat

En ce qui concerne la gélinotte huppée, l'objectif que l'on poursuit dans la présente étude est de vérifier si la coupe en damier influence le type d'habitat choisi par cette espèce (site de tambourinage) et si elle diminue la fréquentation de la gélinotte dans les zones de bûchés. La coupe entraîne une augmentation de la continuité entre les habitats et engendre un type de couvert supplémentaire qui sera utilisé quelques années après l'intervention alors que la régénération aura repris le dessus, on pourrait donc croire que s'il y a des conséquences négatives en ce qui concerne l'utilisation des sites coupés, ce ne sera négatif qu'à court terme.

Dans la première partie de ce siècle, plusieurs auteurs ont contribué à faire connaître les interventions favorisant la gélinotte (Bump *et al.* 1947; Edminster 1947). Alain (1988) a bien

résumé certaines pratiques à privilégier afin d'augmenter la densité des populations. Les coupes doivent créer des milieux ouverts restreints (présence accrue de plantes herbacées et d'éricacées nécessaires aux gélinottes ; Russel, 1973) et des forêts jeunes, tout en sauvegardant des îlots constitués d'essences ligneuses à feuilles caduques (peuplements à dominance de peuplier faux-tremble). Sur les terres privées, la pratique de coupes sélectives permettra de maintenir un équilibre dans les essences arborescentes des différentes classes d'âge et de taille dans les zones limitrophes aux conifères (Alain 1988). Pour obtenir de fortes densités de populations, la gélinotte doit, en effet, pouvoir satisfaire l'ensemble de ses besoins en matière d'abri et d'alimentation lors de l'accouplement (période de tambourinage), de la nidification, de l'élevage et des saisons plus rigoureuses à l'intérieur d'une superficie de quatre hectares (Gullion 1984 ; Ferron *et al.* 1996). Une UAH sera d'autant plus attrayante pour la gélinotte que cette dernière y trouvera une nourriture variée et abondante. Dans ce contexte, la présence d'arbres fruitiers est à prendre en considération. On suggère que 15% à 30% du couvert soit coniférien et que ces arbres soient répartis en îlots de 0.1 ha ou 0.2 ha et que les essences à branches basses, comme le sapin, sont à privilégier en raison de la qualité du couvert d'abri qu'elles procurent. De plus ces peuplements devront posséder suffisamment de structures susceptibles d'être utilisées comme site de tambourinage (Ferron *et al.* 1996). Gullion (1984) en recommande 2 à 4 à l'hectare.

Aussi, Gullion (1989) rapporte que la présence de noisetiers prolonge le temps d'utilisation par rapport à un peuplement pur de peuplier faux-tremble. Dans toutes ces recommandations, la seule qui diffère est le type de peuplement dont le couvert tend beaucoup plus vers le résineux que vers les feuillus. Tous les autres éléments sont retrouvés sur la zone d'étude, ceci explique donc, malgré le fait que le couvert est très coniférien, pourquoi l'on observe de bonnes densités de gélinottes sur la zone à l'étude. On retrouve aussi sur la zone à l'étude la présence d'îlots de bouleaux blancs et de cerisiers, des trouées où noisetiers et érables à épi abondent ainsi que des aulnaies. La valeur de ces essences dans l'aménagement de la forêt pour la gélinotte est d'ailleurs reconnue et a été soulignée par Brenner (1989) et Gullion (1989).

Les méthodes d'exploitation forestières que sont les coupes par bandes (damiers dans le cas de cette étude) favorisera l'établissement d'une forêt inéquienne c'est-à-dire des peuplements avec des âges différents. Ceci contribuera donc à augmenter la proportion de lisière (bordure ou écotone) et favorisera à moyen terme la gélinoite autant que le lièvre d'Amérique (un exemple de rotation des coupes en peuplement à dominance de peupliers est présenté à la figure 11).

On peut toutefois se demander maintenant si les lisières ou bordures créées par les pratiques forestières favorisent vraiment la grande majorité des espèces présentes sur le site ou si cela ne porterait pas préjudice à un trop grand nombre d'espèces non-gibier .

4.3. Effet de bordure sur les espèces non-ciblées pour l'exploitation

Léopold (1933) rapportait que le nombre d'espèces animales et leur densité sont plus élevés dans la bordure que dans chacun des habitats séparés. Les animaux sont probablement attirés par les bordures à cause de la diversité et du contraste des communautés végétales de ces milieux. Les espèces furtives, qui ont besoin de nourriture et d'abris de nature différente, peuvent être attirées aux endroits où deux écosystèmes se chevauchent pour satisfaire tous leurs besoins, le plus jeune offrant la nourriture et le plus vieux les abris (Ferron *et al.* 1996).

Bien que le contrôle des successions végétales sous forme de perturbations provoquées par les coupes forestières ait des effets bénéfiques sur la production de nourriture et sur le maintien et la création de nouveaux habitats, il est important de préciser que cette pratique ne doit pas être utilisée dans toutes les situations, sans discernement. Les sites fragiles ou sensibles aux perturbations peuvent être dégradés par des interventions trop fréquentes. Il faut aussi prévoir des réserves de vieilles forêts qui accueilleront les espèces climaciques (par exemple le pékan, la martre d'Amérique, la paruline à croupion jaune et le tétras du Canada ; Ferron 1996).

Dans le cas du territoire de la présente étude, ceci a été fait sur la zone 9 qui est située dans la portion ouest du territoire à aménager de la métairie 6. Cette zone est constituée d'une vieille cédrière et constitue une zone de contrainte extrême aux opérations forestières (MF3) et ne subira donc aucune exploitation forestière (Haag, 1995).

4.4. **Importance d'une gestion favorisant plus d'une espèce à la fois**

Depuis les années 1980, la forte demande en essences conifériennes pour le bois de pulpe et en programmes d'assistance pour le reboisement en conifères (épinettes et sapins) dans les forêts publiques n'est pas de nature à favoriser la gélinotte, car ceci tend à créer de grandes surfaces homogènes, dominées presque exclusivement par les conifères (Alain 1988). Les individus ont dans ce cas besoin d'élargir considérablement la taille de leur domaine vital afin d'avoir accès aux différents habitats leur fournissant les ressources dont ils ont besoin durant toute l'année (voir Ferron *et al.*, 1996).

Par contre, dans le cas de ce projet, puisque nous sommes dans une forêt privée, les coupes permises et prescrites sont de très faibles superficies, celles-ci ne représentant qu'une fraction de la superficie totale représentant le domaine vital annuel de la gélinotte ou du lièvre. Ces coupes sont donc bénéfiques pour les deux espèces puisqu'elles constituent la première étape de l'instauration d'un système de rotation des coupes qui permettra de rendre la forêt inéquienne et donc plus convenable pour le petit gibier.

De façon pratique, ceci permettra aux deux espèces concernées par la présente étude d'atteindre ou de maintenir des effectifs importants et cela permettra aux chasseurs qui se rendent en bordure ou dans la forêt de chasser indifféremment pour le lièvre ou la gélinotte et d'obtenir des bons succès de chasse pour chacune de ces espèces.

On voit donc que ces pratiques s'intègrent bien à la tendance récente favorisant les aménagements et les objectifs de gestion qui privilégient plus d'une espèce faunique en même temps. Cela se rapproche davantage de la vision multiresources et représente une approche très convenable de gestion intégrée des ressources.

Références

Alain, G. 1988. Plan tactique sur la gélinotte huppée. Direction de la gestion des espèces et des habitats, MLCP, Quebec. 50 p.

Atwater, S. et J. Schnell. 1989. Ruffed Grouse. The Wildlife Series. Stackpole Books, Pennsylvania. 370 p.

Bédard, R. 1995. Toute l'importance de l'éducation forestière. Forêt Conservation, vol 61, no 6, pp 10-11.

Berner, A et L.W. Gysel. 1969. Habitat analysis and management considerations for ruffed grouse for a multiple use area in Michigan. J.Wildl.Manage. Vol.33 (4): 769-778.

Boag, D.A. et K.M. Sumanik. 1969. Characteristic of drumming sites selected by ruffed grouse in Alberta. J. Wildl. Manage. 33:621-628.

- Brenner, F.J. 1989. New strategies to encourage ruffed grouse. P. 350-352. *In*: Atwater, S. and J. Schnell (Eds), Ruffed Grouse, Stackpole Books.
- Brocke, R.H. 1975. Preliminary guidelines for managing snowshoe hare habitat in the Adirondacks. *Trans. Northeast Sec., The Wildl. Soc., Fish Wildl. Conf.* 32:46-66.
- Buehler, D.A., et Keith, B.L. 1982. Snowshoe hares distribution and habitat use in Wisconsin. *Canadian Field-Naturalist.* 96(1):19-29.
- Bump, G., R.W. Darrow, F.C. Edminster et W.F. Crissey. 1947. The Ruffed Grouse, life history, propagation, management. New-York Conserv. Dept. Albany, New-York, 915 p.
- Carreker, R.G. 1985. Habitat suitability index models: Snowshoe hare. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82(10.101). 21 pp.
- Conroy, M.J., Gysel, L.W., Dudderar, G.R. 1979. Habitat component of clear-cut areas for snowshoe hares in Michigan. *J. Wildl. Manage.* 43 (3): 680-690.
- Courtois, R. et F. Potvin. 1993. Résultats préliminaires sur l'impact à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre et ses utilisateurs en forêt boréale. Québec, Ministère de l'environnement et de la faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre. 97 p.
- Dolbeer, R.A. et W.R. Clark. 1975. Population ecology of snowshoe hare in the central Rocky Mountains. *J. Wildl. Manage.* 39(3); 535-549.
- Dusseault, C., Ferron, J., et Courtois, R. 1995. Habitat de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en Abitibi-Témiscamingue et impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et de ses habitats, Service de la faune terrestre, 67 p.
- Edminster, F.C. 1947. The Ruffed Grouse, its life story, ecology and management. MacMillan, New-York, 387 p.
- Favreau, R. 1993. Des MRC qui protègent leur forêt. Magazine Franc-Vert. Janvier-février 1993, p. 24-25.
- Ferron, J., et Ouellet, J.-P. 1992. Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest. *Can. J. Zool.* 70: 2178-2183.
- Ferron, J., F. Potvin et C. Dusseault. 1994. Impact à court terme de l'exploitation forestière

sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Service de la faune terrestre. 75 p.

Ferron, J., Couture, R. et Lemay, Y. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy, 206 p.

Forêts modèles (réseau de). 1992. Une forêt habitée. Feuillelet d'information concernant la portion québécoise de forêts modèles.

Gullion, G.W. 1967. Selection and use of drumming sites by male ruffed grouse. *Auk* 84:87-112.

Gullion, G.W. 1977. Maintenance of the aspen ecosystem as a primary wildlife habitat. *Proceed. XIIIth Intern. Congress of Game Biologists*, p. 256-265.

Gullion, G.W. 1984. *Managing northern forests for wildlife*. The Ruffed Grouse Society, Coraopolis, PA. 72p.

Gullion, G.W. 1989. *The Ruffed Grouse*. NorthWord, Wisconsin, 136 p.

Haag, S. 1995. Élaboration de stratégies de gestion intégrée des ressources forestières et fauniques dans la métairie 6 de la Seigneurie Nicolas Riou (Forêt Modèle du St-Laurent). Travail dirigé, Université du Québec à Rimouski, 66 p.

Hale, P.E., A.S. Johnson et J.L. Landers. Characteristics of ruffed grouse drumming sites in Georgia. *J.Wildl.Manage.* 46(1): 115-123.

Hamill, J.H. et R.J. Moran. ??????. A habitat model for ruffed grouse in Michigan. ??????? chap 3, pp 15-18.

Keith, L.. 1990. Dynamics of snowshoe hare populations. Tiré de *Current Mammalogy*, Plenum press, New York. Pp. 119-184.

Klaus, S. ?????. Effects of forestry on grouse populations: Case studies from the Thuringian and Bohemian forests, central Europe. *Ornis scandinavica* 22 (3): 218-223.

Krebs, C.J., Gilbert, B.S., Boutin, S., Boonstra, R. 1987. Estimation of snowshoe hare population density from turd transects. *Can. J. Zool.* 65: 565-567.

Kubisiak, J.F. 1985. Ruffed grouse habitat relationships in aspen and oak forests of central Wisconsin. Department of natural resources, Wisconsin. Technical Bulletin No. 151, 21 p.

- Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A., Bissonette, J.A. 1985. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *J.Wildl.Manage.* 49(4): 866-873.
- MacCracken, J.G., Steigers, Jr. W.D., Mayer, P.V. 1988. Winter and early spring habitat use by Snowshoe Hares, *Lepus americanus*, in south-central Alaska. *Canadian Field Naturalist.* 102 (1): 25-30.
- McIntyre, N.E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape ecology*, vol. 10 no.2, pp 85-99.
- Monthey, R.W. 1986. Responses of snowshoe hares, *Lepus americanus*, to timber harvesting in Northern Maine. *Canadian Field-Naturalist* 100(4): 568-570.
- Nudds, T.D. 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin*, Vol. 5, No. 3. 113-117.
- O'Donoghue, M. 1983. Seasonal habitat selection by snowshoe hare in eastern Maine. *Trans. Northeast Fish and Wildlife Conference.* 40: 100-107.
- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, St-Nicolas, Québec (Canada). 1428 p.
- Orr, C.R. et D.J. Dodds. 1982. Snowshoe hare habitat preferences in Nova Scotia spruce-fir forests. *Wild. Soc. Bull.* 10:147-150.
- Parker, G.R. 1984. Use of spruce plantations by snowshoe hare in New-Brunswick. *The forestry chronicle*, pp. 162-166.
- Réseau de Forêts Modèles. 1992. Programme de forêts modèles du Canada: une initiative pour le développement durable. 16p.
- Robbins, C.S., D.K. Dawson et B.A. Dowell. ____?. Habitat requirements of breeding forest birds of the middle atlantic states. *Wildl. Monogr.* 103, 1-34.
- Robinson, W.L. 1984. Ruffed grouse management. State of the art in the early 1980's. Proceedings of a symposium held at the 45th Midwest Fish and Wildlife Conference, St-Louis, Missouri, 1983. 177 p.
- Rogowitz, G.L. 1988. Forage quality and use of reforested habitats by snowshoe hares. *Can. J. Zool.* 66: 2080-2083.

Royar, K. année???. Snowshoe hare model habitat management guidelines. Pp 6-13. Tiré de Model habitat management guidelines for deer, bear, hare, grouse, turkey, woodcock, and non-game wildlife. Vermont fish & Wildlife Department agency of environmental conservation. 70 p.

Rush, D.H., M.M.Gillespie et D.I. McKay. 1978. Decline of a ruffed grouse population in Manitoba. *Can. Field-Nat.* 92:123-127.

Savoie, R. 1995. Plan d'aménagement de la Seigneurie Nicolas Riou, Forêt Modèle, ? p.

Scherer, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin éditeur, Boucherville, Canada. 850p.

Service d'extension en foresterie de l'Est-du-Québec. 1993-94-95__??. Il faut courir plusieurs lièvres à la fois. *Autres ressources de la forêt.* No 1, 3 p.

Service d'extension en foresterie de l'Est-du-Québec. 1993-94-95__??. La gélinotte huppée, une espèce indicatrice . *Autres ressources de la forêt.* No 2, 4 p.

St-Georges, M., Nadeau, S., Lambert et D., Décarie. 1995. Winter habitat use by ptarmigan, snowshoe hares, red foxes, and river otters in the boreal forest - tundra transition zone of western Quebec. *Can. J. Zool.* 73: 755-764.

Stoll, Jr. R.J., M.W. McClain, R.L. Boston, G.P.Honchul. 1979. *J.Wildl.Manage.* 43(2): 324-333.

Sullivan, T.P. et Sullivan, D.S. 1988. Influence of stand thinning on snowshoe hare population dynamics and feeding damage in lodge pole pine forest. *Journal of applied ecology.* 25: 791-805.

Thompson, F.R., D.A. Freiling, E.K. Fritzel. 1987. Drumming, nesting, and brood habitats of ruffed grouse in an oak-hickory forest. *J.Wildl.Manage.* 51(3): 568-575.

Tompkins, D.B., et J.R. Woehr. 1979. Influence of habitat on movements and densities of snowshoe hare. *Trans. Northeast Fish and Wildl. Conf.* 36:169-175.

Weber, S. année???. Ruffed grouse model habitat management guidelines. Pp 23-28. Tiré de Model habitat management guidelines for deer, bear, hare, grouse, turkey, woodcock, and non-game wildlife. Vermont fish & Wildlife Department agency of environmental conservation. 70 p.

Wiggers, E.P., Laubhan, M.K. et Hamilton, D.A.1992. Forest structure associated with

ruffed grouse abundance. For. Ecol. Manage., 49: 211-218.

Wilkinson, L. SYSTAT: The system for statistics. Evanston, IL: SYSTAT, inc. 676 p.

Windberg, L.A., et L.B. Keith. 1978. Snowshoe hare populations in woodlot habitat. Can. J. Zool. 56: 1071-1080.

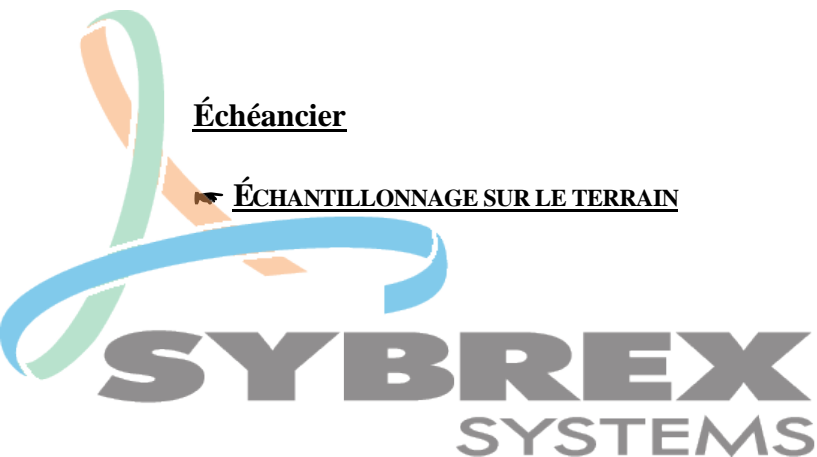
Wolff, J.O. 1980. The rôle of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. Ecological monographs. 50(1): 111-130.

Wolfe, M.L., Debyle, N.V., Winchell, C.S., McCabe, T.R. 1982. Snowshoe hare cover relationships in Northern Utah. J. Wildl. Manage. 46(3): 662-670.

Échéancier

ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN

(complété)



Inventaire fauniques

Lèvre d'Amérique: Inventaires des crottins sur les parcelles

Session de printemps → Mai 1996

Session d'automne → Septembre 1996

Gélinotte huppée: Inventaires des mâles tambourineurs

Inventaires de végétation

Juin-Juillet 1996

☛ **REMISE DU DEVIS (complété)**

Une copie sera envoyée à Dominique Arseneault (UQAR), Jean Ferron (UQAR) et à Richard Couture (UQTR), tous trois étant les membres formant le jury lors de ma présentation.

☛ **PRÉSENTATION DE MON PROJET DE MAÎTRISE DEVANT UN JURY (fin décembre)**

Ce jury sera formé des membres suivants:

Président du jury	Dominique Arseneault (UQAR)
Directeur de recherche:	Jean Ferron (UQAR)
Membre externe:	Richard Couture (UQTR)

☛ **ANALYSES STATISTIQUES** Seront terminées à la mi-janvier.

☛ **RÉDACTION THÈSE**

Sections INTRODUCTION + MATÉRIEL ET MÉTHODES + RÉSULTATS

- seront remises pour correction à la **mi-février**

Sections DISCUSSION + CONCLUSION

- seront remises pour correction à la **mi-mars**

☛ **PREMIÈRE REMISE DE MA THÈSE À MON DIRECTEUR DE RECHERCHE**
mi-mars - Fin mars

★ **REMISE DE LA THÈSE CORRIGÉE - RAPPORT FINAL**
Fin Avril