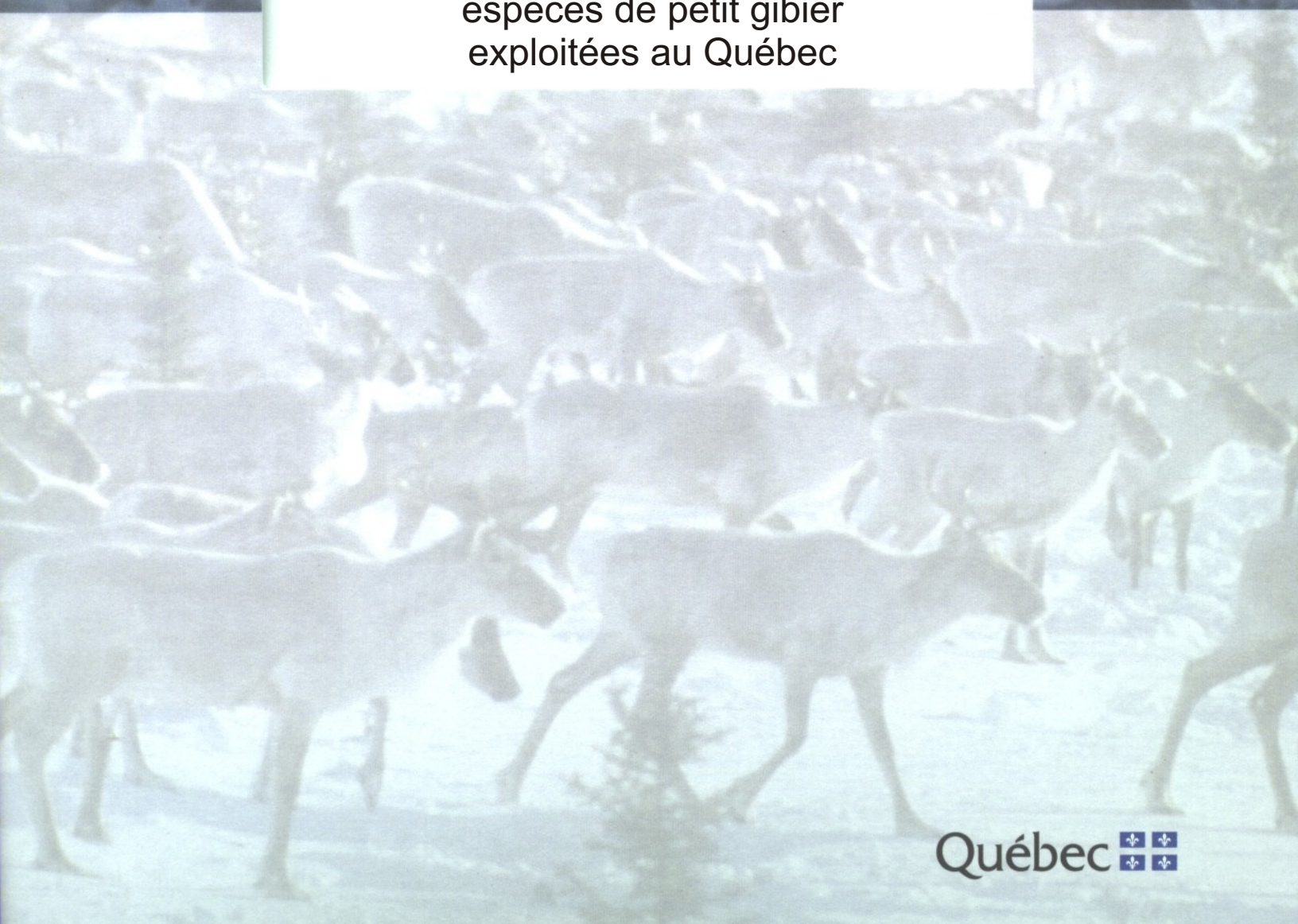


Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



État de situation des principales
espèces de petit gibier
exploitées au Québec



État de situation des principales
espèces de petit gibier
exploitées au Québec

Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats

**ÉTAT DE SITUATION DES PRINCIPALES ESPÈCES DE
PETIT GIBIER EXPLOITÉES AU QUÉBEC**

Par
Isabelle Gauthier
Héloïse Bastien
et
Sébastien Lefort

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
septembre 2008

Référence à citer :

GAUTHIER, I., H. BASTIEN et S. LEFORT. 2008. État de situation des principales espèces de petit gibier exploitées au Québec. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. 231 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale au Québec, 2008

ISBN : 978-2-550-53562-1 (version imprimée)

978-2-550-53563-8 (pdf)

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteurs :
Isabelle Gauthier
Héloïse Bastien
Sébastien Lefort

**Collaborateurs à la Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats et de la
Direction du développement socio-économique, partenariats, éducation :**

Gilles Lamontagne	Daniel Guérin
Michel Huot	Sylvie Bernier
Michel Lepage	Pierre Blanchette
René Lafond	Pierre Bouchard
Réhaume Courtois	

Collaborateurs en régions¹ :

Région 1 :	Guy Verrault
Région 2 :	Gilles Lupien, Jean Tanguay et Claude Dussault
Région 3 :	Daniel Banville
Région 7 :	Daniel St-Hilaire
Région 8 :	Jean Lapointe
Région 9 :	Isabelle Normand et Stéphane Guérin
Région 10 :	Sylvie Beaudet et Danielle St-Pierre
Région 11 :	Claudel Pelletier
Région 12 :	Normand Latour, Normand Courtemanche, Mario Leclerc et Sylvie Desjardins
Région 14 :	Yannick Bilodeau
Région 15 :	Michel Hénault
Régions 6, 13 et 16 :	Martin Léveillé

Illustration des espèces par Réjean Roy

¹ La liste des régions administratives du Québec est présentée en annexe 7.

AVANT-PROPOS

Dans les années quatre-vingt, deux plans tactiques furent produits; un pour le lièvre d'Amérique et un autre pour la gélinotte huppée. Ces documents synthétisaient les informations comprises dans la littérature sur ces espèces et apportaient des recommandations sur le suivi de ces populations et leur gestion au Québec. Le présent document se veut une suite logique à l'exercice réalisé dans les années quatre-vingt.

Les derniers exercices de synthèse des connaissances sur le lièvre d'Amérique et la gélinotte huppée et leur exploitation au Québec remontent au début des années quatre-vingt. Dans le cadre de la gestion de ces espèces, il apparaît maintenant nécessaire de remettre à jour cet « état de situation » pour tenir compte de l'évolution des deux dernières décennies. Nous avons aussi étendu l'exercice au tétras du Canada et à la perdrix grise, deux autres espèces de petit gibier prisées par les chasseurs.

RÉSUMÉ

Le terme « petit gibier » couvre de nombreuses espèces, souvent regroupées sous les noms génériques de « perdrix » (6 espèces) et de « lièvre » (3 espèces). Le présent document fait l'état de situation de quatre espèces, la gélinotte huppée, le tétras du Canada, la perdrix grise et le lièvre d'Amérique pour lesquelles les connaissances sont suffisantes pour établir un tel bilan. La gélinotte huppée, le tétras du Canada, la perdrix grise et le lièvre d'Amérique sont les quatre espèces qui supportent aussi la très grande partie de la récolte de « petits gibiers » au Québec.

La gélinotte huppée et le lièvre d'Amérique sont de loin les plus répandus et les plus populaires. Ils s'accommodent très bien des forêts en transition et en régénération. Ces espèces sont prolifiques et offrent une grande résistance face à l'exploitation. Elles sont sujettes à d'importantes variations « naturelles » de densité entre les années, parfois cycliques. Elles sont très sensibles aux variations de l'habitat, et réagissent rapidement à toute modification du couvert ou à une séquence climatique défavorable.

Le tétras préfère les vieilles forêts de conifères, et sa présence est très associée à cet habitat. Moins farouche que la gélinotte, il est plus sensible à une surexploitation locale. La perdrix grise, beaucoup moins répandue, recherche exclusivement les boisés en milieu agricole et sa distribution vers l'est s'arrête aux environs de Québec.

Si, globalement, les populations de petits gibiers sont relativement abondantes, la situation des populations peut varier énormément d'une région à l'autre, sinon entre les années. Dans le sud du Québec, la densité de chasseurs impose une pression très importante sur les populations de gélinottes et de lièvres. Cette pression est accentuée par les pertes ou les modifications d'habitat. Dans le sud du Québec, les habitats du tétras et de la perdrix grise subissent un stress important. Dans la forêt coniférienne, les grandes coupes dans les forêts matures modifient aussi l'habitat de façon radicale pour une période plus ou moins longue.

Le nombre de chasseurs de petit gibier est en déclin depuis une vingtaine d'années. Il y a vingt ans, près de 300 000 personnes se procuraient annuellement le permis de petit gibier, trois fois plus que pour l'original ou le cerf. En 2000, 182 500 personnes ont acheté un permis de chasse de petit gibier, effectuant 3 916 500 jours de chasse. Malgré la baisse notée au cours des dernières années, il y a encore aujourd'hui plus de chasseurs de petit gibier que de chasseurs de cerf ou d'original (environ 150 000 chacun) et ils effectuent plus de jours de chasse que pour ces deux gros gibiers réunis. On constate que la qualité de chasse du petit gibier se détériore, en bonne partie à cause de la priorité accordée à la chasse au gros gibier, tant pour le choix des saisons que pour l'accessibilité au territoire. Pourtant, la chasse du petit gibier exerce un attrait de tout premier ordre auprès de la clientèle et représente souvent la « porte d'accès » pour l'initiation aux activités cynégétiques. Dans un proche avenir, elle pourrait aussi représenter une source d'activité encore accessible pour une population vieillissante de chasseurs.

La gestion du petit gibier n'exige pas un effort aussi important et soutenu que la gestion du gros gibier. En raison même de leur abondance relative, de leur prolificité et de leur résilience, peu d'efforts ont été consentis jusqu'ici à la gestion du petits gibier. Un suivi général d'indicateurs simples mais bien structurés, permettrait de suivre l'évolution des populations. Toutefois, un suivi plus détaillé pourrait être nécessaire pour certaines espèces ou certaines situations de gestion.

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE RÉALISATION.....	iii
AVANT- PROPOS	iv
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES ANNEXES	xviii
 1. INTRODUCTION	 1
 2. MÉTHODOLOGIE.....	 3
 3. CARACTÉRISTIQUES, DYNAMIQUE ET PROBLÉMATIQUES FORESTIÈRES DES ÉCOSYSTÈMES UTILISÉS PAR LES POPULATIONS DE PETIT GIBIER.....	 4
3.1 Domaines de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme	 4
3.1.1 Tenure des terres	4
3.1.2 Description des forêts.....	5
3.1.2.1 Structure, composition et âge des forêts.....	5
3.1.2.2 Dynamique forestière	8
3.1.3 Problématique forestière.....	9
3.2 Domaine de la sapinière à bouleau jaune	10
3.2.1 Tenure des terres	10
3.2.2 Description des forêts.....	10
3.2.2.1 Structure, composition et âge des forêts.....	10
3.2.2.2 Dynamique forestière	12
3.2.3 Problématiques forestières	12

3.3	Domaine de la sapinière à bouleau blanc	13
3.3.1	Tenure des terres	13
3.3.2	Description des forêts.....	13
3.3.2.1	Structure, composition et âge des forêts.....	13
3.3.2.2	Dynamique forestière	14
3.3.3	Problématique forestière.....	16
3.4	Domaine de la pessière à mousses	16
3.4.1	Tenure des terres	16
3.4.2	Description des forêts.....	16
3.4.2.1	Structure, composition et âge des forêts.....	16
3.4.2.2	Dynamique forestière	18
3.4.3	Problématiques forestières	19
4.	BIOLOGIE DE LA GÉLINOTTE HUPPÉE	21
4.1	Description	21
4.2	Répartition, domaine vital et densité.....	24
4.3	Description de l'habitat	28
4.3.1	Habitat de tambourinage	29
4.3.2	Habitat de nidification	30
4.3.3	Habitat d'élevage des couvées	31
4.3.4	Habitat d'hiver.....	31
4.4	Alimentation.....	32
4.5	Reproduction	33
4.6	Facteurs limitatifs.....	37
4.6.1	Habitat	37
4.6.1.1	Domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme	37
4.6.1.2	Domaine de la sapinière à bouleau jaune	39
4.6.1.3	Domaine de la sapinière à bouleau blanc	39
4.6.1.4	Domaine de la pessière à mousses.....	40
4.6.2	Conditions climatiques	41
4.6.3	Prédation.....	42

4.6.4	Parasitisme et maladies	43
4.6.5	Chasse.....	44
4.7	Dynamique des populations	45
4.7.1	Succès de reproduction.....	45
4.7.2	Mortalité et longévité	46
4.7.3	Indicateurs de populations.....	46
4.7.4	Présence de cycles dans les populations du Québec	48
4.7.4.1	Relation avec le cycle du lièvre.....	50
5.	BIOLOGIE DU TÉTRAS DU CANADA	52
5.1	Description	52
5.2	Répartition, domaine vital et densité.....	54
5.3	Description de l'habitat	57
5.3.1	Habitat de nidification	58
5.3.2	Habitat d'élevage des couvées	58
5.3.3	Habitat d'automne et d'hiver.....	59
5.4	Alimentation.....	59
5.5	Reproduction	60
5.6	Facteurs limitatifs	63
5.6.1	Habitat	63
5.6.1.1	Domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme	63
5.6.1.2	Domaine de la sapinière à bouleau jaune	63
5.6.1.3	Domaine de la sapinière à bouleau blanc	64
5.6.1.4	Domaine de la pessière à mousses	65
5.6.2	Prédation.....	66
5.6.3	Nourriture et conditions climatiques	66
5.6.4	Parasitisme et maladies	67
5.6.5	Chasse.....	68
5.7	Dynamique des populations	69
5.7.1	Succès de reproduction.....	70
5.7.2	Mortalité et longévité	70

5.7.3	Indicateur de populations	71
5.7.4	Fluctuations des populations au Québec	73
6.	BIOLOGIE DE LA PERDRIX GRISE	75
6.1	Description	75
6.2	Répartition, domaine vital et densité	78
6.3	Description de l'habitat	81
6.3.1	Habitat de nidification	81
6.3.2	Habitat d'élevage des couvées	82
6.3.3	Habitat d'hiver	83
6.4	Alimentation	83
6.5	Reproduction	84
6.6	Facteurs limitatifs	86
6.6.1	Habitat	86
6.6.2	Pesticides	88
6.6.3	Conditions climatiques	89
6.6.4	Prédation	90
6.6.5	Parasitisme et maladies	91
6.6.6	Chasse et braconnage	92
6.7	Dynamique des populations	92
6.7.1	Succès de reproduction	93
6.7.2	Mortalité et longévité	94
6.7.3	Indicateurs de populations	95
6.7.4	Fluctuations de la population du Québec	95
7.	BIOLOGIE DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE	98
7.1	Description	98
7.2	Répartition, domaine vital et densité	100
7.3	Description de l'habitat	103
7.3.1	Couvert de protection et de déplacement	104
7.3.2	Habitat d'été et d'hiver	105
7.4	Alimentation	106

7.5	Reproduction	107
7.6	Facteurs limitatifs	109
7.6.1	Habitat	109
7.6.1.1	Domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme	110
7.6.1.2	Domaine de la sapinière à bouleau jaune	110
7.6.1.3	Domaine de la sapinière à bouleau blanc	111
7.6.1.4	Domaine la pessière à mousses	112
7.6.2	Nourriture et conditions climatiques	113
7.6.3	Prédation.....	114
7.6.4	Parasitisme et maladies	115
7.6.5	Chasse.....	117
7.7	Dynamique des populations	118
7.7.1	Succès de reproduction.....	118
7.7.2	Mortalité et longévité	119
7.7.3	Indicateur de populations	120
7.7.4	Présence de cycles dans les populations du Québec	121
8.	LES TECHNIQUES D'AMÉNAGEMENT DE L'HABITAT	123
8.1	La gélinotte huppée	123
8.2	Le tétras du Canada	125
8.3	La perdrix grise	128
8.4	Le lièvre d'Amérique	130
9.	L'OFFRE	133
9.1	La gélinotte huppée	134
9.2	Le tétras du Canada	135
9.3	La perdrix grise	136
9.4	Le lièvre d'Amérique	137
10.	DONNÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES	139
10.1	La demande	139
10.1.1	Ventes de permis	139

10.1.2	La répartition des ventes de permis par région.....	142
10.1.3	La fréquentation selon le type de territoire	143
10.1.4	La fréquentation mensuelle	144
10.1.5	Accès à la ressource	145
10.1.6	Relève des chasseurs	146
10.2	Utilisation et impact économique.....	148
10.2.1	La récolte.....	148
10.2.1.1	La récolte par espèce	148
10.2.1.2	La récolte par région administrative.....	151
10.2.1.3	Évaluation de l'offre et de l'utilisation.....	153
10.2.1.4	Retombées économiques	153
10.2.2	Utilisation commerciale	154
10.2.3	Utilisation non cynégétique.....	156
11.	OUTILS DE GESTION ET DE SUIVI DES POPULATIONS	158
11.1	Réglementation générale	158
11.1.1	Zones et territoires de chasse.....	158
11.1.2	Certificat du chasseur et permis de chasse	160
11.1.3	Périodes de chasse et limites de possession	162
11.2	Suivi des populations.....	163
11.2.1	Statistiques de récolte.....	163
11.2.2	Enquêtes et sondages.....	164
11.2.3	Inventaires et indices d'abondance.....	164
11.3	Autres outils de gestion	165
11.3.1	IQH.....	165
11.3.2	Introduction d'espèces.....	166
	CONCLUSION.....	168
	REMERCIEMENTS.....	169
	BIBLIOGRAPHIE	170
	ANNEXES.....	193

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Densités de gélinottes huppées enregistrées dans différentes régions d'Amérique du nord.....	28
Tableau 2.	Rapport des sexes, des âges et des jeunes par femelle adulte d'échantillon de la récolte de gélinottes huppées en Gaspésie entre 1999 à 2002	47
Tableau 3.	Densités de tétras du Canada enregistrées dans différentes régions d'Amérique du nord.....	57
Tableau 4.	Rapport des sexes, des âges et des jeunes par femelle adulte d'échantillon de la récolte de tétras en Gaspésie entre 1999 à 2002	72
Tableau 5.	Densités de perdrix grises enregistrées dans différentes régions du monde.	81
Tableau 6.	Densités de lièvres d'Amérique enregistrées dans différentes régions d'Amérique du nord.....	103
Tableau 7.	Évaluation de l'offre automnale de gélinottes huppées au Québec par domaine bioclimatique.....	135
Tableau 8.	Évaluation de l'offre automnale de tétras du Canada au Québec par domaine bioclimatique	136
Tableau 9.	Évaluation de l'offre automnale de lièvres d'Amérique au Québec par domaine bioclimatique.....	138
Tableau 10.	Nombre d'adeptes et de jours de chasse réalisés par type de chasse.....	141
Tableau 11.	Répartition de la fréquentation des chasseurs de petit gibier selon le type de territoire durant la saison de chasse 2000	143

LISTE DES TABLEAUX (SUITE)

Tableau 12. Répartition de la fréquentation pour la chasse du petit gibier sur une base mensuelle en 1988-1989	144
Tableau 13. Prélèvement des espèces principales de petit gibier durant la saison de chasse 1988-1989 au Québec.....	150
Tableau 14. Évaluation du rapport offre et de l'utilisation au Québec pour la gélinotte huppée, le tétras du Canada, la perdrix grise et le lièvre d'Amérique.....	153
Tableau 15. Dépenses totales et moyennes du chasseur de petit gibier durant la saison de chasse 2000 au Québec.....	154

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Zones de végétation, domaines bioclimatiques et régions administratives du Québec	7
Figure 2.	La gélinotte huppée.....	23
Figure 3.	Répartition de la gélinotte huppée en Amérique du Nord et au Québec par sous-espèces	26
Figure 4.	Fréquence d'éclosions des gélinottes huppées pour l'année 2000 en Gaspésie	35
Figure 5.	Évolution de la récolte de gélinotte huppée et de tétras du Canada par kilomètre carré pour dix zecs de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, entre 1980 et 2002.....	49
Figure 6.	Évolution de la récolte, de l'effort et du succès de chasse de la gélinotte huppée dans la réserve faunique de Rimouski entre 1984 et 2002	50
Figure 7.	Évolution de la récolte moyenne du lièvre d'Amérique, de la gélinotte huppée et du tétras du Canada, à la chasse sportive dans dix zecs de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean entre 1981 à 2002	51
Figure 8.	Le tétras du Canada.....	53
Figure 9.	Répartition du tétras du Canada en Amérique du Nord et au Québec	55
Figure 10.	Proportion de tétras du Canada dans la récolte de la réserve faunique de Rimouski entre 1984 et 2002	69
Figure 11.	Indices de constance et d'abondance de tétras du Canada au sud du Saint Laurent élaborés à partir des données ÉPOQ récoltées entre 1970 et 2002 ...	74

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Figure 12. La perdrix grise	77
Figure 13. Aire de nidification au Québec et répartition mondiale de la perdrix grise	79
Figure 14. Évolution des cultures de maïs, d'avoine et de céréales mélangées pour l'ensemble du Québec entre 1980 et 2003.	88
Figure 15. Indices de constance et d'abondance de la population de perdrix grises au Québec élaborés à partir des données ÉPOQ récoltées entre 1970 et 2002....	97
Figure 16. Le lièvre d'Amérique	99
Figure 17. Répartition du lièvre d'Amérique au Québec et en Amérique du Nord	101
Figure 18. Aménagement de l'habitat de la gélinotte huppée dans les forêts du domaine privé	124
Figure 19. Aménagement de l'habitat du tétras du Canada dans les forêts du domaine privé	127
Figure 20. Aménagement de l'habitat de la perdrix grise en milieu agricole	128
Figure 21. Aménagement de l'habitat du lièvre d'Amérique dans les forêts du domaine privé	131
Figure 22. Ventes de permis de chasse, pêche et piégeage en 2002 pour l'ensemble du Québec	140
Figure 23. Ventes de permis de chasse en 2002 pour l'ensemble du Québec.....	140
Figure 24. Nombre de permis de chasse de petit gibier vendus au Québec entre 1955 et 2005.....	141

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Figure 25. Nombre de permis de colletage vendus au Québec entre 1980 et 1999	142
Figure 26. Taux de participation à la chasse du petit gibier selon le groupe d'âge, chez les chasseurs québécois âgés de 15 ans et plus, au cours de la saison de chasse 1988-1989	147
Figure 27. Fréquentation des chasseurs de petit gibier selon les espèces chassées durant la saison de chasse 1988-1989 au Québec	149
Figure 28. Prélèvement moyen des chasseurs durant la saison de chasse 1988-1989, selon la région administrative d'origine.....	152

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Espèces animales contenues dans la catégorie « petit gibier » selon le <i>Règlement sur les activités de chasse de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune</i>	195
Annexe 2. Critères permettant de distinguer les juvéniles des adultes chez la gélinotte huppée en début d'automne	197
Annexe 3. Statistiques de récolte de « perdrix » (gélinotte huppée et tétras du Canada) dans les zecs du Québec, par région administrative.....	199
Annexe 4. Aire de répartition de la perdrix grise au Québec d'après les observations faites entre 1969 et 2002	207
Annexe 5. Abondance et répartition du lièvre d'Amérique dans la région Chaudière-Appalaches	212
Annexe 6. Statistiques de récolte de « lièvres » (lièvre d'Amérique, lièvre arctique et lapin à queue blanche) dans les zecs du Québec, par région administrative	214
Annexe 7. Liste des régions administratives du Québec	222
Annexe 8. Zones de chasse au Québec.....	224
Annexe 9. Périodes de chasse des espèces de petit gibier au Québec, 2008-2009	226

1. INTRODUCTION

Le petit gibier comprend de nombreuses espèces (annexe 1) dont les plus importantes pour les activités cynégétiques sont regroupées sous les termes génériques de « perdrix » (6 espèces) et de lièvres (3 espèces). La chasse du petit gibier est de loin l'activité cynégétique la plus populaire au Québec (Bourret *et al.* 1991). En 2000, elle attire 182 500 adeptes, soit 42 500 de plus que la chasse au cerf de Virginie et 60 000 de plus que la chasse à l'orignal. Les retombées économiques liées à cette activité sont de 78,5 millions de dollars. Il s'agit du deuxième type de chasse ayant le plus de retombées économiques après la chasse à l'orignal (MRNF 2006a).

En général, les espèces de petits gibiers sont réputées pour être prolifiques et résistantes à une exploitation intensive par la chasse ou le colletage de sorte que, jusqu'à tout récemment, les gestionnaires de la faune n'avaient pas jugé nécessaire d'aller plus loin que les recommandations des plans tactiques rédigés pour le lièvre d'Amérique en 1986 et la gélinotte huppée en 1988 (Alain 1986 et 1988). Cependant, depuis la publication de ces ouvrages, on a observé un accroissement important de la population humaine dans les zones périurbaines (Institut de la statistique du Québec 2008a, 2008b). Les habitats fréquentés par le petit gibier ont été de plus en plus utilisés ou modifiés par l'homme pour diverses activités comme les loisirs de plein air, la villégiature, la chasse, le développement urbain, l'exploitation forestière ou l'agriculture. Dans ces conditions, le besoin d'évaluer à nouveau la situation de ces espèces s'est fait sentir. En effet, lors des ateliers de 1994 et 2000 sur la petite faune, il fut recommandé que la Direction du développement de la faune du MRNF-Secteur Faune prépare un plan de gestion pour ce groupe d'espèces (Desrosiers 2000).

L'établissement d'un plan de gestion exige la mise à jour des données disponibles. Le présent document résume la situation de quatre espèces de petits gibiers, soit : la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*), la perdrix grise (*Perdix perdix*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*). Ces espèces ont été sélectionnées puisqu'elles sont les plus recherchées par les chasseurs et que leurs aires de

répartition sont situées au sud du Québec, près des zones urbaines et périurbaines. Ces espèces supportent donc l'essentiel de l'activité de la chasse du petit gibier et sont plus susceptibles de subir des taux d'exploitation élevés, comparativement aux autres espèces de petits gibiers.

Le présent document commence par un chapitre qui dresse les caractéristiques des écosystèmes utilisés par les populations de petits gibiers, leurs dynamiques et leurs problématiques forestières. Les quatre chapitres suivants permettent d'actualiser les données sur la biologie des quatre espèces de petit gibier au niveau de la répartition, de la densité, de la préférence d'habitat, de l'alimentation, de la reproduction, des facteurs limitatifs et de la dynamique des populations. Par la suite, le document détaille les techniques d'aménagement de l'habitat, trace le portrait socio-économique de la chasse du petit gibier, des outils de gestion disponibles et du suivi actuel des populations.

Pour compléter le présent document, des espèces moins connues telles que le tétras à queue fine (*Tympanuchus phasianellus*), le lagopède des saules (*Lagopus lagopus*), le lagopède alpin (*Lagopus mutus*), le lièvre arctique (*Lepus arcticus*) et le lapin à queue blanche (*Sylvilagus floridanus*) font actuellement l'objet d'une seconde revue de littérature qui devrait être publiée prochainement.

2. MÉTHODOLOGIE

Une revue de littérature a été effectuée pour caractériser les écosystèmes utilisés par les populations de petits gibiers (chapitre 3). Les connaissances contenues dans les plans tactiques du lièvre d'Amérique et de la gélinotte huppée (Alain 1986, 1988) ont été mises à jour (chapitres 4 et 7). Les informations biologiques recueillies pour la perdrix grise et le tétras du Canada proviennent aussi d'une revue de littérature (chapitres 5 et 6), de même que celles sur les techniques d'aménagement de l'habitat de ces quatre espèces (chapitre 8).

L'évaluation de la population totale de gélinottes huppées, de tétras du Canada et de lièvres d'Amérique a été effectuée à partir de la superficie des domaines bioclimatiques du Québec et des estimations de densité dans ces mêmes domaines (chapitre 9). Les données sur les domaines bioclimatiques proviennent du MRN (MRN 2000), alors que les densités proviennent de la revue de la littérature présentée dans les premiers chapitres du document. Pour la perdrix grise, la population totale actuelle au Québec est impossible à évaluer puisque les habitats utilisés par cette espèce aujourd'hui ne sont pas bien connus et que des estimations récentes de densité ne sont pas disponibles. L'offre disponible pour la chasse du petit gibier a été déterminée à partir de la population totale et de données provenant de la littérature sur les taux d'exploitation des populations de petits gibiers (chapitre 9).

Les données permettant d'évaluer la demande et l'utilisation de gélinotte huppée, de tétras du Canada et de lièvre d'Amérique proviennent, quant à elles, des statistiques de récolte des zecs et des statistiques des ventes de permis (chapitre 10). Les statistiques cynégétiques entre les années 1989 et 2002 ont été compilées, de même que celles entre 1980 et 1988, lorsque disponibles.

Les données socio-économiques proviennent principalement d'une enquête sur le petit gibier qui a été effectuée durant la saison de chasse 1988-1989 et des données sur la chasse diffusées sur le site internet du MRNF en juillet 2004 (chapitre 10). Les lois et les règlements de chasse sont ceux élaborés et publiés par le MRNF Secteur faune (chapitre 11).

3. CARACTÉRISTIQUES, DYNAMIQUE ET PROBLÉMATIQUE FORESTIÈRES DES ÉCOSYSTÈMES UTILISÉS PAR LES POPULATIONS DE PETIT GIBIER

Dans le présent chapitre, nous présenterons le portrait et les problématiques des quatre grands types d'habitat dans lesquels évoluent les espèces de petit gibier. Ceux-ci ont été retenus à partir des zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996) (figure 1). Un domaine bioclimatique est un territoire caractérisé par la nature de la végétation qui, à la fin des successions, couvre les sites où les conditions pédologiques, de drainage et d'exposition sont moyennes (sites mésiques). L'équilibre entre la végétation et le climat est le principal critère de distinction des domaines. Outre le climat, les processus qui gouvernent le fonctionnement des écosystèmes permettent de distinguer les domaines. Parmi ces processus, se trouvent les cycles d'éléments nutritifs et les régimes de perturbations naturelles. Les chapitres ultérieurs sur la biologie des espèces de petit gibier permettront de déterminer les caractéristiques des différents types d'habitat utilisés (nidification, élevage des couvées, protection des prédateurs, etc.), les éléments limitatifs de l'habitat pour chaque espèce et l'impact des perturbations (exploitation forestière, activités agricoles, perturbations naturelles) sur les espèces de petit gibier vivant dans les quatre grands types d'habitat retenus.

3.1 Domaines de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme (entre les latitudes 45° N - 47° N)

3.1.1 Tenure des terres

Ces trois domaines bioclimatiques constituent la forêt feuillue. Avec seulement 36 % de terres publiques, les terres y sont majoritairement de tenure privée (MRNF 2006b). Il s'agit principalement de terres agricoles. La proportion des terres privées est particulièrement élevée dans les domaines de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme. Les terres y sont privées à 96 % (MRNF 2006b).

3.1.2 Description des forêts

3.1.2.1 Structure, composition et âge des forêts

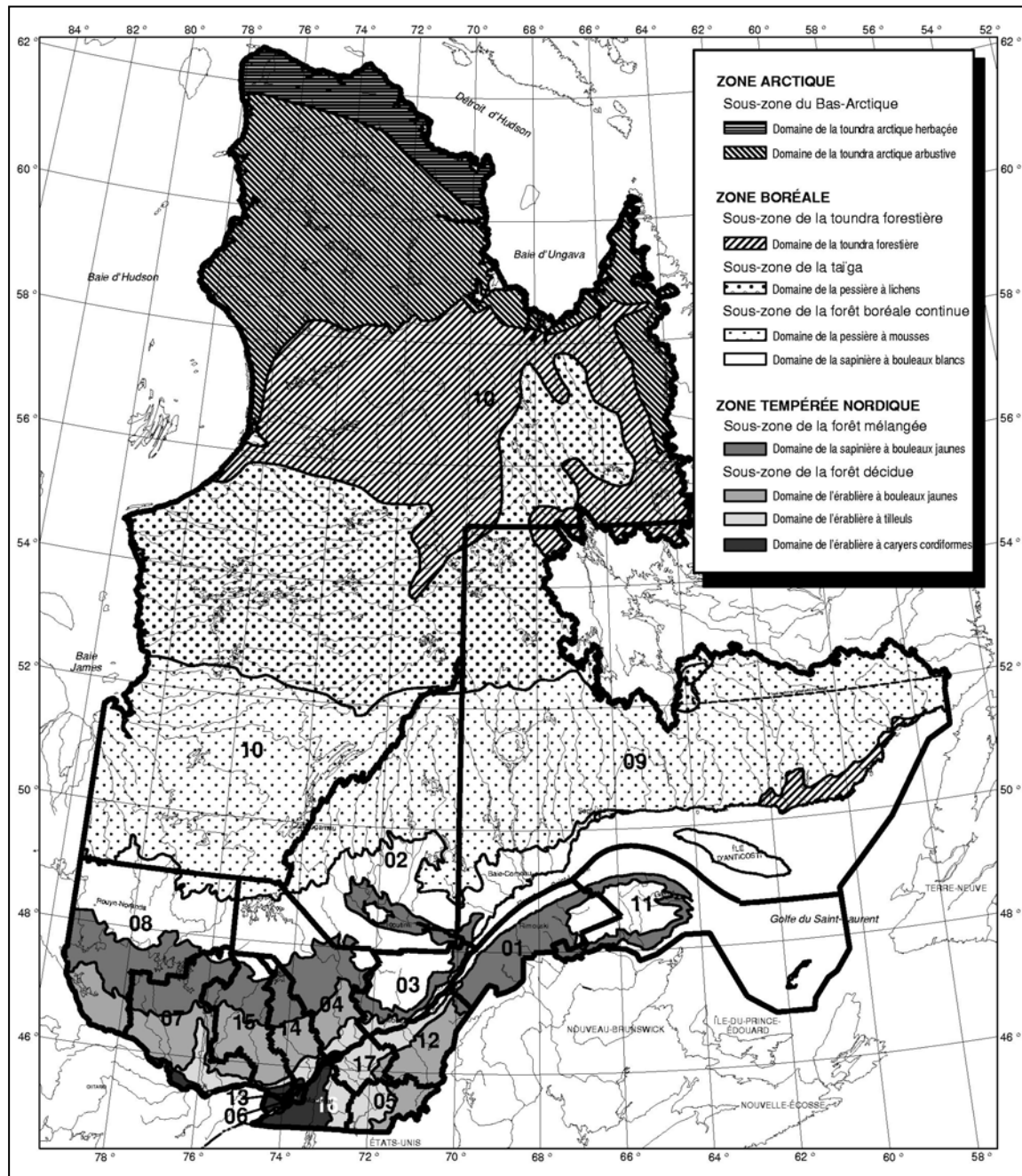
Avec un total de 111 100 km², soit 7 % de la superficie du Québec, la forêt feuillue se divise en trois domaines bioclimatiques (figure 1), du sud vers le nord : l'érablière à caryer cordiforme (14 500 km²), l'érablière à tilleul (31 000 km²) et l'érablière à bouleau jaune (65 600 km²). Ces trois domaines se situent dans la zone de végétation tempérée nordique, qui s'étend, dans l'est de l'Amérique du Nord, du 42e au 47e parallèles. Le domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme couvre le sud-ouest de la province. Il bénéficie du climat le plus clément. Il renferme donc la flore la plus diversifiée du Québec, dont plusieurs espèces thermophiles. Le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul s'étend au nord et à l'est de celui de l'érablière à caryer cordiforme. La flore y est aussi très diversifiée. La distribution des chênaies rouges et les précipitations permettent de distinguer deux sous-domaines : l'un dans l'ouest, qui est plus sec, l'autre dans l'est, où les précipitations sont plus abondantes. Le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune couvre les coteaux et les collines qui bordent le sud du plateau laurentidien et des Appalaches. Il occupe la partie la plus nordique de la sous-zone de la forêt feuillue. Moins diversifiée, sauf sur les meilleurs sites, la flore regroupe malgré tout de nombreuses espèces boréales largement répandues au Québec. L'abondance des précipitations ainsi que de la distribution des peuplements de pins blancs (*Pinus strobus*) et rouges (*Pinus resinosa*) divisent le domaine de l'érablière à bouleau jaune en deux sous-domaines, l'un à l'ouest, l'autre à l'est (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996).

La végétation naturelle de la forêt feuillue est caractérisée par l'érablière sur les sols mésiques. L'érable à sucre (*Acer saccharum*) est l'espèce dominante de l'érablière; les autres espèces d'arbres feuillus, tels le caryer cordiforme (*carya cordiformis*), le hêtre (*Fagus grandifolia*), le frêne blanc (*Fraxinus americana*), le tilleul (*Tilia americana*), le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), ont une abondance moindre. Sur les sols secs, mésiques ou bien drainés, habituellement pauvres, on trouvera des forêts où dominant soit les chênes ou les pins. Sur les sols humides, on

trouvera des forêts de feuillus, tels l'orme d'Amérique (*Ulmus americana*), l'érable rouge (*Acer rubrum*) et le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*), ainsi que des forêts de conifères, tels le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le thuya (*Thuja occidentalis*). Le long des grands cours d'eau, en plaine inondable au printemps, on verra des forêts de feuillus dominées par l'érable argenté (*Acer saccharinum*), le frêne rouge, le frêne noir (*Fraxinus nigra*) et l'orme d'Amérique (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996).

D'après le système d'information écoforestière (SIEF)², mis à jour en 2000 pour les perturbations, la forêt feuillue est relativement jeune. Malgré une part non négligeable de peuplements âgés issus de forêts privées peu exploitées, près des deux tiers des peuplements sont en effet âgés de 60 ans et moins.

² Le SIEF est un système centralisé d'information à référence spatiale. Il est élaboré à partir des données d'inventaire sur les écosystèmes forestiers québécois.



Source : Modifié de Thibault (1985)

Figure 1. Zones de végétation, domaines bioclimatiques et régions administratives du Québec.

3.1.2.2 Dynamique forestière

Le renouvellement naturel de la forêt feuillue s'effectue par le remplacement continu des arbres dans les forêts matures, ou climax. Le stade climax représente la fin du développement successional après une perturbation majeure (feu, coupe forestière). Cette forêt climax (climacique) peut maintenir une composition relativement stable, par le remplacement des vieux arbres qui meurent par de jeunes arbres établis en sous-étage, sous forme de semis ou de gaules. Le remplacement s'effectue lors de la chute naturelle d'un arbre mort ou mourant, souvent causée par un vent fort, créant ainsi une ouverture dans la voûte forestière. Cette ouverture crée une augmentation de la lumière, ce qui accélère la croissance des jeunes arbres. L'un d'entre eux réussira, à moyen terme, à remplir la trouée par le développement de sa couronne. Ce processus de régénération par trouées peut impliquer plusieurs arbres à la fois et influencer la taille des trouées, qui peuvent donc varier beaucoup en superficie. Cependant, la taille des trouées est généralement petite, variant entre 8 m² et 2 009 m² (Doyon et Sougavinski 2002). La majorité des études donnent une taille moyenne de trouée variant entre 26 et 307 m². En général, les auteurs s'entendent pour dire qu'approximativement 75 % de la superficie en trouées vient de trouées < 100 m² (Doyon et Sougavinski 2002). Le verglas constitue un autre facteur de perturbation, comme on a pu le voir en 1998, alors qu'un verglas d'intensité inhabituelle a produit de nombreuses et grandes trouées. Les verglas de l'intensité de celui de 1998 sont toutefois restreints à l'extrême partie sud du Québec et très peu fréquents (à intervalles de 300 à 500 ans).

L'effet de ces perturbations par trouées est de permettre le remplacement de vieux arbres par des jeunes. Durant ce processus de perturbation, la proportion des différentes espèces d'arbres demeure généralement relativement stable, du fait que les jeunes arbres en sous-bois se sont établis sous le peuplement climax. Les espèces présentes possèdent des semis et des gaules tolérants à l'ombre, qui ont la capacité de survivre en croissant très lentement en sous-bois. L'érable à sucre et le hêtre sont les deux espèces qui peuvent tolérer la plus faible luminosité en bas âge. D'autres espèces ont une tolérance à l'ombre intermédiaire et ne peuvent pas attendre l'arrivée d'une trouée pendant plusieurs

décennies comme peuvent le faire l'érable et le hêtre. Ces espèces à tolérance à l'ombre intermédiaire, tels le frêne blanc, le tilleul, le chêne rouge, le caryer cordiforme et le bouleau jaune, peuvent toutefois croître rapidement dans une grande trouée lorsqu'il s'en produit une. La création de plusieurs grandes trouées, comme lors du verglas de 1998, peut augmenter l'abondance relative de ces espèces, même si l'érable à sucre conservera sa dominance.

Malgré la prépondérance des perturbations par trouées dans la forêt feuillue, des perturbations par le feu se produisent occasionnellement. Les feux de forêts sont plus fréquents dans la partie ouest de la zone feuillue, en Outaouais, où le climat est un peu plus sec. Après feu, les sols à régime d'humidité moyen seront décolonisés par le tremble (*Populus tremuloides*), le peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata*) et le bouleau blanc (*Betula papyfera*), des espèces de début de succession intolérantes à l'ombre. Comme les semis de ces espèces ne peuvent survivre à l'ombre d'arbres (incluant ceux de leur propre espèce), ils n'apparaissent que suite à une perturbation majeure sur une grande superficie, telles celle causée par un feu. Ces espèces s'établissent aussi après une coupe forestière totale. Sur les sols secs, comme les dépôts sableux profonds, les affleurements rocheux ou les fortes pentes orientées vers le sud, les forêts après feu pourront être constituées de pins et de chêne rouge. On retrouve un exemple de ce type dans la forêt de l'Aigle, sur les vastes dépôts de sable bordant la rivière à l'Aigle près de Maniwaki, laquelle est formée de grands pins blancs et de grands pins rouges.

3.1.3 Problématique forestière

Au cours des cinquante dernières années, le développement des grandes villes, les pratiques agricoles et l'utilisation du territoire rural ont subi des changements importants. On a noté une expansion importante des grandes communautés urbaines et une industrialisation importante de l'agriculture qui ont diminué la capacité de support du milieu. Ainsi, au cours des dernières années, la structure du paysage et la qualité de l'environnement ont été grandement modifiées. Les principaux problèmes soulevés et qui pourraient éventuellement avoir un impact sur la petite faune ou la biodiversité, sont la

perte de superficies forestières dans le sud du Québec (Li *et al.* 2003), l'absence ou l'insuffisance de bandes riveraines et de haies brise-vent dans les zones où l'on pratique l'agriculture intensive (Choinière et Bélanger 1996), la ligniculture intensive et l'uniformisation de la structure des peuplements, l'enrésinement des secteurs reboisés (ex. friches) (Vézina 1994a; CRECQ 2001; Coulombe *et al.* 2004; Ghazal *et al.* 2006; MRNF 2006c; Jobin *et al.* 2007), la raréfaction des forêts âgées et de certaines essences forestières ainsi que les modifications des habitats consécutives à l'accroissement des populations de cerf de Virginie (Boucher *et al.* 2004).

3.2 Domaine de la sapinière à bouleau jaune (entre les latitudes 47° N - 48° N)

3.2.1 Tenure des terres

Avec 76 % de terres publiques et 24 % de terres privées, les terres du domaine de la sapinière à bouleau jaune sont principalement de tenure publique (MRNF 2006b). On retrouve des terres publiques dans la partie ouest du domaine de la sapinière à bouleau jaune et des terres privées (forêts et terres agricoles) à l'est, au Bas-Saint-Laurent, le long du fleuve Saint-Laurent, du Saguenay et autour du Lac-Saint-Jean.

3.2.2 Description des forêts

3.2.2.1 Structure, composition et âge des forêts

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune couvre près de 98 600 km² ou 7 % du territoire du Québec. Ce domaine forme une bande d'environ 100 km de largeur qui s'étend du Témiscamingue à l'extrémité de la Gaspésie, au contact de la forêt feuillue et de la forêt de conifères (figure 1). Au Témiscamingue, ce domaine se trouve entre les 47e et 48e parallèles. Dans l'est, à basse altitude dans la cuvette du lac Saint-Jean et à proximité du fleuve St-Laurent en Gaspésie, le domaine se rend pratiquement au 49e parallèle (Thibault 1985).

Le domaine de la sapinière à bouleau jaune est aussi communément connu sous le nom de forêt mélangée, reflétant la présence encore fréquente des arbres feuillus dans le paysage. On définit ainsi la forêt mélangée comme une forêt constituée de résineux et de feuillus, fortement entremêlée et dans laquelle chacun de ces groupes botaniques constitue au moins 25% du couvert. Le domaine de la sapinière à bouleau jaune est caractérisé sur les sols mésiques par la dominance du sapin baumier et la présence de feuillus tolérants à l'ombre tels que le bouleau jaune. En plus des deux essences dominantes, on trouvera dans ces forêts de l'épinette blanche (*Picea glauca*) et de l'épinette rouge (*Picea rubens*) et un peu d'érable à sucre et d'érable rouge. Une forêt boréale dominée par le sapin est unique à l'Amérique du Nord (Thibault 1985).

Bien que les données climatologiques ne permettent pas d'identifier une différence climatique entre l'ouest et l'est du domaine, il demeure toutefois que ces deux entités se distinguent relativement bien sur la base de la végétation. La partie ouest supporte surtout des forêts mélangées dominées par le bouleau jaune et le sapin, on parle plus volontiers de bétulaie jaune à sapin. Les essences associées aux feux, notamment les pins, y sont également bien représentées alors que très éparées dans l'est. La partie est se caractérise surtout par des forêts mélangées dominées par le sapin, le bouleau jaune venant en seconde place. On parle plutôt de sapinières à bouleau jaune. Alors que l'érable à sucre atteint la limite nord de son aire de répartition dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune, le nombre d'espèces d'arbres continue de diminuer en progressant vers le nord. Quatre espèces feuillues disparaissent ainsi par rapport au domaine de l'érablière à bouleau jaune : le hêtre, le chêne rouge, le tilleul et le peuplier à grandes dents (Thibault 1985).

D'après le système d'information écoforestière (SIEF), mis à jour en 2000 pour les perturbations, les forêts de la sapinière à bouleau jaune sont relativement jeunes. Un peu plus de la moitié des peuplements sont en effet âgés de 60 ans et moins. Suite à l'exploitation forestière qui a cours depuis une bonne cinquantaine d'années, les forêts de ce domaine bioclimatique sont des forêts de deuxième ou de troisième venue selon le cas.

3.2.2.2 Dynamique forestière

À l'instar de la sapinière à bouleau blanc, les épidémies de tordeuses des bourgeons (*choristoneura fumiferama*) de l'épinette, les feux et les chablis sont les principaux éléments de la dynamique forestière de la sapinière à bouleau jaune. Dans les forêts équiennes à dominance de sapin, la tordeuse des bourgeons de l'épinette est le principal facteur de la dynamique forestière de ce domaine. Bien que l'on connaisse peu de choses sur les feux survenus dans ce domaine, ils semblent jouer aussi un rôle dans la dynamique forestière de la sapinière à bouleau jaune. Enfin, dans les forêts inéquiennes, où domine le bouleau jaune, le mécanisme de régénération qui prédomine est un régime de perturbations par trouées engendré par le chablis et par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Le domaine de la sapinière à bouleau jaune est également depuis longtemps un lieu d'intense activité forestière. Des coupes récentes ont été effectuées sur 10 à 30 % de ce domaine selon le secteur. Il s'agit de coupes totales pour les résineux et de coupes partielles pour les feuillus comme le bouleau jaune (Thibault 1985).

Suite à ces perturbations, on observe généralement des successions cycliques (remplacement du peuplement initial par un peuplement semblable). Le sapin est un conifère tolérant à l'ombre dont les semis peuvent survivre très longtemps en sous-bois. Lors de chablis qui renversent les arbres matures, ou d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette qui tuent surtout les plus grands et les plus vieux arbres, la banque de semis de sapins en sous-bois pourra rapidement reconstituer le couvert forestier. Toutefois, on retrouve parfois une succession forestière de type pendulaire (passage d'un peuplement de feuillus intolérants à l'ombre à un peuplement dominé par le sapin) causé par la mortalité des arbres feuillus rendus à maturité ou affectés par des insectes (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996).

3.2.3 Problématiques forestières

La sapinière à bouleau jaune a subi des modifications moins importantes que l'érablière, la population humaine y étant moins importante. Les principales modifications qui risquent d'influencer la petite faune sont la raréfaction des forêts matures (Crête et

Marzell 2006), l'importance et la fréquence de certains traitements sylvicoles comme l'éclaircie précommerciale (Germain *et al.* 1996; Beaudet et Messier 1997), et la baisse du nombre de producteurs forestiers (Creighton et Baumgartner 2002; Hogson et Tyrrel 2003) ce qui entraîne une diminution des aménagements iniquiennes (Nadeau 2001) favorables à la petite faune.

3.3 Domaine de la sapinière à bouleau blanc (entre les latitudes 48° N - 49° N)

3.3.1 Tenure des terres

Le domaine de la sapinière à bouleau blanc est localisé principalement sur des terres publiques car ces dernières représentent 92 % de ce territoire (MRNF 2006b).

3.3.2 Description des forêts

3.3.2.1 Structure, composition et âge des forêts

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc couvre une superficie de 139 000 km², soit 9 % du Québec. Reflétant le gradient climatique sud-nord dominant au Québec, le domaine de la sapinière à bouleau blanc forme une bande qui traverse le Québec d'ouest en est (figure 1). Incluant l'Abitibi à l'ouest, entourant la cuvette formée par le lac Saint-Jean au centre, le domaine atteint le fleuve à l'est sur la Côte-Nord, et il occupe l'intérieur de la Gaspésie, l'île d'Anticosti et les Îles-de-la-Madeleine. Cette large bande se trouve généralement entre les 48e et 49e parallèles, sauf pour le secteur de la Réserve faunique des Laurentides, située au sud du 48e parallèle mais dont l'altitude moyenne élevée refroidit le climat. Comme c'est généralement le cas au Québec, il existe dans ce domaine un gradient croissant des précipitations totales moyennes annuelles, de l'ouest vers l'est, influençant le régime des feux. Dans l'ouest, en Abitibi, le cycle naturel des feux était de 100 ans durant le 20e siècle. À l'est, dans les parties maritimes du domaine, le feu est si peu fréquent (cycle de plus de 300 ans) que des humus très épais s'accumulent dans les forêts sur sols mésiques (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996).

Parmi les espèces dominant le paysage, il y a bien sûr le sapin et l'épinette blanche, suivis du bouleau blanc, du peuplier faux-tremble, de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*). Associés aux régimes de feux divergents, l'ouest du domaine se caractérise par l'abondance dans le paysage de peuplements relativement jeunes d'origine de feux, tels les tremblaies, les bétulaies blanches, les pinèdes grises (roc ou sable) et les pessières noires (roc, sable et tourbières). L'est du domaine, grâce à son climat maritime et la quasi-absence de feu, voit son paysage dominé par la sapinière. Le sous-bois de ces forêts est couvert d'un épais tapis de mousse, le tronc et les branches des arbres sont souvent couverts de lichens épiphytes (qui servent seulement comme support, sans parasitisme). Beaucoup d'espèces d'arbres atteignent leur limite nordique de distribution dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc. On y verra ainsi les dernières stations avec du pin blanc, du pin rouge, de l'érable rouge, du bouleau jaune, du frêne noir, de l'orme d'Amérique et du thuya (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996).

D'après le système d'information écoforestière (SIEF), mis à jour en 2000 pour les perturbations, les forêts de la sapinière à bouleau blanc sont relativement jeunes. Près des deux tiers des peuplements forestiers sont âgés de 60 ans et moins alors qu'un peu plus d'un tiers des peuplements sont âgés de 40 ans et moins.

3.3.2.2 Dynamique forestière

La tordeuse des bourgeons de l'épinette est le principal facteur de la dynamique forestière de ce domaine car le sapin baumier y abonde et qu'il s'agit de l'espèce la plus vulnérable à cet insecte ravageur. De moindre importance, le chablis et le feu complètent les facteurs qui modèlent la sapinière à bouleau blanc. Très présentes par le passé, les grandes coupes se sont déplacées aujourd'hui vers la partie inférieure de la pessière noire à mousses, exception faite de quelques secteurs très localisés comme la réserve faunique des Laurentides. L'exploitation forestière des dernières années n'est cependant pas sans impact aujourd'hui. Il en résulte un plus grand isolement des habitats forestiers résiduels dans les aires de coupes agglomérées que par le passé et un rajeunissement des forêts puisque 61 % des peuplements ont 50 ans et moins.

La dynamique forestière qui suit une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette dépend de la région. Dans l'est, où les sapinières fortement dominées par le sapin abondent, les épidémies sont sévères et tuent la majorité des sapins matures. Ceux-ci sont remplacés par la croissance rapide (lumière et éléments nutritifs soudainement disponibles) de semis de sapin déjà bien établis en sous-bois avant l'épidémie. Ces deux espèces, la tordeuse et le sapin, semblent former un système auto-régulateur qui perpétue cette succession « cyclique », écologiquement stable. Dans l'ouest, en Abitibi, il semble qu'une plus faible régénération du sapin contribuerait au remplacement des sapinières, après épidémie, par des forêts mélangées dominées par des feuillus (tremble et bouleau blanc). Ces forêts qui contiennent peu de sapin sont bien sûr beaucoup moins affectées lors d'épidémies de tordeuse. Il pourra prendre 150 ans avant que les trembles et bouleaux soient remplacés par le sapin par le processus de la succession forestière. Une fois le sapin à nouveau dominant, une épidémie pourra ramener la succession au stade feuillu en tuant les sapins matures (succession pendulaire).

Les sapinières équiennes qui échappent à la tordeuse finissent par se détériorer, car cette essence n'a pas une très grande longévité (80 à 100 ans). Les vieux sapins sont sensibles à la pourriture (tronc, racines) et leur enracinement est superficiel, ce qui les rend susceptibles au chablis. La régénération se fera en sapin, ce qui produira une structure d'âge inéquienne, mais aussi en épinette blanche et en feuillus intolérants à l'ombre qui profiteront des ouvertures créées par la chute des vieux sapins.

À cause du gradient de précipitations, les feux surviennent régulièrement dans l'ouest du domaine, et par conséquent ils sont petits et moins violents (moins de matière combustible d'accumulée). Il y a parfois des feux d'ampleur catastrophique qui se produisent lors de période de très faibles précipitations. Dans l'est, les feux sont rares, mais quand ils surviennent, ils ont tendance à être plus violents et à couvrir de grandes superficies parce que les vieilles forêts offrent une grande quantité de matière combustible. Le feu détruit toute régénération de sapin préétablie, et sur les sols mésiques le peuplement de début de succession est dominé par les feuillus intolérants à l'ombre (tremble et bouleau blanc), mais à croissance rapide en pleine lumière.

3.3.3 Problématique forestière

La sapinière à bouleau blanc est exploitée intensivement pour la production de matière ligneuse. La récolte des dernières décennies est surtout axée vers les résineux afin de répondre aux besoins du marché (Savoie *et al.* 1999). Les pratiques qui risquent d'être défavorables à la petite faune sont les monocultures résineuses, la disparition des forêts matures, les éclaircies précommerciales lorsque pratiquées sur de grandes superficies (Sansregret *et al.* 2000).

3.4 Domaine de la pessière à mousses (entre les latitudes 49° N - 52° N)

3.4.1 Tenure des terres

La pessière à mousses se trouve presque exclusivement sur terres publiques puisque 99,5 % des terres sont de tenure publique (MRNF 2006b). Seul 0,5 % du domaine n'est pas composé de terres publiques, il s'agit des terres de catégories I, qui sont la propriété exclusive des autochtones (MRNF 2006b). Bien que les terres de catégories II fassent partie des terres publiques, elles n'en ont pas moins un statut particulier puisque les Cris y ont un droit exclusif de chasse pour plusieurs espèces.

3.4.2 Description des forêts

3.4.2.1 Structure, composition et âge des forêts

Le domaine bioclimatique de la pessière à mousses est le plus grand domaine bioclimatique du Québec, couvrant à lui seul plus de 412 400 km² ou 27 % du Québec. Ce domaine est dominé par l'épinette noire, une espèce unique à l'Amérique du Nord. Outre les domaines de la forêt feuillue et de la forêt mixte, la pessière à mousses est le domaine bioclimatique le plus septentrional où la productivité forestière est encore suffisante pour l'exploitation forestière (le dernier domaine de la forêt boréale commerciale). Ce domaine représente la partie est d'une vaste bande de pessière noire qui traverse tout le nord du Canada. Au Québec, cette bande est d'environ 300 km de large, allant de l'Abitibi et la Baie-James, à l'ouest, jusqu'à l'extrémité est de la Côte-Nord, à l'est (figure 1). Sur un si grand territoire, on observe des changements importants selon la

latitude et la longitude. D'abord, la pessière s'ouvre graduellement selon l'axe latitudinal en raison du gradient de température. D'autre part, l'on note un gradient longitudinal causé par le régime des précipitations (Gauthier *et al.* 2001). Dans la partie occidentale de la forêt boréale, les précipitations sont modérées et les incendies de forêt sont plus fréquents (cycle < 100 ans; Gauthier *et al.* 2001) ce qui favorise les espèces pionnières et la formation de peuplements équiennes. Par contre, le climat maritime de l'est se caractérise par des cycles de feu très longs (200-500 ans) ce qui permet le développement de peuplements inéquiennes comportant une plus grande proportion de sapin baumier (Thibault 1985; Grondin *et al.* 1996).

La pessière noire à mousses est le peuplement typique sur sol mésique dans ce domaine bioclimatique. Ces forêts sont relativement fermées et denses (recouvrement arborescent supérieur à 40 %), et dominées par l'épinette noire. Dans le sud du domaine et augmentant en abondance en progressant vers l'est, on retrouve du sapin baumier, une espèce de fin de succession. Dans la partie ouest de la pessière à mousses où le cycle des feux est plus court que dans l'est, on observe des espèces pionnières, tels le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc et le pin gris (pas plus de 25 % du couvert forestier). Le sous-bois forestier est couvert de petits arbustes de la famille des éricacées (40 % de recouvrement), tels le bleuet (*Vaccinium angustifolium*), le thé du Labrador (*Ledum groenlandicum*) et le *Kalmia* (*Kalmia sp.*), ainsi qu'un tapis continu de diverses espèces de mousses, mais surtout l'Hypne de Schreiber (*Pleurozium schreberi*).

D'après le système d'information écoforestière (SIEF), mis à jour en 2000 pour les perturbations, les forêts du domaine de la pessière à mousses sont relativement âgées. Un peu plus des trois quarts des peuplements forestiers ont 70 ans et plus alors que plus de la moitié des peuplements sont âgés de 90 ans et plus. De par l'exploitation forestière qui a cours dans ce domaine bioclimatique depuis 20 à 30 ans, un rajeunissement des forêts de la pessière à mousses est néanmoins constaté.

3.4.2.2 Dynamique forestière

La forêt boréale est façonnée principalement par les incendies de forêt mais les épidémies d'insectes, surtout la tordeuse des bourgeons de l'épinette (McLean 1980; McLean et Ostaff 1989; Bergeron *et al.* 2001), et le chablis (Ruel 2000; Ruel *et al.* 2001) jouent un rôle important à plus fine échelle. Dans les peuplements âgés (> 225 ans), la dynamique forestière est même dominée par ces agents perturbateurs (Gauthier *et al.* 2001). Récemment, la coupe forestière est devenue un facteur majeur de perturbation par l'homme dans le sud du domaine, essentiellement au sud du 50^e parallèle et à l'ouest de Sept-Îles, où l'on estime que 30 % du territoire a fait l'objet de coupes totales durant les 30 dernières années (Gagnon 2004).

Les superficies touchées par les feux sont très variables. La majorité des incendies couvrent moins de 10 km² mais ce sont les grands feux qui façonnent le paysage forestier, les premiers couvrant moins de 10 % des superficies brûlées alors que les feux > 200 km² en représentent 40 % (Gauthier *et al.* 2001). Lors de feux de forêts, la succession forestière est habituellement cyclique (remplacement du peuplement initial par un peuplement semblable). Les pessières noires, qui dominent le paysage sur les sols mésiques, se régénèrent en épinette noire grâce aux graines emmagasinées dans des cônes semi-sérotineux conservés dans la cime de l'arbre. Il en est de même pour le pin gris qui se maintient sur sols sableux secs, dans l'ouest du domaine, de façon cyclique après feu, grâce à ses cônes sérotineux. Les forêts de tremble et de bouleau blanc (mais surtout le tremble) peuvent aussi se maintenir de façon cyclique après feu, mais souvent par régénération végétative dans leur cas (drageons pour le tremble, rejets de souche pour le bouleau). À la limite sud du domaine, dans le centre et l'est, on trouve aussi des sapinières qui se maintiennent de façon cyclique, mais suite aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Toutefois, on retrouve parfois une succession forestière de type pendulaire (passage d'un peuplement de feuillus intolérants à l'ombre à un peuplement dominé par le sapin), où une forêt dominée par les feuillus intolérants à l'ombre s'installera après feu, pour évoluer au fil des ans en peuplement à dominance de conifères (surtout le sapin), pour être ramenée à un stade feuillu après le passage d'un feu (Gagnon 2004).

L'impact de la tordeuse diffère selon l'espèce et l'âge des arbres attaqués (McLean et Ostaff 1989; Morin *et al.* 1993; Bergeron et Leduc 1998). Le sapin est plus vulnérable que l'épinette et les peuplements purs et âgés sont plus vulnérables que les peuplements jeunes ou mixtes. L'impact de la tordeuse est plus variable dans les peuplements âgés et inéquiennes parce qu'ils ont une composition et une structure plus diversifiées que les jeunes peuplements équiennes. D'autre part, l'importance et la répartition des chablis dépendent de l'espèce, de l'âge, du type de substrat et de l'exposition par rapport aux vents dominants, les sapins âgés sur sol mince et exposés aux vents étant plus susceptibles aux chablis (Ruel 2000; Mitchell *et al.* 2001; Ruel *et al.* 2001). En conséquence, les épidémies d'insectes et le chablis apportent une certaine hétérogénéité au paysage assez uniforme de la pessière noire à mousses.

3.4.3 Problématiques forestières

Les impacts des pratiques forestières sur la faune ont été mieux étudiés et sont mieux connus dans la pessière. Les perturbations naturelles (feu de forêt) et anthropiques (coupe forestière) entraînent des modifications de la nature des habitats et fragmentent la forêt, c'est-à-dire qu'elles morcellent des superficies forestières relativement homogènes et continues en un nombre plus grand de petites unités isolées (Fahrig 1997; Potvin 1998; Courtois 2003). Même si la fragmentation de l'habitat est habituellement temporaire en milieu forestier, la forêt originale étant remplacée par la régénération forestière, le rétablissement de la pessière mature inéquenne s'étale sur une très longue période, généralement de plus de 100 ans.

Outre la fragmentation d'habitat, les perturbations forestières ont également pour impact de rajeunir les forêts. Avec l'arrivée récente de l'exploitation forestière, on assiste cependant à une raréfaction des forêts surannées (Gauthier *et al.* 2001; Boucher *et al.* 2002; MRNFP 2005).

Avec des régimes de courte révolution, l'exploitation forestière favorise les habitats ouverts de début de succession au détriment des forêts matures (Bergeron *et al.* 2002; Harper *et al.* 2003). À cette raréfaction importante des peuplements matures et surannés,

s'ajoute une extension des zones de coupes qui, au cours des vingt dernières années a produit des superficies contiguës de parterres en régénération plus étendues que ce que sous-tendent les régimes naturels de perturbation (Leduc *et al.* 2000; Bergeron *et al.* 2002).

L'ensapinage, le phénomène de l'envahissement des pessières noires par le sapin baumier à la suite de coupes forestières ou de chablis, se manifeste dans les régions où le sapin se mélange à l'épinette noire, notamment dans la partie sud de la pessière (Morissette 1995; Bergeron 1996) et plus particulièrement dans les pessières de la région est (Doucet 2000). Le sapin est une essence d'ombre très agressive (Sims *et al.* 1990). Dans les peuplements approchant de la maturité, de jeunes sapins s'installent facilement sous couvert en compagnie de marcottes d'épinette noire (Gagnon 1988; Doucet 2000).

Les perturbations peuvent aussi mener à des modifications permanentes, par exemple lorsque des forêts feuillues ou mélangées ou encore des pessières ouvertes s'établissent à cause d'une régénération résineuse déficiente (Gagnon *et al.* 1998; Gagnon et Morin 2001). Des peuplements forestiers différents de la pessière noire peuvent en effet s'établir si des essences compagnes (pin gris, bouleau à papier, peuplier faux-tremble) sont bien représentées avant perturbation (St-Pierre *et al.* 1992; Sirois 1996; Gagnon *et al.* 1998), particulièrement si les feux sont intenses, les cônes d'épinette étant moins résistants que ceux du pin gris (Lavoie et Sirois 1998).

On peut assister à l'ouverture des pessières noires à mousses (création de pessières à cladonie) si les perturbations ont lieu lorsque les semis sont peu abondants (deux feux en moins de 40 ans, graines parasitées) ou si les conditions de germination sont inadéquates (Sirois et Payette 1991; Gagnon *et al.* 1998; Lavoie et Sirois 1998).

Les modifications de la composition, de la structure ou de la configuration de la pessière à la suite des perturbations peuvent influencer positivement ou négativement certaines espèces de la petite faune.

4. BIOLOGIE DE LA GÉLINOTTE HUPPÉE

4.1 Description

La gélinotte huppée fait partie de l'ordre des Galliformes (Ouellet *et al.* 1990) :

Ordre des Galliformes :

Super-famille des Phasianoidae

Famille des Phasianidae

Sous-famille des Tetraoninae

Espèce : *Bonasa umbellus*

Sous-espèces : *Bonasa umbellus obscura*

Bonasa umbellus togata

Bonasa umbellus labradorensis

Trois sous-espèces de gélinotte huppée habitent le Québec (*Bonasa umbellus obscura*, *Bonasa umbellus togata*, *Bonasa umbellus labradorensis*) (figures 2 et 3).

La gélinotte huppée est un oiseau fort, assez trapu, dont les ailes relativement courtes ont une envergure de 55,0 à 63,5 cm. La longueur totale de l'oiseau varie entre 40,5 et 48,0 cm (Klimkiewicz et Fitcher 1989 *in* Gauthier et Aubry 1995). Le mâle pèse en moyenne entre 621 et 675 g, et la femelle environ 532 g (Dion 1988a; Terres 1980 *in* Cyr et Larivée 1995; Dunning 1984 *in* Gauthier et Aubry 1995).

Grâce à sa coloration cryptique, elle n'a aucune difficulté à se dissimuler dans son milieu et, à l'approche d'un intrus, elle attend souvent à la dernière minute pour s'envoler avec fracas (Gauthier et Aubry 1995). Le plumage se rencontre en deux formes de coloration (grise ou rousse) dont la prédominance varie géographiquement. C'est la queue qui montre les changements de coloration les plus notables. Des formes intermédiaires entre les deux formes de coloration peuvent apparaître. La phase grise est prédominante dans le nord de son aire de répartition, alors que la phase rousse est prédominante dans le sud. La

plupart du temps, les deux formes de coloration se retrouvent à l'intérieur d'une même sous-espèce, mais parfois, une seule est présente (Godfrey 1986; Rusch *et al.* 2000).

Le dos de la gélinotte huppée est gris ou rougeâtre et marqué de taches plus pâles en forme de cœur ou de pointe de flèche. Sa queue arrondie et ses ailes sont de la même couleur que le dos de l'oiseau. La queue est traversée sur sa largeur par une bande noire près de son extrémité. Son ventre est bariolé horizontalement de bandes beiges ou blanches. Ses pattes grises, dépourvues d'ergots, sont en partie recouvertes de plumes, surtout en hiver. Sa huppe et sa tête sont d'un brun gris. Sa collerette est noire bleutée ou brune. Ses yeux sont rehaussés d'une bande blanchâtre tournant au rouge durant la saison d'accouplement chez le mâle (figure 2) (Dion 1988a et 1988b; Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995).

Chez la gélinotte huppée, les sexes peuvent se distinguer par le patron de couleur, la femelle ayant une livrée légèrement plus terne que le mâle (Alain 1988; Dion 1988a). La collerette de la femelle est plus courte et moins développée que celle du mâle. Le nombre de taches blanches sur les plumes du croupion peut servir à distinguer les sexes. Les plumes du croupion d'un mâle portent deux ou trois taches pâles, alors que les femelles n'en ont qu'une (Roussel et Ouellet 1975 *in* Pelletier 2000a, 2001). La queue de la femelle est plus courte que celle du mâle et la bande noire subterminale est, contrairement à celle du mâle, coupée en son milieu par deux ou trois plumes de couleur uniforme (Dion 1988a).

La femelle gélinotte huppée ressemble à la femelle tétras du Canada. Cependant, les rectrices de la queue de la gélinotte huppée sont pâles et possèdent une bande subterminale foncée, contrairement aux rectrices du tétras du Canada qui sont foncées et qui possèdent une bande subterminale plus pâle. De plus, lorsqu'elle est alarmée, la femelle gélinotte huppée montre sa couronne de plumes, contrairement à la femelle tétras du Canada qui n'effectue pas ce comportement (Boag et Schroeder 1992).

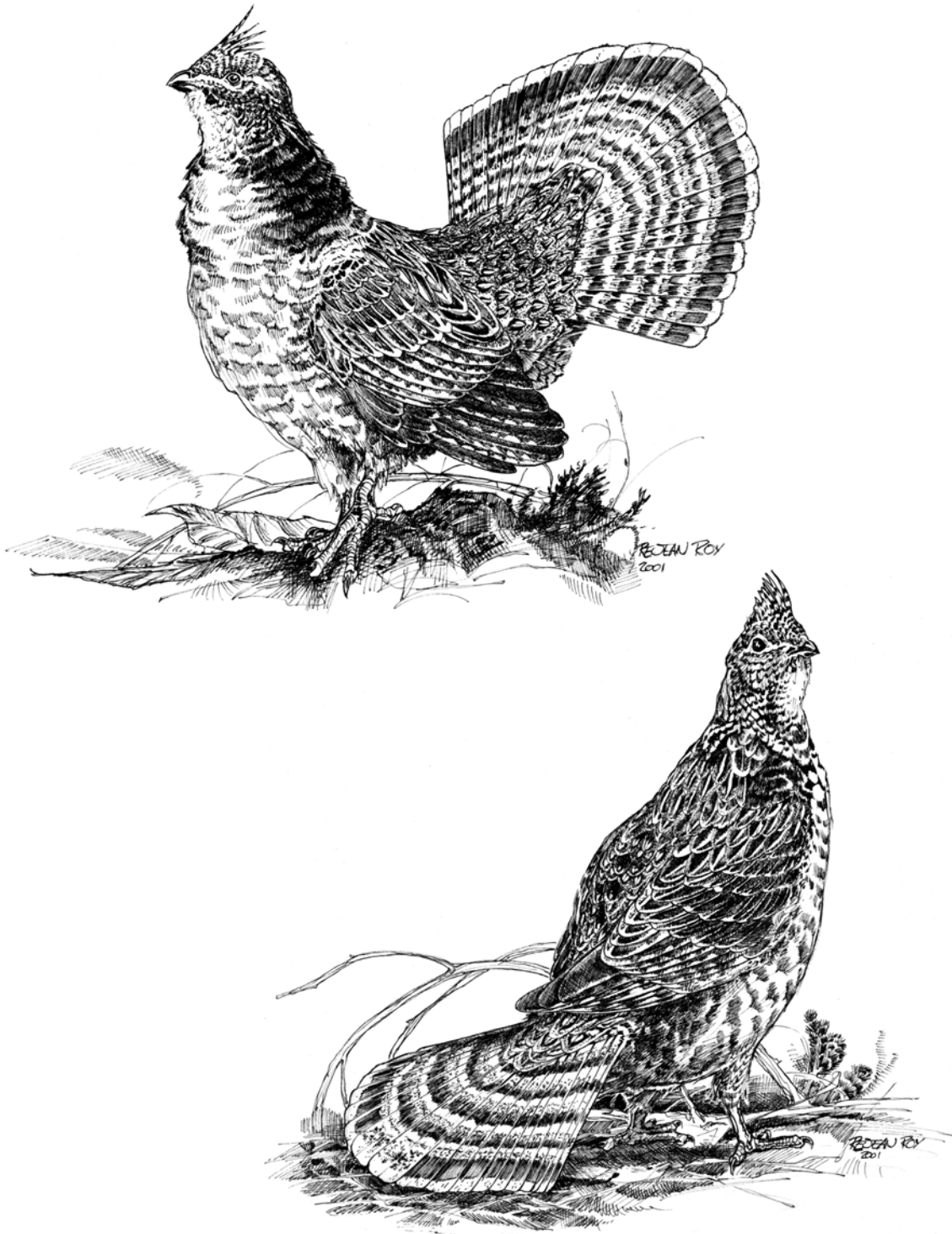


Figure 2. La gélinotte huppée.

Il est possible de différencier les gélinottes huppées juvéniles des adultes par la présence et l'évolution, en terme de taille, de la huitième rémige primaire, de même qu'à partir de l'état du calamus et du fourreau de cette plume (annexe 2). À partir de la naissance, l'oiseau va subir une première croissance du plumage juvénal, une mue et enfin, une seconde croissance mais cette fois, de plumes d'adultes (Pelletier 2000a). Le plumage adulte sera acquis seulement à la fin de la douzième semaine, soit vers la mi-septembre (Dion 1988a).

Bonasa umbellus labradorensis se distingue de *Bonasa umbellus obscura* par la teinte beige clair qui domine le plumage des régions ventrales et dorsales, y compris la queue, et par sa collerette qui est souvent plus rousse que brune. De plus, le bec des deux sexes est plus large chez *Bonasa umbellus labradorensis* que chez *Bonasa umbellus obscura* (Ouellet 1990). *Bonasa umbellus togata* est, quant à elle, légèrement plus grosse et à peine plus lourde que les deux sous-espèces mentionnées précédemment. La couleur de cette dernière sous-espèce est généralement brun pâle, souvent teintée de gris. De plus, les bandes de la partie ventrale, de même que les taches noires des parties supérieures de l'oiseau, sont bien développées (Atwater et Schnell 1989; Rusch *et al.* 2000).

4.2 Répartition, domaine vital et densité

La gélinotte huppée se rencontre là où il y a des massifs de feuillus disséminés entre des conifères où elle trouve à proximité nourriture et couvert de protection. Au Québec, on la retrouve au sud du 52^e parallèle, en Abitibi, au Saguenay et au Lac-Saint-Jean, le long de l'Outaouais et sur la rive sud du Saint-Laurent, jusqu'en Gaspésie.

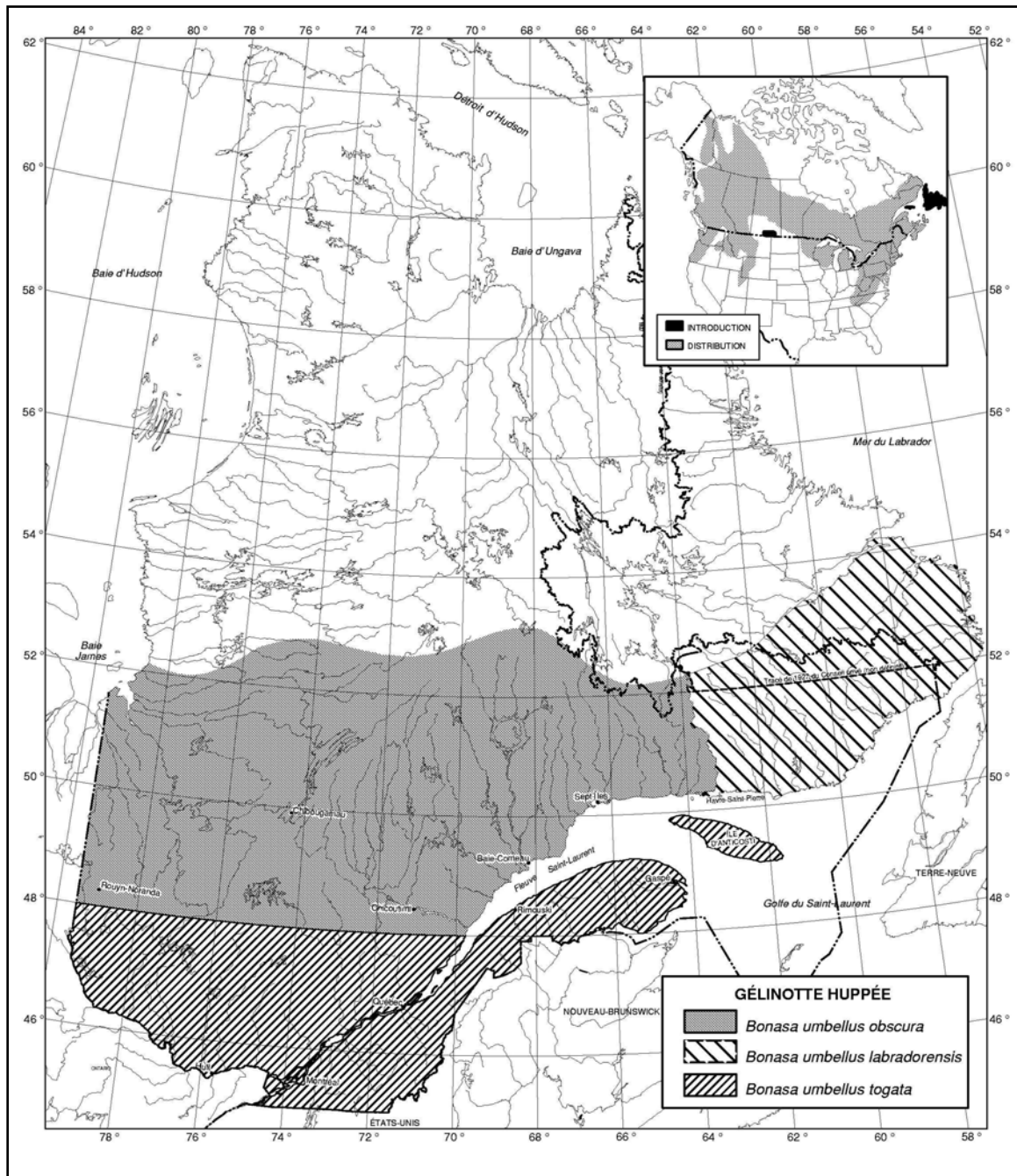
Bonasa umbellus togata occupe le sud du Québec, ainsi que la péninsule gaspésienne et l'île d'Anticosti. *Bonasa umbellus obscura* et *Bonasa umbellus labradorensis* occupent la partie de l'aire de répartition située au nord du 48^e parallèle. *Bonasa umbellus labradorensis* occupe la partie sud-est de la péninsule du Labrador, de la vallée de la rivière Churchill au lac Melville, le long de la côte sud-est du détroit de Belles-Isles et sur la côte nord du golfe du Saint-Laurent, possiblement jusqu'à Havre-Saint-Pierre en

direction ouest. *Bonasa umbellus obscura*, quant à elle, occupe le nord du Québec, à l'ouest de l'aire de répartition de *Bonasa umbellus labradorensis* (Godfrey 1986; Alain 1988; Atwater et Schnell 1989; Ouellet 1990; Gauthier et Aubry 1995; Rusch *et al.* 2000).

La gélinotte huppée est absente des Îles-de-la-Madeleine et dans quelques îles du fleuve Saint-Laurent. Elle fut introduite avec succès à l'île d'Anticosti en 1911. Elle fut introduite également en 1990, 1991 et 1992 à l'île aux Lièvres, au large de Rivière-du-Loup et, en 1993, sur l'île Verte. L'espèce demeure absente des autres petites îles du Saint-Laurent (figure 3) (Godfrey 1986; Alain 1988; Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

Sédentaire et plutôt solitaire, la gélinotte huppée passe toute sa vie dans un domaine vital habituellement inférieur à 100 ha (Dion 1988a; Thompson et Fritzell 1989a, 1989b). Ainsi, la présence d'un individu indique qu'il s'y reproduit probablement. À l'intérieur de son domaine vital, le mâle défend, au printemps, un territoire d'accouplement dont la superficie est d'environ 2,5 à 4 ha (Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

La femelle choisit aussi un territoire, mais défend seulement l'espace immédiat autour de son nid. Elle est moins territoriale et accepte occasionnellement de le partager avec ses congénères. Le domaine vital moyen des femelles serait, dans son ensemble, de 14 ha mais elles auront à changer d'habitats et se déplaceront plus ou moins selon la phase de leur cycle de reproduction. Durant la nidification, la taille du domaine vital est réduite au minimum, soit environ 0,9 ha (Dion 1988a; Maxson 1978 *in* Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996). Cade and Sousa (1985), sur l'avis d'experts, recommandent le maintien des différentes composantes de l'habitat à l'intérieur d'une superficie minimale de 20 ha, afin de pourvoir aux besoins d'un couple reproducteur.



Source : Adapté de Godfrey (1986); Alain (1988); Atwater et Schnell (1989); Ouellet (1990); Gauthier et Aubry (1995); Rusch *et al.* 2000.

Figure 3. Répartition de la gélinotte huppée en Amérique du Nord et au Québec par sous-espèces.

Les gélinottes ne s'éloignent pas beaucoup plus que d'un kilomètre du site de nidification, sauf à l'automne lorsque la famille se disperse. C'est à ce moment qu'elles deviennent plus nerveuses et agressives entre elles et qu'elles peuvent s'éloigner jusqu'à dix ou douze kilomètres de leur lieu de naissance (Dion 1988a). Ces déplacements seront de plus grande amplitude dans les habitats de mauvaise qualité (Ferron *et al.* 1996).

La densité d'une population est une donnée quantitative mesurée ou évaluée à un moment donné. Elle peut donc varier dans la mesure où elle est calculée au printemps ou à l'automne (reproduction, mortalité estivale des jeunes, mortalité par la chasse, etc.). Les recensements printaniers, combinés à ceux de l'été (cuvées), donnent d'excellents indices quant au niveau d'abondance prévisible de la population automnale (Gullion 1967 *in* Alain 1988). Cette information peut être précisée si l'on ajoute aux indices déjà trouvés, les rapports d'âge et de sexe de l'automne précédent, qui sont obtenus à partir d'observations d'ailes et de queues de gélinottes récoltées par la chasse (Alain 1988; Pelletier 2000a). Cependant, il faut noter que les indices obtenus à partir des statistiques de récolte sont peut-être biaisés. Il est donc possible qu'ils ne reflètent pas réellement la dynamique des populations.

Un recensement de mâles tambourineurs permet de déterminer la présence et l'abondance relative de la gélinotte huppée, grâce au comportement de parade nuptiale des mâles (tambourinage). Pour ce faire, on établit des virées équidistantes dans les peuplements à recenser, sur lesquelles on réalise des stations d'écoute équidistantes elles aussi. Le long de ces trajets, à chaque station, on écoute attentivement, durant une période prédéterminée, et on compte le nombre de mâles entendus (Ferron *et al.* 1996). Lors d'inventaires effectués dans différentes régions en Amérique du Nord, la densité a varié de 1,6 mâle tambourineur/km² à plus de 40 mâles/km² (tableau 1). Au Québec, on a mesuré des densités variant entre 1,6 et 29,9 mâles/km².

Tableau 1. Densités de gélinottes huppées enregistrées dans différentes régions d'Amérique du Nord.

Densité	Région	Référence
15,4 - 23,4 mâles/km ²	Abitibi-Témiscamingue	Dussault <i>et al.</i> (1995)
12,2 - 12,6 mâles/km ²	Abitibi-Témiscamingue	Lefebvre (1973) <i>in</i> Blanchette (1995)
6,3 mâles/km ²	Témiscamingue	Obry (1974) <i>in</i> Blanchette (1995)
13,3 mâles/km ²	Abitibi	Mathieu (1977) <i>in</i> Blanchette (1995)
3,0 - 10,2 mâles/km ²	Réserve Papineau-Labelle	Bélanger <i>et al.</i> (1972) <i>in</i> Blanchette (1995)
13,3 - 16,7 mâles/km ²	Réserve des Laurentides	Vézina (1975)
6,3 - 29,9 mâles/km ²	Réserve Papineau-Labelle	Larouche et Breton (1976) <i>in</i> Blanchette (1995)
11,0 - 20,5 mâles/km ²	Réserve faunique Saint-Maurice	Potvin (1971) <i>in</i> Blanchette (1995)
1,6 - 5,5 mâles/km ²	Réserve faunique Saint-Maurice	Lefebvre (1976) <i>in</i> Blanchette (1995)
8,7 - 18,1 mâles/km ²	Réserve faunique de Portneuf	Blanchette et Saint-Onge (2007)
2,3 - 9,5 mâles/km ²	Estrie	Choquette et Breton (1975) <i>in</i> Blanchette (1995)
6 - 15 mâles/km ²	Ontario, parc Algonquin	Théberge et Gauthier (1982) <i>in</i> Blanchette (1995)
21 - 42 mâles/km ²	Minnesota	Gullion (1977) <i>in</i> Blanchette (1995)
1,8 mâles/km ²	Georgie	Dimmick <i>et al.</i> (1997)
1,3 mâles/km ²	Tennessee	Dimmick <i>et al.</i> (1997)
2,8 mâles/km ²	Kentucky	Dimmick <i>et al.</i> (1997)

4.3 Description de l'habitat

La gélinotte huppée doit trouver dans son habitat tous les éléments nécessaires à ses besoins (habitat, reproduction, nidification, alimentation, etc.) et ce, en toute saison (Blanchette 1995; Collin 1996a). Dans un habitat de faible qualité, les ressources sont limitées, ce qui entraîne des mouvements plus grands et plus fréquents et ce qui augmente les risques associés à la prédation. Ceci conduit finalement à une diminution du taux de survie (Thompson et Fritzell 1989a, 1989b).

La gélinotte huppée fréquente principalement les forêts mélangées où dominent les feuillus (peupliers et bouleaux). Généralement, elle utilise aussi des ouvertures comme des champs en friche, des coupes, des chemins forestiers, des clairières, des lisières, des boisés, des bûchés ou des ravins (Alain 1988; Collin 1996a). Elle fréquente également les

bords des cours d'eau où poussent des aulnes (*Alnus sp.*) et des saules (*Salix sp.*) (Godfrey 1986).

4.3.1 Habitat de tambourinage

Au printemps, de la mi-avril à la mi-mai, les mâles de la gélinotte huppée attirent les femelles pour la reproduction en émettant un son sourd et saccadé à l'aide de battements d'ailes rapides appelés tambourinage (Banfield 1986 *in* Blanchette 1995). Au cours de cette période, l'élément de base de l'habitat de la gélinotte huppée est le site de tambourinage. En effet, la qualité et la disponibilité de l'habitat de tambourinage déterminent en bonne partie l'abondance de reproducteurs qu'on y retrouve d'une année à l'autre (Ferron *et al.* 1996). La faible disponibilité de sites propices au tambourinage serait un élément important lors de la saison de reproduction (Palmer 1961 *in* Alain 1988; Rusch *et al.* 2000). Ainsi, la capacité de support de l'habitat est étroitement reliée à la disponibilité de zones favorables aux mâles pour tambouriner (Alain 1988). Pour le reste de l'année, le mâle occupe l'habitat entourant le site de tambourinage et ce, sur environ 400 m autour de celui-ci. Les femelles passent également beaucoup de temps dans l'habitat de tambourinage des mâles (Collin 1996a).

Lorsque les essences résineuses occupent une proportion plus importante du paysage forestier, la gélinotte huppée tambourine plus fréquemment dans des peuplements feuillus ou mélangés à dominance feuillue, composés principalement de peupliers ou de bouleaux à papier (Dussault *et al.* 1995 et 1998). Dans un contexte de paysage forestier dominé par les essences décidues, l'habitat idéal entourant le site de tambourinage doit présenter un couvert arborescent fermé et une densité élevée de tiges/ha, soit entre 4 900 à 14 800 tiges/ha (Thompson *et al.* 1987; Gullion et Svoboda 1972 *in* Blanchette 1995; Collin 1996a). Le pourcentage d'obstruction visuelle du couvert latéral ne doit pas être inférieur à 20 % (Brewer 1980 *in* Ferron *et al.* 1996), ni dépasser 70 % (Dussault *et al.* 1995).

Pour tambouriner, le mâle choisit plus fréquemment un vieux tronc d'arbre tombé au sol et recouvert de mousse, dont l'inclinaison ne dépasse pas 10 à 24 %. Une pente plus forte en rend l'utilisation plus difficile par l'oiseau lors du tambourinage. L'état des arbres utilisés varie de pourri à intact, bien qu'ils soient généralement vieux et sans écorce à l'endroit où tambourine le mâle (Thompson *et al.* 1987; Dion 1988a; Blanchette 1995; Gauthier et Aubry 1995; Stoll *et al.* 1979 in Ferron *et al.* 1996). Le diamètre de l'arbre au niveau du site de tambourinage est en moyenne de 30 cm (maximum de 46,5) et il est rarement inférieur à 15 cm. La longueur moyenne de l'arbre est de 8,6 m et la hauteur moyenne par rapport au sol est de 41,9 cm. Les mâles peuvent aussi utiliser, à l'occasion, des grosses roches, des souches, des monticules de terre, des racines exposées, des tas de branches ou des bûches (Thompson *et al.* 1987; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

4.3.2 Habitat de nidification

Pour la nidification, la femelle utilise préférentiellement des peuplements feuillus ou mélangés matures (Alain 1988; Blanchette 1995; Ferron *et al.* 1996). L'habitat doit être relativement dégagé au niveau du sol afin de favoriser le déplacement des oisillons. Au Minnesota, les peuplements de peupliers matures ayant une densité de tiges inférieure à 4 900/ha et un couvert arbustif peu dense, procurent les meilleurs sites pour la nidification (Gullion 1977). En milieu dominé par les conifères, les sites de nidification sont caractérisés par une faible densité de tiges de conifères et par un pourcentage élevé d'essences décidues telles que l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) et le cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*) (Doyon 1992 in Blanchette 1995). D'autres caractéristiques, comme la présence de nourriture, sont également recherchées par la femelle (Collin 1996a).

Le nid est presque toujours adossé à une souche, à un arbre ou à un tas de broussailles. Ceci le protège d'un côté, tandis que de l'autre, il est dépourvu de végétation dense ou d'obstacles, ce qui permet à la femelle de s'envoler plus rapidement lorsque nécessaire et de voir les prédateurs venir de loin (Dion 1988b; Collin 1996a).

4.3.3 Habitat d'élevage des couvées

La survie de la couvée est directement liée à la qualité du couvert d'élevage (Ferron *et al.* 1996). Peu après l'éclosion, la femelle quitte l'habitat de nidification, accompagnée de sa couvée, et transite vers un habitat plus dense que celui du site de nidification (12 400 à 29 000 tiges/ha). Cet habitat est constitué de peuplements de jeunes gaulis d'essences décidues (peupliers, bouleaux, érables (*Acer sp.*), aulnes rugueux) et présente un couvert d'herbacées également dense (Thompson *et al.* 1987; Atwater et Schnell 1989; Blanchette 1995; Giroux *et al.* 2007). Ces habitats permettent aux jeunes de se déplacer tout en évitant d'être vus par les prédateurs (Thompson *et al.* 1987; Small et Rusch 1989; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996). Ils se retrouvent dans les coupes totales régénérées après trois ou cinq ans ou dans les autres milieux ouverts, quand la compétition entre les plantes arbustives commence à produire un éclaircissement naturel de la végétation (Atwater et Schnell 1989; Blanchette 1995; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996; Giroux *et al.* 2007). En général, les conditions y demeurent favorables jusqu'à ce que les peuplements atteignent dix à quinze ans (Collin 1996a). Les couvées sont également trouvées le long des pentes faibles en bordure des ruisseaux (Thompson *et al.* 1987). La couvée restera unie jusqu'au début de l'automne, alors que débute la dispersion des juvéniles (Small et Rusch 1989).

4.3.4 Habitat d'hiver

Durant l'hiver, la gélinotte huppée recherche un habitat qui offre un couvert de protection adéquat contre les intempéries et les prédateurs, tout en lui fournissant une nourriture adéquate. Les peuplements mélangés au couvert arborescent dense sont appropriés en hiver (Blanchette *et al.* 2007). Les sites plus dégagés qui reçoivent beaucoup de neige facilitent le camouflage et la protection des oiseaux sous la couche nivale (Alain 1988; Thompson et Fritzell 1988; Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996a). Les peuplements matures de sapin baumier ou d'épinettes blanches, idéalement localisés près de peuplements matures dominés par les feuillus, semblent être les plus propices pour la gélinotte huppée en cette période de l'année. L'habitat hivernal optimal de la gélinotte huppée serait composé de 15 à 30 % de conifères. Plusieurs bosquets de conifères de 0,1

à 0,2 ha fourniront un meilleur couvert que des arbres éparpillés ou regroupés en peuplements plus étendus (Alain 1988; Blanchette 1995; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

4.4 Alimentation

Le régime alimentaire de la gélinotte huppée varie en fonction de l'âge de l'individu et des saisons (Alain 1988; Cyr et Larivée 1995). L'habitat des couvées est habituellement bien pourvu en proies animales (insectes et limaces), qui constituent 85 % de la nourriture des jeunes gélinottes jusqu'à l'âge de 6 semaines. Cette nourriture comble les exigences en protéines dont ces poussins très actifs ont besoin. Pour combler leurs besoins en eau, ils se contentent de boire les gouttes de rosée. À l'âge adulte, la gélinotte huppée se nourrit à 90 % de végétaux (feuilles, graines, bourgeons, fruits) et de très peu d'insectes (5 %). On a déjà dénombré 414 espèces de plantes et 580 espèces d'insectes consommés par ces oiseaux (Alain 1988; Dion 1988b; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

Durant l'été et l'automne, le peuplier faux-tremble est l'espèce végétale la plus recherchée par les adultes (Vézina 1975; Guglielmo et Karasov 1995). La gélinotte mange aussi des feuilles et des graines de prunier (*Prunus sp.*), de sorbier (*Sorbus sp.*), de saule, de bouleau à papier, de bouleau jaune, de thé des bois (*Gaultheria procumbens*), de petits fruits (sorbier, cerisier (*Prunus sp.*), d'aubépine (*Crataegus sp.*), de champignons, de fougères, de lycopodes et de quelques insectes (Dion 1988b; Servello et Kirkpatrick 1988; Cyr et Larivée 1995; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996). Dans la région de Montréal, les bourgeons et les graines du bouleau jaune et du bouleau à papier constituent 87 % du régime alimentaire de l'oiseau en hiver (Alain 1988). Le trèfle (*Trifolium sp.*) est également apprécié, particulièrement en fin d'été et au tout début de l'automne, le long des routes, des champs en culture et des sentiers forestiers. Pour bien digérer les aliments coriaces, elle a besoin d'ingurgiter du gravier, généralement du quartz, que les oiseaux picorent le long des chemins forestiers (Vézina 1975; Dion 1988b).

Les préférences alimentaires de la gélinotte durant l'hiver sont influencées par la qualité et la digestibilité du contenu en nutriments du fourrage (Guglielmo et Karasov 1995). En hiver et au printemps, les adultes et les jeunes de l'année se nourrissent dans les arbres de bourgeons, de ramilles ou de chatons. Le peuplier faux-tremble, le bouleau à papier, le bouleau jaune, le noisetier à long bec (*Corylus cornuta*), l'érable rouge et le vinaigrier (*Rhus typhina*) sont alors ses essences préférées (Dion 1988b; Cyr et Larivée 1995; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996; Guglielmo et Karasov 1995).

Deux raisons expliquent le choix des bourgeons mâles de peuplier faux-tremble comme source principale de nourriture : la haute valeur énergétique de ces bourgeons qui sont plus gros et la solidité des branches sur lesquelles on les retrouve (Svoboda et Gullion 1972 *in* Ferron *et al.* 1996). Pour être de bons producteurs, les peupliers faux-trembles devront être âgés de 25 ans et plus (Gullion 1977; Barber *et al.* 1989 *in* Ferron *et al.* 1996). Une faible disponibilité de peupliers durant l'hiver pourrait accroître les risques de prédation et les coûts énergétiques pour la gélinotte (Jakubas et Gullion 1991).

La gélinotte consomme également les feuilles d'herbacées et d'arbustes, bien que n'étant pas un item dominant, ou des fruits demeurés dans les arbres (pomme, viorne trilobée (*Viburnum trilobum*) et viorne comestible (*Viburnum edule*), sorbier, houx verticillé (*Ilex verticillata*), cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*), hêtre (*Fagus grandifolia*) (Alain 1988; Dion 1988b; Servello et Kirkpatrick 1987, 1988; Blanchette 1995; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

4.5 Reproduction

Les gélinottes huppées sont polygames (Dion 1988a). Elles se reproduisent dès l'âge de un an (Bump *et al.* 1947). Lors de la parade au printemps, les mâles ne chantent pas, mais tambourinent. Le mâle adopte alors une position verticale appuyée sur sa queue en forme d'éventail, étire son cou et déploie un collier de plumes plutôt foncées en forme de parasol, appelé collerette. Ce comportement s'effectue généralement tôt le matin (Alain 1988; Dion 1988a; Blanchette 1995; Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995).

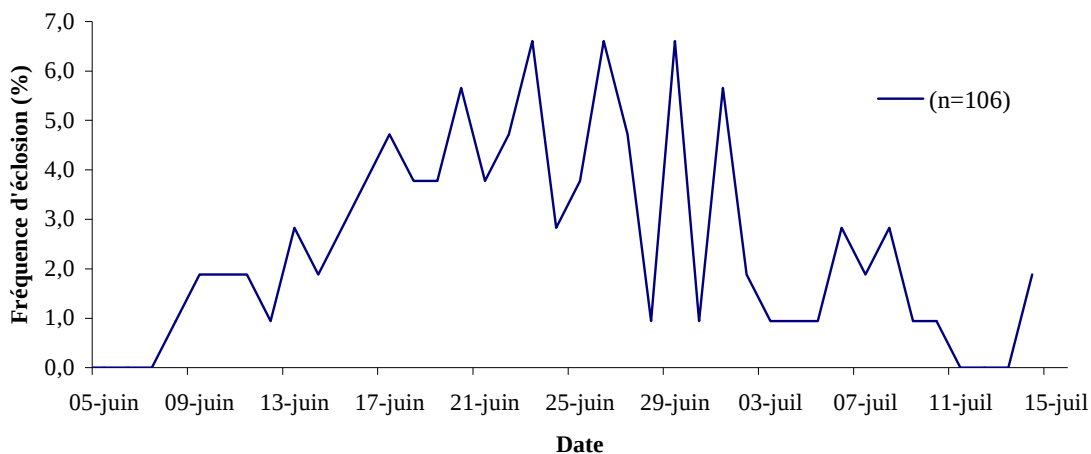
Le tambourinage débute après la fonte des neiges et atteint son intensité maximale entre la fin d'avril et le début de mai (Dion 1988a; Cyr et Larivée 1995; Gullion 1967 *in* Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996a). En Abitibi, le pic du tambourinage se situe durant les deux premières semaines de mai (Dussault *et al.* 1995, 1998). Dans le sud des Appalaches aux États-Unis, le pic de tambourinage se situe à la mi-avril (Dimmick *et al.* 1997). Le tambourinage est aussi émis à d'autres périodes de l'année, spécialement à l'automne, par des mâles résidents qui défendent leur territoire et par des individus juvéniles en quête d'un domaine, défiant ainsi des mâles déjà établis (Ferron *et al.* 1994a; Johnsgard 1989 *in* Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996a).

Quelque temps après l'accouplement, la femelle ira nicher seule et élever sa famille sans l'aide du mâle, puisqu'il ne joue aucun rôle dans les soins parentaux. Le nid est une simple cavité dans le sol dont le fond est recouvert de quelques brindilles et de feuilles séchées, ainsi que de quelques plumes qui proviennent du corps de la femelle (Dion 1988a; Gauthier et Aubry 1995). Même si, à cette date, la végétation commence à se développer, le nid demeure difficile à trouver.

Dans la région de Québec, la gélinotte huppée commence à pondre vers le 9 mai (Alain 1988; Dion 1988a). La femelle pond ses œufs sur une période de 15 à 18 jours. L'incubation, qui commence dès la ponte du dernier œuf, dure de 22 à 26 jours (Alain 1988; Dion 1988a; Blanchette 1995; Gauthier et Aubry 1995).

Le nid contient généralement de 9 à 14 œufs (moyenne de 11 à 12 œufs). Ils mesurent environ 39 mm de longueur et ont une coquille plutôt mince (Dion 1988a; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996). Lorsque les œufs sont détruits par les prédateurs, par des inondations ou parce que la femelle est dérangée, il pourra y avoir, dans les dix à quinze jours suivant la première tentative de nidification, une nouvelle ponte qui produira toutefois moins d'œufs, soit environ 7,5 œufs. La production totale d'œufs provient à 86 % des premières couvées et à 14 % des deuxièmes couvées. Les œufs sont fertiles à 90 % (Alain 1988; Dion 1988a; Gauthier et Aubry 1995; Ferron *et al.* 1996; Small *et al.* 1996). Tous les poussins naissent la même journée, sans l'aide de la femelle.

Au 48^e degré de latitude nord, la période d'éclosion s'étend du début juin à la mi-juillet (Vézina 1975; Collin 1996a). En Gaspésie, la période d'éclosion s'étend durant tout le mois de juin et déborde légèrement dans la première semaine de juillet. L'ensemble des éclosions s'échelonne sur une période d'environ 30 jours. Durant cette période, il n'y a pas de véritable pic d'éclosions, les naissances se produisant de façon graduelle tout au long de la saison d'incubation. Néanmoins, c'est dans la deuxième moitié du mois de juin que l'on observe la majorité de celles-ci, bien que des éclosions tardives soient observées (Pelletier 2000a, 2001, 2002, 2003). En 1999, on dénombrait plus de 40 % de toutes les éclosions dans cet intervalle, le 24 juin représentant à lui seul 12,5 % des naissances (Pelletier 2000a). En 2000, 70 % des éclosions ont eu lieu entre le 16 juin et le 2 juillet (figure 4). Pour l'année 2001, c'est entre le 12 et 30 juin qu'ont lieu 87 % des éclosions (Pelletier 2002), alors qu'en 2002, 77,3 % des éclosions sont rapportées entre le 15 et 30 juin (Pelletier 2003).



Source : Pelletier (2001)

Figure 4. Fréquence d'éclosions des gélinottes huppées pour l'année 2000 en Gaspésie.

Le développement des poussins est assez rapide, les jeunes sont nidifuges. Moins de 24 heures après l'éclosion, la femelle conduit les jeunes loin du nid et des coquilles cassées, car ces dernières pourraient attirer les prédateurs par leur odeur. À ce moment, ils peuvent marcher, boire et manger seuls (Dion 1988a; Gauthier et Aubry 1995).

Le duvet sera remplacé graduellement par les plumes, dont la couleur s'apparente à celle de la femelle. Les plumes des ailes (rémiges) et de la queue (rectrices) apparaissent en moins de 10 jours et dès ce moment l'oiseau peut échapper à un prédateur en volant sur de courtes distances. L'oiseau ne devient cependant vraiment habile qu'après 3 ou 4 semaines d'entraînement (Alain 1988; Collin 1996a; Gauthier et Aubry 1995).

Les jeunes gélinottes demeurent sous la protection de la femelle durant une dizaine de semaines (Collin 1996a). Pour défendre ses petits, la femelle détourne l'attention d'un prédateur en sifflant et en feignant une aile blessée. Ce comportement renseigne immédiatement l'observateur de la présence de poussins (Dion 1988a; Gauthier et Aubry 1995). La femelle peut également glousser pour prévenir ses petits d'un danger imminent ou disperser sa couvée et la reconstituer un peu plus tard lorsque la menace est passée. Ces comportements diminuent les risques qu'un prédateur puisse capturer toute la couvée (McIsaac 1997).

Le seul déplacement majeur des juvéniles s'accomplit à l'automne quand les couvées se dispersent et qu'ils cherchent un territoire vacant, parfois jusqu'à 15 km du lieu de naissance (Dion 1988a). La durée de la période de dispersion automnale est équivalente pour les deux sexes et varie entre 17 et 21 jours (Small et Rusch 1989). Les femelles juvéniles se déplacent sur de plus grandes distances (9,56 km) que les juvéniles mâles (6,36 km) et elles se déplacent également plus rapidement (0,53 km/jour pour les juvéniles femelles contre 0,26 km/jour pour les juvéniles mâles). Les femelles semblent compléter leur dispersion automnale dans les sites qu'elles utiliseront durant l'hiver et durant la période de nidification suivante. Elles utilisent principalement les forêts décidues, alors que les mâles préfèrent les zones d'arbustes et de broussailles (Small et Rusch 1989).

4.6 Facteurs limitatifs

Un facteur limitatif est un facteur écologique qui diminue le taux de croissance d'une population. Les principaux facteurs limitatifs de la gélinotte huppée sont la disponibilité de l'habitat, la prédation, les conditions climatiques, les parasites, les maladies et la chasse.

4.6.1 Habitat

Constituées d'habitats hétérogènes, les forêts mixtes à dominance de feuillus (bouleau et peuplier) représentent l'habitat de prédilection de la gélinotte huppée. La grande disponibilité des sapinières à bouleau jaune, des sapinières à bouleau blanc et des forêts feuillues assure à la gélinotte un vaste habitat potentiel. Dans le nord du Québec, la forêt coniférienne n'offre pas suffisamment de superficie d'habitat à la gélinotte.

4.6.1.1 Domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme

Les boisés privés, très visités par les chasseurs, subissent depuis quelques années des transformations importantes qui entraînent la perte d'habitat pour la gélinotte huppée. Les boisés subissent notamment une forte pression pour être convertis en terres agricoles dans le sud du Québec. En effet, on a tendance à couper des parcelles de boisés pour étendre l'aire disponible aux cultures (Alain 1986). L'élevage intensif de porcs dans les régions méridionales du Québec risque de devenir un frein important à l'aménagement forestier, en restreignant le nombre de terres disponibles pour effectuer du reboisement. En raison des surplus de lisier des porcheries, dont le nombre de porcs dépasse parfois 15 000, la presque totalité des terres dotées d'un potentiel agricole sont réservées à l'agriculture (Rodrigue 2000a). Le développement de l'agriculture au Québec se fait donc au détriment des zones forestières ou des boisés enclavés par les champs agricoles. Des coupes forestières sont pratiquées de plus en plus souvent dans les petits boisés pour la récupération du bois de chauffage ou pour en changer la vocation. Ainsi, en raison du verglas de 1998, beaucoup de propriétaires de lots boisés ont converti leurs superficies endommagées en champs de maïs pour la consommation humaine ou pour la production

de moulée, ce qui selon eux serait plus rentable (Rodrigue 2000b). De plus, la production de méthanol comme additif ou substitut à l'essence à partir de maïs risque d'amplifier le phénomène, particulièrement en Montérégie (Martin Léveillé, comm. pers.³). Ces modifications de l'habitat réduiront ou limiteront possiblement la densité des populations de petits gibiers, du moins localement, si elles ne sont pas réalisées selon des plans d'aménagement propres à maintenir des niveaux de population capables de répondre à la demande des chasseurs de petit gibier (Alain 1986).

Outre la diminution de l'importance des boisés, les activités agricoles intensives entraînent la disparition des haies brise-vent et l'amoindrissement des bordures de champs qui peuvent représenter des habitats d'élevage, d'hiver et de déplacement pour la gélinotte en milieu agricole selon la localisation du brise-vent et la nature des habitats environnants. Le développement domiciliaire et commercial provoque également la raréfaction des habitats propices à la gélinotte huppée en milieu périurbain. Par ailleurs, laissant peu de place au développement et à la présence d'attributs d'une forêt naturelle, la ligniculture participe à la réduction d'habitat de plusieurs espèces fauniques dont celui de la gélinotte.

La présence de densité élevée de cerf de Virginie est un autre élément pouvant limiter la disponibilité de l'habitat pour la gélinotte. Le broutage intense par le cerf diminue la densité de la strate arbustive. L'habitat devient moins propice pour l'élevage des couvées de gélinottes et rend ces dernières plus vulnérables à la prédation.

Des phénomènes naturels peuvent également influencer la qualité de l'habitat de la gélinotte. Le vieillissement des boisés peu exploités est l'un des mécanismes qui limite la disponibilité de l'habitat pour la gélinotte huppée, cette espèce étant davantage liée aux jeunes peuplements forestiers. Des aménagements forestiers orientés vers le maintien d'un couvert forestier jeune peuvent favoriser la gélinotte huppée. Les chablis, les feux de forêts et les épidémies sont par ailleurs des facteurs qui contribuent à rajeunir les forêts et favorisent la gélinotte huppée.

³ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Montérégie, 2001.

4.6.1.2 Domaine de la sapinière à bouleau jaune

La gélinotte huppée est une des espèces les plus abondantes dans la sapinière à bouleau jaune. L'habitat est généralement de qualité, toutefois l'intensité des interventions (p. ex. : éclaircie précommerciale) peut amener une perte de qualité (Giroux *et al.* 2007). Bien que l'impact d'une éclaircie précommerciale soit aussi négatif dans la sapinière à bouleau jaune que dans la pessière à mousses et dans la sapinière à bouleau blanc, l'impact y dure probablement moins longtemps, compte tenu que la régénération est plus rapide dans la sapinière à bouleau jaune.

La conversion en terres agricoles des boisés privés est davantage présente dans la forêt feuillue. Toutefois, essentiellement de tenure privée, certains secteurs de la sapinière à bouleau jaune n'échappent pas à ce processus et subissent de fait des pertes sèches d'habitat pour la gélinotte. Également sur terres privées, certaines forêts de début de succession sont devenues beaucoup moins abondantes, car les petits propriétaires n'exploitent plus ou exploitent peu leur forêt. Ce vieillissement des boisés limite cependant la disponibilité de l'habitat pour la gélinotte huppée, une espèce davantage liée aux jeunes peuplements forestiers.

4.6.1.3 Domaine de la sapinière à bouleau blanc

La gélinotte huppée est une espèce abondante dans la sapinière à bouleau blanc. Cette espèce préfère les habitats hétérogènes et par conséquent, elle est présente dans l'ensemble des domaines de la sapinière à bouleau blanc.

Comme pour le tétras, l'impact négatif des éclaircies précommerciales sur les couvées de la gélinotte huppée a néanmoins été démontré, puisque la densité des couvées a chuté suite à des éclaircies précommerciales effectuées en Gaspésie dans des peuplements mélangés et conifériens (Bélanger 2000). Ce type de coupe affecte l'habitat d'élevage des couvées à court et moyen termes par l'augmentation du pourcentage de débris laissés au sol après la coupe et par la diminution du nombre de tiges/ha et, à long terme par la diminution de l'importance relative des peuplements mélangés au profit des peuplements à tendance résineuse (Bélanger 2000). L'éclaircie précommerciale effectuée dans les

peuplements de feuillus risque d'avoir pour effet de réduire davantage la proportion d'habitats d'élevage dans le futur.

Dans le cadre de coupe avec protection de la régénération (CPR) en Abitibi-Témiscamingue, la gélinotte huppée pourrait être sévèrement affectée si toutes les essences commerciales sont récoltées dans la parcelle de coupe, à cause du manque de couvert (Potvin *et al.* 1999). Dussault *et al.* (1995) et Potvin *et al.* (1999) précisent que le reboisement en monoculture résineuse est défavorable à la gélinotte car il crée de vastes habitats homogènes. Toujours en Abitibi-Témiscamingue, les impacts les plus apparents de la CPR sur le milieu pour la gélinotte, sont les baisses de la surface terrière totale, de la densité d'arbres et du couvert latéral. La baisse de la surface terrière est attribuable à la récolte des essences recherchées par l'industrie forestière comme l'épinette, le sapin baumier et le peuplier faux-tremble (Dussault *et al.* 1995; Potvin *et al.* 1999). Or, le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble constituent une ressource alimentaire très recherchée par la gélinotte. La diminution de la densité d'arbres dans les peuplements coupés ne rejoint donc plus les caractéristiques optimales recherchées par la gélinotte en période de tambourinage, de nidification et d'élevage des jeunes.

4.6.1.4 Domaine de la pessière à mousses

La gélinotte huppée est une espèce présente localement dans la pessière noire à mousses selon le type de couvert (présence de feuillus). À court terme, on note un impact local négatif de l'exploitation forestière : réduction de la superficie des habitats, modification de la structure de la forêt et encombrement du sol par les résidus forestiers. Selon la succession végétale après coupe, l'impact de l'exploitation forestière peut demeurer néanmoins positif à long terme. En absence de feux, les pessières pures évoluent en pessières à sapin ou en sapinières. En présence de feux, une partie des pessières peuvent par contre se régénérer en bétulaies ou en peupleraies (enfeuilletement). Ces jeunes forêts issues de coupes, rencontrées par exemple au nord de Sept-Îles sont nettement plus favorables à la gélinotte.

4.6.2 Conditions climatiques

Il est difficile de relier des éléments naturels comme les pluies abondantes au printemps et le froid excessif en début d'été, au succès de reproduction et de survie des juvéniles à l'automne. Peu d'études ont cependant été réalisées pour documenter le sujet au Québec. Une carence d'insectes souvent liée à des conditions climatiques non propices en juin et en juillet peut aussi avoir des conséquences sur la survie des jeunes (Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996). La combinaison de ces deux facteurs agirait comme facteur limitatif (Alain 1988). Les travaux de Pelletier, entre 1999 et 2003 en Gaspésie, n'ont pas permis encore de démontrer un lien entre les conditions climatiques et le taux de mortalité des oisillons au cours de l'été.

Au Québec (plus particulièrement au centre du Québec), la gélinotte huppée doit supporter des températures moyennes de +25 °C en été et de -17 °C en hiver, les températures extrêmes variant entre + 36 °C et - 36 °C (Dion 1988b). En hiver, les gélinottes se rassemblent souvent pour passer la nuit à l'abri dans des conifères denses (Cyr et Larivée 1995). Lorsque les températures sont plus froides, la gélinotte huppée, qui possède peu de réserves énergétiques, cherchera, pour éviter les pertes de chaleur, à s'abriter sous la neige où la température descend rarement en bas de -7 °C (Dion 1988b; Collin 1996a, 1996d; Ferron *et al.* 1996).

Durant l'hiver, la stratégie énergétique de la gélinotte huppée est de manger régulièrement et sur de courtes périodes, en privilégiant la conservation de l'énergie plutôt que l'acquisition (Thomas 1987). Normalement, son alimentation contient suffisamment de matières grasses et d'hydrates de carbone pour subsister sans problème jusqu'au printemps suivant (Dion 1988b). Durant la saison hivernale, une mauvaise qualité de la nourriture, outre la quantité, est susceptible d'augmenter le temps consacré à l'alimentation. Les gélinottes doivent alors passer plus de temps à s'alimenter pour combler leurs besoins énergétiques, ce qui augmente les dépenses énergétiques, les risques de prédation et, conséquemment, les taux de mortalité, ce qui entraîne une réduction des densités de gélinottes (Hewitt et Kirkpatrick 1996, 1997).

Lors d'un verglas, surtout s'il se produit la nuit lorsque les gélinottes sont enfouies dans la neige, il peut arriver qu'un certain nombre d'entre elles ne parviennent pas à briser la couche de verglas nouvellement formée et ne puissent alors s'échapper. Le verglas peut aussi empêcher l'accès aux bourgeons dont elles se nourrissent, ce qui peut être mortel pour les oiseaux (Alain 1988).

4.6.3 Prédation

Chez les gélinottes adultes, la prédation par les oiseaux de proie et les petits carnivores est la principale cause de mortalité. Cette mortalité semble s'effectuer principalement en hiver (Atwater et Schnell 1989; Thompson et Colgan 1990; Ferron *et al.* 1996). Plusieurs auteurs rapportent des pourcentages de mortalité annuelle due à la prédation d'environ 50 à 70 % de la population adulte. La gélinotte doit donc se protéger des attaques aériennes et des embuscades au sol, d'où l'importance d'un bon couvert de protection. Il est à noter que les mâles deviennent aussi plus vulnérables durant la période de tambourinage (Ferron *et al.* 1996).

Les prédateurs des gélinottes adultes viennent autant du ciel, par l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) et le grand duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), que de la terre, par le raton laveur (*Procyon lotor*), le lynx du Canada (*Lynx lynx*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*). Les jeunes comme les adultes sont victimes de plusieurs prédateurs. Les rats laveurs, les mouffettes rayées (*Mephitis mephitis*) et les écureuils (sciuridés) vont se nourrir volontiers des œufs, tandis que les oiseaux de proie attrapent les poussins et les adultes (Alain 1988; Dion 1988b; Thompson et Colgan 1990; Collin 1996a; Ferron *et al.* 1996).

Une recherche effectuée au Manitoba par Rusch *et al.* (1978 in Alain 1988) révèle que les réductions importantes du nombre de gélinottes pouvaient être une conséquence du changement de diète des prédateurs du lièvre, quand les populations sont en décroissance. Au Québec, en 1998, il n'y avait aucune donnée précise sur le rôle des prédateurs (Alain 1988) et c'est toujours le cas aujourd'hui.

4.6.4 Parasitisme et maladies

Au Québec, il n'existe aucune donnée quant au rôle que pourraient avoir les diverses espèces de parasites des gélinottes comme facteur limitatif. Les quelques publications scientifiques sur le sujet, bien qu'elles mentionnent souvent plusieurs espèces de parasites, n'ont pu démontrer une relation étroite entre le parasitisme et les fluctuations périodiques des populations de gélinottes huppées. En général, la gélinotte huppée est un oiseau robuste qui résiste bien aux maladies (Alain 1988).

Les agents pathogènes qui l'attaquent le plus souvent sont des protozoaires, principalement *Leucoytozoom sp.* et *Histomas sp.* On peut parfois trouver des parasites intestinaux chez la gélinotte huppée; ce sont généralement des nématodes ou des cestodes (Dion 1988b). Kalla *et al.* (1997) ont effectué une analyse des parasites de la gélinotte huppée au Tennessee entre les mois d'octobre et février. Trois espèces de nématodes (*Heterakis bonasae*, *Ascaridia bonasae*, *Cheilospirura spinosa*) et une espèce de cestode (*Echinolepis carioca*) ont été retrouvées. Les deux espèces les plus fréquentes de parasites étaient le vers *Heterakis bonasae* qui se retrouvait dans le cæcum de 81 % des individus et le cestode *Echinolepsis carioca*.

Le nématode *Ascaridia bonasae* a été noté chez la gélinotte huppée du Québec. Ce parasite se retrouve ordinairement dans l'intestin de la gélinotte huppée ou du tétras du Canada, mais plusieurs chasseurs disent avoir vu le parasite dans la cavité abdominale des oiseaux, ce qui est également rapporté dans la littérature. Ce parasite n'est pas dangereux pour l'homme (Fréchette 1986).

La gélinotte huppée peut aussi être atteinte par l'aspergillose (*Aspergillus fumigatus*) ou la tularémie, une maladie causée par une bactérie, *Francisella tularensis*, dont il existe trois sous-espèces. Seule, *Francisella tularensis* sous-espèce *tularensis*, est naturellement présente en Amérique du Nord. Toutefois, cette dernière affecte principalement les lièvres et les rongeurs. Quelquefois, la gélinotte souffre d'entérites ulcéreuses et de certaines autres affections apparentées. Des parasites externes ou ectoparasites (mites et poux) attaquent aussi cette espèce, d'où leurs fréquents bains de poussières. Ces maladies

et parasites affaiblissent l'oiseau, mais ne le font pas nécessairement mourir. Ils peuvent cependant le rendre plus vulnérable (Dion 1988b).

4.6.5 Chasse

À l'heure actuelle, il n'est pas possible de déterminer si la chasse est compensatoire ou additive pour la gélinotte huppée. Les deux hypothèses sont tantôt confirmées, tantôt démenties. Selon certaines études, la chasse ne semble pas représenter un facteur de mortalité important pour la gélinotte huppée. C'est le cas d'une étude menée en Alberta, où 80 % des pertes dans la population entre l'automne et le printemps sont imputables à l'activité des prédateurs (Rusch et Keith 1971 *in* Gauthier et Aubry 1995). Selon cette dernière, la mortalité par la chasse serait donc compensatoire, c'est-à-dire que la chasse prélèverait des oiseaux, qui seraient décédés « de toute façon » de causes naturelles au cours de l'automne et de l'hiver. Dans cette situation, la mortalité par la chasse ne s'additionne pas à la mortalité naturelle. Le niveau de la récolte atteint par la chasse sportive peut atteindre 8 à 50 % de la population en début d'automne, sans mettre celle-ci en danger (Alain 1988; Stoll et Culbertson 1995).

Cependant, d'autres études récentes effectuées aux États-Unis suggèrent que la chasse d'un automne peut, dans certaines conditions, diminuer significativement la densité de la population au printemps suivant (mortalité additive⁴) (Stoll et Culbertson 1995). Selon Chabot et Paré (1980 *in* Alain 1988), des niveaux de récolte se situant autour de 70 % de la population sont effectués au Michigan. Les conséquences de ces récoltes élevées ne sont toutefois pas mentionnées. Une autre étude a estimé un taux de prélèvement de 60 % à partir de 171 gélinottes huppées qui avaient été marquées. Cette dernière a conclu que la mortalité par la chasse était probablement additive et que les effectifs étaient substantiellement réduits dans les zones où la pression de chasse était élevée et où l'immigration était réduite (Small *et al.* 1991 *in* Rusch *et al.* 2000).

⁴ La chasse cause une mortalité plus grande que la mortalité naturelle. La mortalité par la chasse s'additionne alors à la mortalité naturelle.

Les jeunes sont plus vulnérables à la chasse que les adultes, en raison de leur plus grande mobilité et de leur moins grande méfiance. En effet, ils sont souvent poussés hors des territoires déjà établis par les adultes et se retrouvent le long des sentiers et des routes fréquentées par les chasseurs (De Stefano et Rusch 1986 *in* Gauthier et Aubry 1995).

4.7 Dynamique des populations

Le niveau de population à l'automne est dépendant du taux de survie durant l'hiver précédent, du succès de la reproduction et du taux de survie des jeunes jusqu'à l'automne. La qualité de l'habitat (nourriture et couvert de protection), la prédation ainsi que l'action combinée de facteurs tels que le climat (au cours de la nidification et en hiver) et la pression de la chasse sportive, pourraient agir sur la reproduction et la survie des jeunes (Alain 1988).

4.7.1 Succès de reproduction

Le succès de nidification au Wisconsin, mesuré à partir du nombre de nids où au moins un œuf a éclos, est de 46 % (43 % pour les femelles de 1 an et 60 % pour les autres femelles), la productivité étant de 5,8 poussins produits pour chaque femelle lors du pic de ponte, qui se produit le 20 avril (Small *et al.* 1996).

Le succès de reproduction peut être évalué grossièrement à l'automne par la proportion de juvéniles dans les tableaux de chasse qui varie entre 39 et 79 % (Brewer 1980 *in* Alain 1988). Un rapport juvénile : adulte de 3 : 1 dans la récolte à l'automne représente l'indice d'un « bon » succès du recrutement (Vézina 1975; Alain 1988; Titus 1976 *in* Pelletier 2000a). Dorney (1963 *in* Alain 1988) au Wisconsin, Allison (1960 *in* Alain 1988) au New Hampshire, Rusch et Keith (1971 *in* Alain 1988) en Alberta et Titus (1976 *in* Alain 1988) au New Jersey confirment également cette proportion.

4.7.2 Mortalité et longévité

La mortalité des adultes entre le printemps et l'automne avoisine 14 % (Brewer 1980 *in* Alain 1988). Une étude effectuée dans le centre du Missouri indique que le taux de mortalité des mâles territoriaux durant cette période est de 27,9 % (Thompson et Fritzell 1989b). Cette dernière valeur plus élevée pour les mâles, pourrait être attribuable au fait que ceux-ci sont particulièrement sensibles à la prédation durant la période de tambourinage, ce qui augmenterait le taux de mortalité.

La mortalité hivernale des gélinottes pourrait être d'environ 60 % pour l'ensemble des mâles et des femelles, puisque Palmer (1963 *in* Alain 1988) a obtenu une valeur de 70 % et que Bump *et al.* (1947) ont obtenu une valeur de 50 %. Cette dernière valeur est confirmée par Thompson et Fritzell (1989b), qui ont obtenu une valeur de 51,4 % pour les mâles territoriaux dans le centre du Missouri. Le taux de mortalité des mâles et des femelles durant cette période est probablement similaire.

De 30 à 47 % des poussins produits au printemps atteindront l'âge d'un an, ce qui représente un taux de mortalité annuel variant entre 53 et 70 % (Dion 1988a; Ferron *et al.* 1996). La survie annuelle des adultes est, quant à elle, de 35 %, pour une longévité record de 8 ans et 6 mois (Thompson et Fritzell 1989b; Klimkiewicz et Fitcher 1989 *in* Gauthier et Aubry 1995). Rusch *et al.* (2000) rapportent des taux de mortalité annuels pour les mâles tambourineurs variant entre 82 % et 64 % au Manitoba et en Alberta respectivement.

4.7.3 Indicateurs de populations

Une étude effectuée entre 1999 et 2002 en Gaspésie a permis d'évaluer le rapport des sexes et des âges des gélinottes huppées (tableau 2) (Pelletier 2000a, 2001, 2002, 2003).

À partir de la récolte de chasse, on a établi que le rapport global des sexes variait entre 0,9 : 1 et 1,6 : 1, alors que celui pour les adultes seuls (mâle : femelle), oscillait entre 0,9 : 1 et 2,4 : 1.

Le rapport des âges total (juvénile : adulte) est passé de 2,5 : 1 en 1999, à 0,7 : 1 en 2000, à 0,6 : 1 en 2001 puis, finalement, à 1,1 : 1 en 2002. Le rapport des jeunes par femelle adulte a suivi la même tendance (6,9 : 1 en 1999, 1,7 : 1 en 2000, 1,2 : 1 en 2001 et 4,3 : 1 en 2002). La proportion des jeunes dans la récolte est donc passée de 71 % à 40 % à 36 % et à 54 % entre 1999 et 2002.

Tableau 2. Rapport des sexes, des âges et des jeunes par femelle adulte d'échantillon de la récolte de gélinottes huppées en Gaspésie entre 1999 et 2002.

ANNÉE	Rapport des sexes Mâles/Femelles M♂ : F♀	Rapport des sexes chez les adultes M♂ : F♀	Rapport des âges Jeunes/Adultes J : Ad	Rapport des jeunes / Femelles adultes J : F♀ Ad
1999	0,9 : 1 (n=101)	1,1 : 1 (n=27)	2,5 : 1 (n=125)	6,9 : 1 (n=102)
2000	1,3 : 1 (n=367)	1,4 : 1 (n=227)	0,7 : 1 (n=412)	1,7 : 1 (n=260)
2001	0,9 : 1 (n=351)	0,9 : 1 (n=223)	0,6 : 1 (n=381)	1,2 : 1 (n=257)
2002	1,6 : 1 (n=105)	2,4 : 1 (n=47)	1,1 : 1 (n=114)	4,3 : 1 (n=74)

Source : Pelletier (2000a, 2001, 2002, 2003).

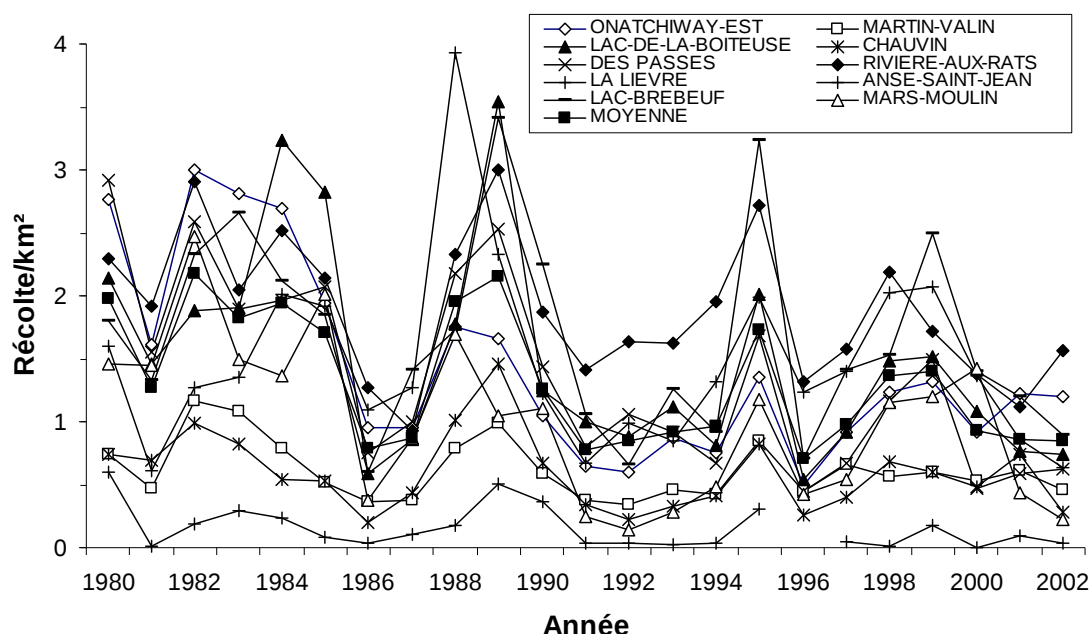
Les différences observées dans la structure de population entre les quatre dernières années montrent bien le caractère très variable de ces paramètres. Dans l'ensemble, ces données reflètent tout de même des indices caractéristiques d'une population de bonne productivité. Ces données indiquent aussi l'importance de la reproduction et de la survie des jeunes dans la dynamique des populations de gélinottes huppées. Ces indicateurs peuvent être utilisés pour caractériser la productivité nette de l'année en cours et expliquer le succès de chasse.

4.7.4 Présence de cycles dans les populations du Québec

Une revue de la littérature effectuée par Lindström (1994) sur plusieurs populations de tétraonidés a démontré l'existence de populations non cycliques (principalement près de la limite sud de leurs aires de répartition) et de populations cycliques. Toutefois, la plupart des populations seraient cycliques (Vézina 1975; Godfrey 1986; Bump *et al.* 1947; Terres 1980 *in* Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995).

Les variations régionales des densités se produiraient selon des intervalles de sept à dix ans (Alain 1988; Kubisiak *et al.* 1980 *in* Blanchette 1995; Gauthier et Aubry 1995; Atwater et Schnell 1989). Le déclin de la population se produirait sur une période de deux à trois ans et la remontée sur trois à quatre ans (Alain 1988). Plusieurs facteurs sont évoqués pour expliquer ces cycles comme le parasitisme, l'alimentation, le succès de la reproduction, la prédation et la chasse (Alain 1988; Lindström 1994). Ce dernier auteur suggère que la prédation sur les individus juvéniles pourrait déterminer en majeure partie le cycle d'abondance des populations de gélinottes (Alain 1988). Cette question est compliquée par le manque de connaissances des autres facteurs régulant les densités des populations. Dans certains cas, il apparaît évident que les prédateurs peuvent réguler les populations de gélinottes, du moins localement (Lindström 1994). Ce phénomène est caractérisé par un effectif élevé de prédateurs, qui affecte principalement les cohortes de bas âges (juvéniles), ce qui explique le faible ratio des âges. La combinaison de la diminution de femelles avec celle des juvéniles causée par la prédation pourrait engendrer un déclin rapide de la population (Brillon *et al.* 1998; Boucher *et al.* 1999).

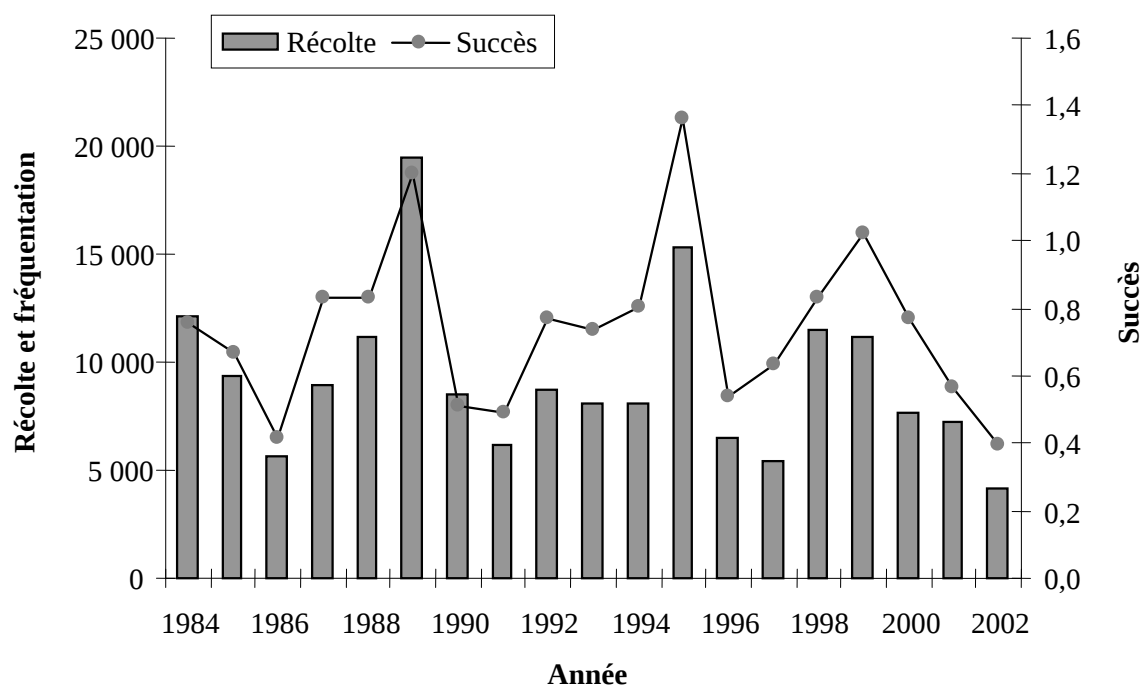
Selon les récoltes de gélinottes huppées et de tétras du Canada enregistrées de 1981 à 2002 dans dix zecs de la région du Saguenay - Lac-Saint-Jean, on remarque que les résultats de certaines années se démarquent par rapport aux autres (figure 5, annexe 3). Toutes les zecs ont connu un creux de récolte en 1981 alors qu'en 1986, un autre creux est apparu. Dans cette région, les pics de la récolte sont aussi généralement synchronisés (Tanguay 1995).



Source : Tanguay (1995).

Figure 5. Évolution de la récolte de gélinotte huppée et de tétras du Canada par kilomètre carré pour dix zecs de la région du Saguenay - Lac-Saint-Jean, entre 1980 et 2002.

Des variations annuelles très importantes du succès de chasse peuvent être observées au niveau de la récolte dans cette région. Cependant, les courbes de succès de chasse diffèrent peu de celles de la récolte. L'aspect cyclique de la récolte ne serait donc pas principalement attribuable à la fréquentation par les chasseurs. La longueur de ce cycle serait de cinq à sept ans (Tanguay 1995). L'observation de la figure 6 montre un patron de cycle d'environ cinq ans pour la réserve faunique de Rimouski (Brillon *et al.* 1998; Boucher *et al.* 1999).



Source : Direction régionale du Bas-Saint-Laurent (2003).

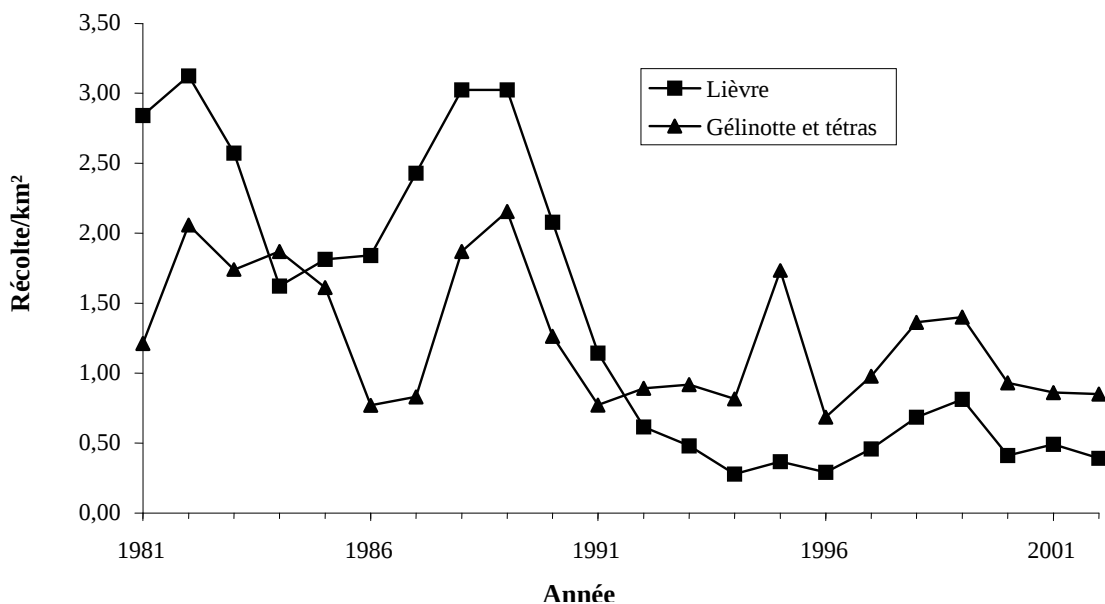
Figure 6. Évolution de la récolte, de l'effort et du succès de chasse de la gélinotte huppée dans la réserve faunique de Rimouski entre 1984 et 2002.

4.7.4.1 Relation avec le cycle du lièvre

Certains auteurs tels Keith et Rusch (1988 *in* Tanguay 1995) et Gauthier et Aubry (1995) ont émis comme hypothèse que le cycle de la gélinotte huppée soit influencé par celui du lièvre d'Amérique. D'après ces auteurs, lorsque le lièvre atteint le sommet de son cycle, le nombre de prédateurs augmente considérablement. Étant donné que plusieurs prédateurs comme le renard roux, l'autour des palombes et le grand duc d'Amérique sont communs au lièvre et à la gélinotte, l'augmentation de la densité de ces prédateurs amènerait une baisse des populations de gélinottes. Au creux du cycle du lièvre, le

nombre de prédateurs serait de beaucoup inférieur, permettant ainsi à la gélinotte d'augmenter sa densité en même temps que le lièvre (Gauthier et Aubry 1995; Keith et Rusch 1988 *in* Tanguay 1995).

Pour vérifier cette hypothèse, les courbes de succès de chasse du lièvre et de la gélinotte pour dix zecs du Saguenay - Lac-Saint-Jean ont été tracées sur un même graphique (Tanguay 1995). D'après la figure 7, le succès de chasse au lièvre et de l'ensemble des gélinottes et téttras, suit pratiquement les mêmes tendances de 1981 à 2002, à quelques exceptions près. Il est évident que, pour documenter adéquatement un cycle qui, en théorie, s'étend sur une dizaine d'années, un ensemble plus grand de données est nécessaire. De plus, les cycles sont des phénomènes complexes qui peuvent être influencés par un amalgame de facteurs climatiques et biologiques. Il faudra donc attendre de nombreuses années avant de pouvoir déterminer, de façon significative, la relation entre le cycle du lièvre et celui de la gélinotte et du téttras (Tanguay 1995).



Source : Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay - Lac-Saint-Jean (2003).

Figure 7. Évolution de la récolte moyenne du lièvre d'Amérique, de la gélinotte huppée et du téttras du Canada, à la chasse sportive dans dix zecs de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean entre 1981 et 2002.

5. BIOLOGIE DU TÉTRAS DU CANADA

5.1 Description

Le tétras du Canada fait partie de l'ordre des Galliformes et de la même sous-famille que la gélinotte huppée, la sous-famille des tétranoninés (Ouellet *et al.* 1990) :

Ordre des Galliformes :

Super-famille des Phasianoidae

Famille des Phasianidae

Sous-famille des Tetraoninae

Espèce : *Falcapennis canadensis*

Sous-espèces : *Falcapennis canadensis canadensis*

Falcapennis canadensis canace

Au Québec, on retrouve deux sous-espèces de tétras : *Falcapennis canadensis canadensis* et *Falcapennis canadensis canace* (Godfrey 1986; Boag et Schroeder 1992). La longueur totale de l'oiseau varie de 38 à 43 cm. Le mâle pèse en moyenne 492 g et la femelle 456 g. Le mâle et la femelle possèdent un plumage distinctif : le mâle est brun, noir ou gris foncé sur le dos, noir sur la poitrine et tacheté de blanc sur les flancs. Ses couleurs sont également plus vives. En période de reproduction, les caroncules (crêtes lacrymales d'un rouge éclatant) sont facilement observables au-dessus des yeux du mâle (figure 8).

La queue des deux sexes présente une bande terminale brun pâle sur son extrémité. Cette bande est plus petite et plus diffuse chez la femelle. La femelle revêt un plumage ressemblant beaucoup à celui de la gélinotte huppée. Toutefois, on peut la distinguer de cette dernière parce qu'elle ne possède pas de collerette sur les côtés du cou (Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996). De plus, chez le tétras mâle, les plumes du croupion portent de fines rayures noires et grises alors que chez la femelle, les plumes sont plutôt rousses et les rayures moins régulières (Pelletier 2001).

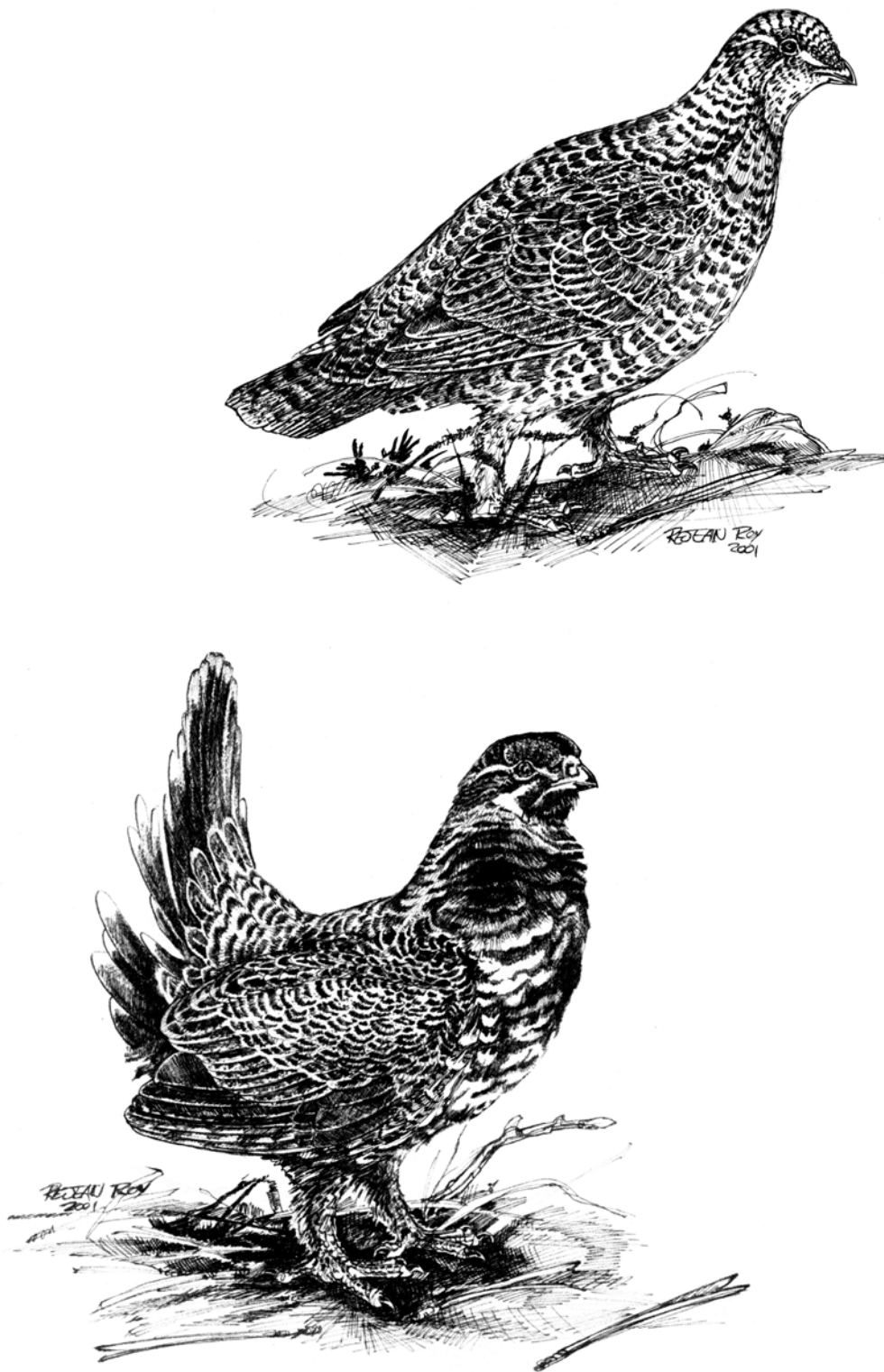


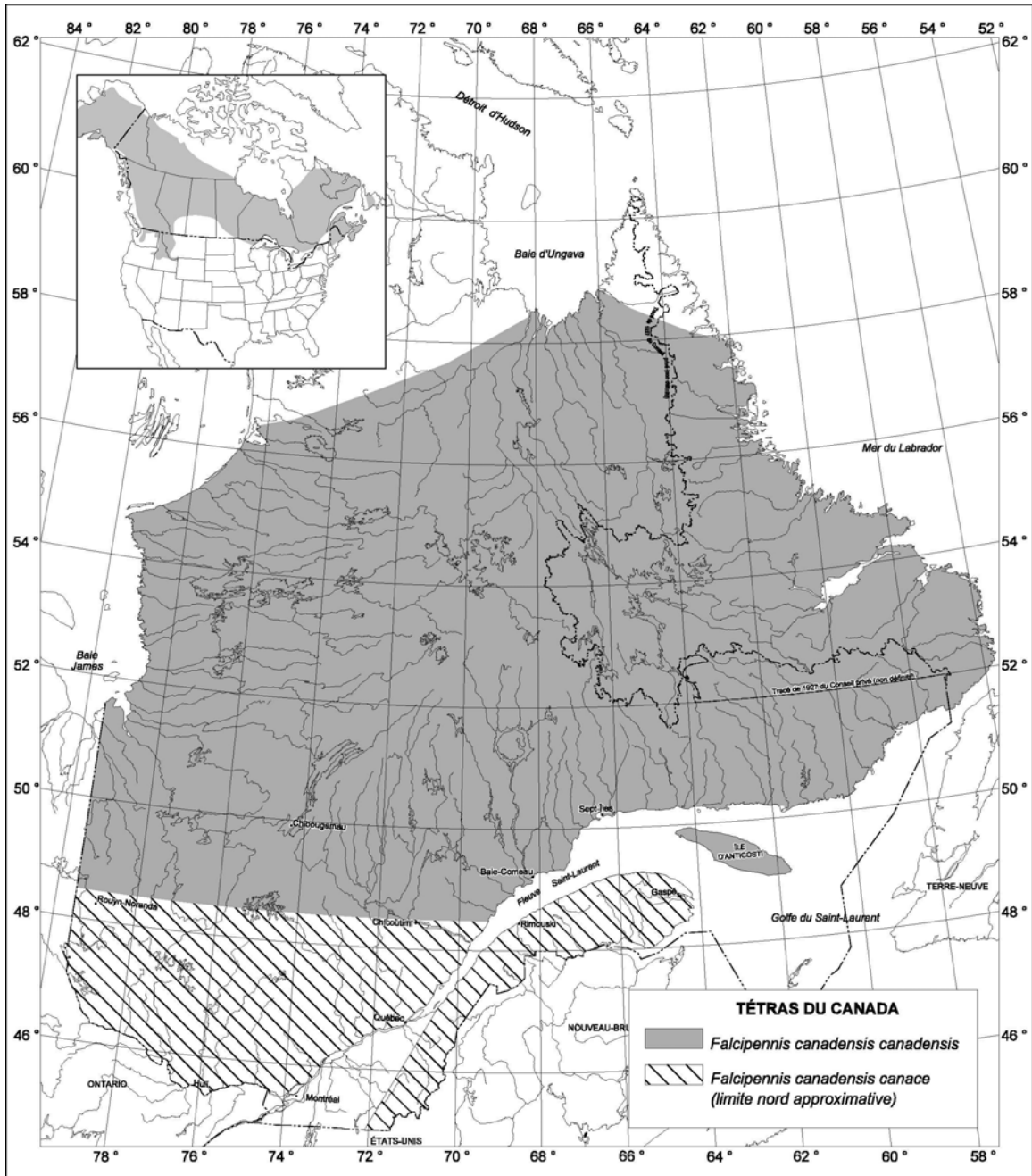
Figure 8. Le tétras du Canada.

Le tétras du Canada est un des oiseaux les plus représentatifs de la forêt boréale du Canada. Très peu méfiant envers les humains contrairement à la gélinotte huppée, il est facile de l'approcher à courte distance sans qu'il ne s'enfuit. Lorsqu'il est menacé, il se perche dans un arbre plutôt que de prendre la fuite. Cet étrange comportement rend son observation plutôt aisée, mais le place en position dangereuse en période de chasse (Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996).

5.2 Répartition, domaine vital et densité

Le tétras du Canada se rencontre dans les forêts conifériennes au nord de l'Amérique, jusqu'à la limite de la végétation arborescente, de l'Atlantique au Pacifique et jusqu'en Alaska. À l'est, la limite sud de sa répartition se situe au nord des états de New York, du Vermont, du New Hampshire et du Maine (Godfrey 1986; Gauthier et Aubry 1995). Il est présent au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Il a été introduit à Terre-Neuve en 1964 et à l'île d'Anticosti en 1985 et 1986 (figure 9) (Ferron et Lemay 1987; Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995; Lemay *et al.* 1998).

L'espèce a été exterminée dans la plupart des régions de la partie méridionale de son aire de répartition nord-américaine, suite à l'exploitation des grandes forêts de conifères qui ont été remplacées par des forêts de feuillus (Turcotte *et al.* 1994). De plus, le tétras étant une espèce très peu méfiante envers l'être humain, son exploitation fut des plus faciles, favorisant son déclin dans ces secteurs. L'espèce ne s'y retrouve aujourd'hui que dans quelques îlots résiduels de forêt de conifères (Turcotte *et al.* 1994; Cyr et Larivée 1995; Ferron *et al.* 1996; Keppie 1997). Les baisses de l'effectif ont été telles que les autorités de certains états de la Nouvelle-Angleterre ont été contraintes d'interdire la chasse du tétras (Johnsgard 1973 *in* Ferron *et al.* 1996).



Source : Godfrey (1986); Boag et Schroeder (1992).

Figure 9. Répartition du tétras du Canada en Amérique du Nord et au Québec.

Le tétras niche sur toute l'étendue du Québec sauf dans l'Ungava, les Basses-Terres du Saint-Laurent et aux Îles-de-la-Madeleine (Godfrey 1986). Il est plus abondant dans les forêts nordiques, comme en Abitibi-Témiscamingue, dans la région de Manicouagan et probablement sur l'ensemble de la Côte-Nord, au Saguenay - Lac-Saint-Jean, dans la Réserve faunique des Laurentides et dans le Parc national des Grands-Jardins. On le retrouve aussi dans le centre de la péninsule gaspésienne. La sous-espèce *F. c. canadensis* se retrouve au nord et au centre du Québec et la sous-espèce *F. c. canace* se retrouve depuis le sud jusqu'au lac Saint-Jean (Godfrey 1986; Turcotte *et al.* 1994; Fortin 1985 *in* Gauthier et Aubry 1995; Cyr et Larivée 1995; Ferron *et al.* 1996; Potvin *et al.* 2001a).

Au Québec, sa présence est continue dans la zone de la sapinière et de la pessière, alors que dans le sud, on ne le retrouve que dans quelques îlots isolés en altitude ou dans des secteurs de tourbières. Il occupe le même domaine vital durant toute l'année. Pour l'ensemble de ses activités, la superficie du domaine vital du tétras du Canada couvre 25 ha en moyenne. Le domaine vital semble varier selon les individus, le sexe et le statut reproducteur. De mai à août, les mâles et les femelles sans couvée utilisent respectivement des domaines vitaux variant de 13 ha à 30 ha en moyenne, alors que les femelles accompagnées de jeunes occupent un domaine vital variant de 33 à 66 ha en moyenne (Turcotte *et al.* 1994; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996; Potvin *et al.* 1999). Dans les forêts résiduelles des grandes aires de coupe situées au nord-ouest du lac Saint-Jean, le domaine vital est généralement très grand et atteint en moyenne 59 ha pour les mâles et 41 ha pour les femelles (Potvin *et al.* 2001a). En comparaison, Turcotte *et al.* (2000) ont mesuré des domaines vitaux de 17 à 33 ha avant coupe, en Abitibi-Témiscamingue et de 27 à 41 ha, après coupe.

Le tétras du Canada n'est pas reconnu comme étant une espèce prolifique. Il ne pond que 5 à 8 œufs contrairement à la gélinotte huppée qui en pond entre 10 et 14, pour des taux de survie annuelle similaire entre les deux espèces variant entre 30 et 40 %. Par conséquent, ses densités sont habituellement faibles, comparativement à la gélinotte huppée (tableau 3) (Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996).

Tableau 3. Densités de tétras du Canada enregistrées dans différentes régions d'Amérique du Nord.

Densité	Région	Référence
5 - 15 mâles/km ²	Nord-ouest du lac Saint-Jean	Potvin <i>et al</i> (2001a) ¹
4,1 - 5,8 mâles/km ²	Abiti-Témiscamingue	Turcotte <i>et al.</i> (1994, 2000)
2,4 mâles/km ²	Lac-Saint-Jean	Girard (1999)
4,9 - 11,5 mâles/km ²	Nouveau-Brunswick	Keppie (1987)
3,5 - 4,5 mâles/km ²	Ontario	Szuba et Bendell (1998)
28,0 - 36,0 mâles/km ²	Ontario	Szuba et Bendell (1998)
5 mâles/km ²	Forêts nordiques	Collin (1996b)
2,7 - 3,9 mâles/km ²	Alaska	Elisson (1971) <i>in</i> Gauthier et Aubry (1995)
4 - 5 couples reproducteurs/km ²	Michigan (nord)	Johnsgard (1973) <i>in</i> Ferron <i>et al.</i> (1996)

¹ Dans la forêt résiduelle d'une grande aire de coupe.

5.3 Description de l'habitat

Le tétras du Canada recherche des forêts de conifères. Il préfère les peuplements forestiers dominés par l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier et le pin gris (*Pinus banksiana*), où la strate arbustive est dense et recouvre une partie importante du sol. Ces résineux lui procurent à la fois l'abri et la nourriture, puisque le tétras se nourrit principalement de leurs bourgeons et aiguilles, particulièrement durant l'hiver. Il fréquente aussi les milieux plus ouverts comme les clairières, les tourbières et les anciens brûlis (Ratti *et al.* 1984; Allan 1985; Godfrey 1986; Lemay 1989; Ferron *et al.* 1996) surtout durant la période de la reproduction. Dans les forêts exploitées, il faudra environ 30 ans pour que les habitats coupés redeviennent propices pour le tétras (forêts de plus de 7 m de hauteur). Le tétras du Canada ne peut donc pas être classé strictement comme une espèce habitant les forêts mûres (Potvin *et al.* 2001a). L'espèce ne niche pas dans les Basses-Terres du Saint-Laurent où les forêts de feuillus constituent l'essentiel du couvert forestier (Cyr et Larivée 1995).

En Abitibi, l'épinette noire est l'essence dominante de l'habitat du tétras. Cette essence représente 76,8 % des arbres et 37,7 % des arbustes retrouvés dans les sites fréquentés par

le tétras. Les principales caractéristiques de l'habitat comme la taille des arbres, la couverture végétale et la densité totale des arbustes montrent que le tétras peut fréquenter la pessière noire de 50 ans et moins. Le tétras a tendance à délaisser les sites à faible densité de sapin baumier et les zones de feuillus (Allan 1985; Turcotte *et al.* 1993).

5.3.1 Habitat de nidification

Durant la période de précédant la nidification, les habitats utilisés par les mâles et par les femelles sont similaires. Ils se retrouvent dans des milieux plus ouverts (faible couverture arborescente et faible densité d'arbres) permettant de produire plus efficacement leur parade nuptiale et l'accouplement. La parade nuptiale des mâles se fait dans les peuplements résineux de 40 à 60 ans où on observe des arbres de plus grandes dimensions (Lemay *et al.* 1991; Turcotte *et al.* 1993; Ferron *et al.* 1996; Lemay *et al.* 1998).

Durant la période de nidification, les femelles et les mâles utilisent également des habitats comparables. Le tétras optera pour un habitat plus dense où la femelle pourra nicher et élever sa couvée en toute sécurité et où le mâle sera protégé des prédateurs lors de la mue qui réduit sa capacité de vol (Lemay 1989; Lemay *et al.* 1991; Lemay *et al.* 1998). En Abitibi, cet habitat est caractérisé par des peuplements résineux âgés de 40 à 60 ans, préférablement avec une bonne régénération sous forme d'arbustes comme le lédon du Groenland (*Ledum groenlandicum*), qui permet de bien dissimuler les nids (Turcotte *et al.* 1993; Ferron *et al.* 1996).

5.3.2 Habitat d'élevage des couvées

L'habitat des mâles et des femelles sans couvée durant cette période est semblable et se caractérise par des strates arborescentes et arbustives bien développées. L'habitat utilisé par les femelles avec couvée se distingue des deux groupes précédents (Turcotte *et al.* 1993). Durant la première semaine d'élevage, la femelle et sa couvée utilisent un habitat comparable à celui utilisé pour la nidification (Lemay *et al.* 1991; Ferron *et al.* 1996; Lemay *et al.* 1998). La deuxième et la troisième semaine d'élevage se distinguent de la

première par la diminution de la densité arbustive et par une augmentation du couvert herbacé. Cet habitat offre un bon couvert protecteur contre les oiseaux prédateurs et favorise une meilleure disponibilité de nourriture (insectes) pour les jeunes durant les premiers mois après leur naissance (Ratti *et al.* 1984; Lemay *et al.* 1991; Ferron *et al.* 1996; Lemay *et al.* 1998).

5.3.3 Habitat d'automne et d'hiver

Une étude récente, réalisée au nord-ouest du lac Saint-Jean, a démontré qu'en automne et en hiver, la majorité des tétras sont restés sensiblement au même endroit que durant l'été. En effet, une bonne proportion des localisations télémétriques récoltées durant l'hiver se retrouvaient à l'intérieur ou à peu de distance du domaine vital estival (Potvin *et al.* 2001a). Toutefois, à l'automne, les deux sexes choisissaient des habitats où la proportion de mélèzes laricin (*Larix laricina*), dont il se nourrit, est plus élevée et ce, jusqu'à la tombée du feuillage. Ils passent alors plus de 75 % de leur temps dans les arbres. En hiver, les mâles et les femelles utilisent des forêts de conifères plus denses que celles utilisées durant l'été, soit des peuplements résineux de plus de 40 ans (Allan 1985; Lemay *et al.* 1991; Turcotte *et al.* 1993; Ferron *et al.* 1996).

5.4 Alimentation

Le tétras a une alimentation variée selon les saisons. Toutefois, l'oiseau se nourrit d'une part importante d'aiguilles et de bourgeons résineux toute l'année. Au Québec, l'épinette blanche et le mélèze laricin sont des espèces importantes dans l'alimentation des tétras (Lemay 1989; Turcotte *et al.* 1993 et 1994). Durant la saison estivale, en plus des aiguilles et des bourgeons des résineux, le tétras du Canada consomme des fruits de différentes espèces d'airelles (*Vaccinium sp.*), de cornouillers stolonifères, de mûres (*Rubus occidentalis*), de framboises (*Rubus sp.*), de fraises, de champignons et de plantes vertes (herbacées ou ligneuses) (Ratti *et al.* 1984; Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996; Lemay *et al.* 1991 et 1998).

À l'automne, les aiguilles de mélèze laricin, qui contiennent un taux de résine plus faible que les autres essences de conifères, seraient un aliment de transition entre un régime estival varié et une alimentation hivernale composée exclusivement d'aiguilles et de bourgeons de conifères (sapin baumier, épinette noire, pin gris) (Naylor et Bendell 1989 *in* Gauthier et Aubry 1995; Turcotte *et al.* 1994; Ferron *et al.* 1996). Ces changements de diète chez le tétras sont accompagnés de modifications du système gastro-intestinal. Ces dernières permettent au tétras de digérer et d'absorber les quantités importantes d'aiguilles de conifères consommées au cours de l'hiver (Pendergast et Boag 1973 *in* Ferron *et al.* 1996).

La consommation exclusive d'aiguilles de conifères, aliment à faible contenu protéique, ne semble pas poser de problèmes importants (Ferron *et al.* 1996). Pour compenser la faible qualité de la nourriture, les quantités de nourriture ingurgitées quotidiennement, soit 40 g (poids sec), représentent environ 10 % de la masse corporelle de l'oiseau (Boag et Kiceniuk 1968 *in* Ferron *et al.* 1996). La consommation d'une nourriture plus énergétique, tôt au printemps, est cependant nécessaire pour que les femelles aient une ponte réussie (Naylor et Bendell 1989 *in* Ferron *et al.* 1996). Les jeunes tétras, durant les premiers mois après leur naissance, recherchent les habitats qui favorisent une meilleure disponibilité d'insectes tout comme pour la gélinotte huppée (voir la section 5.3.2).

5.5 Reproduction

La période de reproduction débute généralement lorsque la couche nivale recouvre encore environ 50 % du sol, soit vers la mi-avril ou le début de mai (Gauthier et Aubry 1995; Ferron *et al.* 1996). Le mâle s'accouple avec plusieurs femelles. Il démontre alors un comportement territorial marqué, particulièrement durant la parade nuptiale et l'accouplement. Il ne défend alors qu'une partie de son domaine vital, où il se livre à ses activités de reproduction (Boag et Schroeder 1992; Turcotte *et al.* 1994; Ferron *et al.* 1996). Les femelles s'alimentent, nichent et élèvent leurs couvées à l'extérieur de celui-ci, soit entre les territoires de reproduction des mâles (Ellison 1971 *in* Gauthier et Aubry 1995).

Une étude effectuée en Ontario révèle que les mâles en âge de se reproduire ne sont pas tous territoriaux (Szuba et Bendell 1988). Dans cette étude, 18 % des mâles étaient non territoriaux. Ce phénomène apparaît dans une grande variété d'habitats et pour plusieurs niveaux de densités de population. Lorsque les mâles territoriaux disparaissent, des mâles non territoriaux viennent alors occuper les territoires vacants. Si les mâles non territoriaux ne peuvent se reproduire, cela limite le total des mâles reproducteurs (Szuba et Bendell 1988). Cependant, selon Elisson (1971 *in* Gauthier et Aubry 1995), la territorialité des mâles au printemps ne serait pas un mécanisme de régulation des populations.

La parade nuptiale du tétras est différente du tambourinage de la gélinotte huppée et surtout moins audible. En présence d'une femelle, le mâle exécute des battements répétés et très rapides des ailes et produit un léger bruit de frottement à l'aide des rectrices (plumes de la queue). Ce comportement est accompagné de la production de cris sourds (Gauthier et Aubry 1995; Ferron *et al.* 1996).

Après l'accouplement, seule la femelle prend en charge la nidification et l'élevage des jeunes. Le nid n'est qu'une simple dépression du sol, généralement situé à la base d'un arbre, sous une grosse branche de conifère, un tronc ou un amoncellement de branches mortes (Turcotte *et al.* 1994). L'intérieur est tapissé d'aiguilles de conifères, d'herbes fines, de lichens et parfois de quelques plumes. La femelle pond de 5 à 8 œufs. À l'île d'Anticosti, on a constaté la ponte de 5,9 œufs en moyenne. La coloration de ces derniers varie en fonction des sous-espèces, soit dorée et rousse ou olive, marquée de taches irrégulières de couleur brun foncé ou brun pâle (Boag et Schroeder 1992; Ferron *et al.* 1996).

L'incubation débute dès la ponte du dernier œuf et dure généralement entre 23 à 24 jours. Elle a lieu principalement de la mi-mai à la mi-juillet. Lorsqu'une couvée est détruite tôt en début de saison, généralement par la prédation, une deuxième couvée peut être produite. Cependant, le nombre d'œufs pondus est plus faible (Ferron et Lemay 1987; Boag et Schroeder 1992; Gauthier et Aubry 1995; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996).

Après l'éclosion, la femelle et ses poussins quittent le nid. L'élevage des jeunes s'étend sur une période de 12 semaines environ. Durant les huit premiers jours, les oisillons se déplacent uniquement en marchant (Collin 1996b). Dès l'âge d'une semaine, les poussins peuvent voler sur une courte distance et se percher sur une branche en cas de danger, ce qui augmente leurs chances d'échapper aux prédateurs (Schroeder et Boag 1985; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996).

La période de 20 jours qui suit immédiatement l'éclosion se caractérise par une étroite relation entre les oisillons et la femelle. La couvaison constitue le comportement dominant. Les fréquences de couvaison sont influencées par les conditions naturelles (température et précipitations) et par les capacités thermorégulatrices des poussins qui augmentent avec l'âge (Schroeder et Boag 1985).

Les distances mère-oisillons et oisillons-oisillons augmentent à mesure que grandissent les petits. La dispersion des couvées semble se produire lorsque les cris des oisillons ne provoquent plus de réaction chez la mère. La dispersion du groupe familial débute vers la fin d'août et, en septembre, la majorité des individus juvéniles se sont dispersés, seuls ou en petits groupes (Schroeder et Boag 1985; Ferron *et al.* 1996). Une étude effectuée en Ontario a démontré que 92 % des mâles et 74 % des femelles quittent ainsi leur territoire de reproduction (Beaudette et Keppie 1992). Ce comportement serait un processus important pour assurer la colonisation des secteurs laissés vacants (Turcotte *et al.* 1994).

Durant les périodes de dispersion, les juvéniles peuvent utiliser tous les types d'habitats d'une forêt et peuvent même s'installer en forêt décidue (Whitcomb *et al.* 1996). La qualité et la localisation de l'habitat d'hivernage constituent des facteurs importants dans les déplacements du tétras du Canada, qui cherchera à s'établir dans le meilleur habitat hivernal possible (Herzog et Keppie 1980; Schroeder 1985a, 1985b). La dispersion des couvées ne semble pas contribuer de façon importante à la mortalité du tétras du Canada (Beaudette et Keppie 1992).

Les seuls déplacements importants effectués par le tétras sont principalement reliés à la dispersion des oiseaux au cours de leur première année (Herzog et Keppie 1980). La

similitude entre les mouvements printaniers et automnaux, ainsi que la fidélité des adultes à leur première aire d'hivernage, suggèrent une stabilité de l'utilisation de l'habitat par le tétras du Canada (Herzog et Keppie 1980; Schroeder 1985a, 1985b).

5.6 Facteurs limitatifs

Dans l'ensemble, les facteurs limitatifs, quoique moins connus, ressemblent à ceux de la gélinotte huppée. Les principaux facteurs limitatifs du tétras du Canada sont : la prédation, les conditions climatiques, la nourriture, les parasites, les maladies et la chasse, tous ces facteurs étant étroitement liés à la disponibilité de l'habitat.

5.6.1 Habitat

Les forêts mixtes mais surtout conifériennes constituent l'essentiel de l'habitat du tétras du Canada. Les forêts résineuses denses (épinette, sapin et pin gris) à tous les stades de développement représentent l'habitat type du tétras. La grande disponibilité des sapinières et des pessières assure au tétras un vaste habitat potentiel. Toutefois, dans le sud du Québec, la forêt feuillue n'offre que peu de possibilités au tétras. Dans ce secteur, seuls quelques îlots de conifères, de superficie suffisamment importante, sont disponibles pour le tétras (zones élevées ou tourbières).

5.6.1.1 Domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme

Le tétras du Canada est une espèce marginale dans le sud du Québec. Alors que les États-Unis lui ont décerné le statut d'espèce menacée, le tétras subsiste encore dans certains secteurs, comme par exemple les vieilles pessières et sapinières au sommet du Massif du Sud (région Chaudière-Appalaches).

5.6.1.2 Domaine de la sapinière à bouleau jaune

L'espèce est très localisée dans la sapinière à bouleau jaune. On ne la retrouve que dans les rares pochettes de résineux présentes dans ce domaine bioclimatique. L'impact de la coupe est donc local, mais risque d'être important à cette échelle.

5.6.1.3 Domaine de la sapinière à bouleau blanc

L'exploitation forestière a un impact local négatif puisque le tétras est présent localement sous forme d'îlots selon le type de couvert (présence d'épinette noire ou de pin gris). L'impact des interventions forestières sur la disponibilité de l'habitat pour le tétras du Canada dépend de la superficie des coupes, de la superficie des forêts résiduelles et de leur composition, et du type de régénération qui suivra la coupe. La période à laquelle est effectuée la coupe forestière a également un impact majeur sur la productivité. La réalisation de coupe forestière devrait éviter la période de couvaison allant de la mi-mai à la mi-juin, puisqu'une productivité élevée passe avant tout par le succès des femelles à compléter l'élevage des jeunes (Ferron *et al.* 1996). Une diminution du taux de survie est observée chez le tétras du Canada après une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et une diminution importante de l'abondance puisque cette espèce ne fréquente généralement pas les assiettes de coupes (Turcotte *et al.* 1994; Turcotte *et al.* 2000; Ferron *et al.* 1994b, 1998). La réalisation de coupes forestières provoque un accroissement des déplacements et une augmentation de la distance parcourue par le tétras. Ce dernier est complètement absent des zones coupées. Cependant, il reste présent et abondant dans les séparateurs situés à l'intérieur de grandes aires de coupe, en été et en hiver (Potvin *et al.* 2001a, 2001b; Potvin et Bertrand 2004; Potvin et Courtois 2006). Cela ne permet pas de dire que les CPRS ont peu d'impact sur le tétras car en vertu de la réglementation actuelle, les séparateurs de coupe non riverains pourraient être récoltés quand la régénération des coupes adjacentes aura atteint 3 m de hauteur, soit bien avant que la forêt coupée ne redevienne propice pour le tétras. Les pratiques actuelles permettent d'assurer le maintien du tétras comme élément de la biodiversité à court terme, mais il y a un risque à moyen terme si les séparateurs de coupes non riverains et une partie des bandes riveraines sont récupérés avant que la forêt dans les aires de coupe ait atteint 7 m de hauteur ou 30 ans d'âge (Potvin *et al.* 2001a; Potvin et Courtois 2006).

L'impact négatif des éclaircies précommerciales sur les couvées du tétras du Canada a été démontré, puisque les densités des couvées ont chuté suite à des éclaircies précommerciales effectuées en Gaspésie dans des peuplements mélangés et conifériens (Bélanger 2000). Ce type de coupe affecte l'habitat d'élevage des couvées à court et moyen terme par l'augmentation du pourcentage de débris laissés au sol après la coupe, à

court et à long terme par la diminution du nombre de tiges/ha et, à long terme par la diminution de l'importance relative des peuplements mélangés au profit des peuplements à tendance résineuse (Bélanger 2000).

5.6.1.4 Domaine de la pessière à mousses

Parmi les espèces de petit gibier étudiées, le tétras est, avec le lièvre, l'espèce la plus abondante dans la pessière noire à mousses, généralement bien répartie et associée traditionnellement aux forêts résineuses matures. Bien que les coupes forestières de grande superficie aient un impact, a priori, négatif sur les populations de tétras (Boag et Schroeder 1992; Ferron *et al.* 1996), les coupes forestières dans la forêt résineuse peuvent être tolérées par le tétras en autant que la superficie de coupe n'est pas trop étendue, qu'une bonne superficie de peuplements résineux demeure disponible et que la régénération des conifères soit favorisée dans le parterre de coupe (Turcotte *et al.* 1994). La réalisation de coupe forestière devrait éviter la période de couvaison allant de la mi-mai à la mi-juin, puisqu'une productivité élevée passe avant tout par le succès des femelles à compléter l'élevage des jeunes (Ferron *et al.* 1996). Une étude récente (Potvin et Courtois 2006) montre que le tétras fréquente peu les sites coupés, mais qu'il peut se retrouver dans les sites laissés en place (bandes intercoupes, bandes riveraines, etc.) lors de la coupe. Nous ne savons toutefois pas s'il pourra s'adapter lorsque les bandes intercoupes et une partie des bandes riveraines seront récupérées. Il est probable que les peuplements issus de la régénération forestière soient trop jeunes pour constituer des habitats intéressants pour le tétras. En effet, la réglementation actuelle permet la récupération des bandes intercoupes et d'une partie des bandes riveraines lorsque la régénération atteint 3 m de hauteur ou 10 ans d'âge alors que les peuplements de moins de 30 ans sont peu fréquentés par le tétras.

Il est possible que l'exploitation forestière favorise une régénération en feuillus tout en réduisant les conifères, cette situation étant beaucoup plus limitative pour le tétras du Canada qu'elle ne l'est pour la gélinotte huppée (Gauthier et Aubry 1995; Tanguay 1995; Pelletier 2000a). À plus long terme, l'enfeuillement de la forêt boréale pourrait amener une diminution de l'habitat pour le tétras, repoussant cette espèce davantage vers le nord de son aire de répartition.

5.6.2 Prédation

La prédation est la principale cause de mortalité chez le tétras du Canada (Turcotte *et al.* 1994). Les principaux prédateurs sont : le renard roux, le lynx du Canada, l'ours noir (*Ursus americanus*), le coyote (*Canis latrans*), diverses espèces de mustélidés dont la mouffette rayée, l'autour des palombes et, à l'occasion, le grand duc d'Amérique, l'épervier brun (*Accipiter striatus*), la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), la petite buse (*Buteo platypterus*) et la chouette épervière (*Surnia ulula*) et l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) (Herman 1980; Ferron et Lemay 1987; Kiliaan 1989; Ferron *et al.* 1996; D'Eon 1997; Lemay *et al.* 1998).

Une étude effectuée en Ontario a démontré que 55 % des nids observés avaient été prédatés. Les nids ont été détruits à 43 % par les plus grands mammifères (renard roux, ours noir, mouffette rayée), à 24 % par l'écureuil roux, à 5 % par d'autres rongeurs, à 3 % par un oiseau et à 24 % par un animal inconnu (D'Eon 1997). À l'île d'Anticosti, le mésengeai du Canada (*Perisoreus canadensis*) et le renard roux sont les principaux prédateurs des œufs et des couvées. À cet endroit, le taux de prédation des couvées était de 37,5 % et celui des femelles reproductrices s'établissait à 12,5 % (Ferron et Lemay 1987).

L'écureuil roux est un prédateur important des œufs. Il peut même visiter un nid plusieurs fois lorsqu'il en découvre un. L'abondance de l'écureuil serait le facteur principal influençant le succès de nidification du tétras du Canada. La dissimulation du nid face aux prédateurs est donc importante pour assurer le succès de nidification (Herman 1980; Boag *et al.* 1984 in Ferron et Lemay 1987; Ferron *et al.* 1996; D'Eon 1997). Selon une étude effectuée au Nouveau-Brunswick, l'autour des palombes serait le principal prédateur des tétras juvéniles et des adultes (Ferron *et al.* 1996).

5.6.3 Nourriture et conditions climatiques

La grande disponibilité des bourgeons et aiguilles de conifères dans les habitats qu'il fréquente, assure au tétras du Canada une grande quantité de nourriture. Par contre, il faut souligner que le mélèze est important pour cette espèce, puisqu'il sert de transition entre

l'alimentation estivale et hivernale. L'absence de mélèze dans l'habitat du tétras pourrait potentiellement constituer un facteur limitatif (Allan 1985; Turcotte *et al.* 1993; Ferron *et al.* 1996).

Les populations de tétras du Canada font l'objet de suivi dans certaines régions. D'après une étude réalisée dans la réserve faunique de Rimouski (Bégin *et al.* 1988 in Gauthier et Aubry 1995), les effectifs varient d'une année à l'autre, notamment à cause des conditions météorologiques printanières et estivales (températures froides, fortes précipitations). Comme c'est le cas chez la gélinotte huppée, les conditions météorologiques pourraient influencer le succès de la reproduction et la survie des juvéniles (Smyth et Boag 1984; Gauthier et Aubry 1995; Ferron *et al.* 1996; Pelletier 2000a).

Le niveau annuel de productivité pourrait être relié aux conditions climatiques au cours de la période d'incubation et de la période qui suit immédiatement l'éclosion. Des conditions froides et humides durant l'incubation et la période qui suit l'éclosion génèreraient des années de faible productivité. Selon Smyth et Boag (1984), l'incubation est la période pour laquelle les mauvaises conditions climatiques sont les plus néfastes pour la productivité.

5.6.4 Parasitisme et maladies

Plusieurs parasites ont été retrouvés chez le tétras; cependant, la plupart ne constituent pas un facteur important de mortalité de l'espèce. En général, les taux de survie des tétras parasités et non parasités ne diffèrent pas. Cependant, certaines maladies ou parasites peuvent être importants dans certaines circonstances (Boag et Schroeder 1992). Par exemple, l'aspergillose causée par un champignon (*Aspergillus fumigatus*) qui affecte les poumons, peut causer la mort, particulièrement en hiver. La goutte rénale a causé la mort de quatre oiseaux marqués durant une période prolongée de fortes précipitations (Herzog 1979 et Elisson 1974 in Boag et Schroeder 1992).

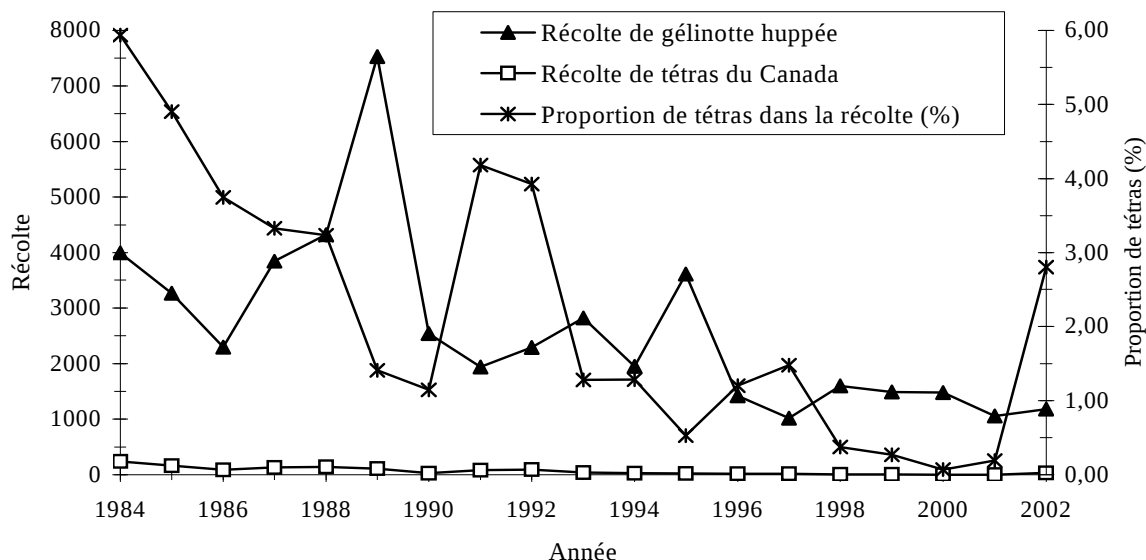
Des espèces de protozoaires (trypanosomatidés, eimeriidés, haemoproteidés), de plathelminthes (brachylaimidés, davaineidés), de némathelminthes (*Ascaridia bonasae*, Dilepididés) et de nématodes (filariidés, dipetalonematidés, spuriidés) peuvent aussi parasiter le tétras du Canada (Fréchette 1986; Boag et Schroeder 1992).

Le nématode *Ascaridia bonasae* est présent chez le tétras du Canada de même que chez la gélinotte huppée au Québec. Ce parasite se retrouve habituellement dans l'intestin du tétras, mais plusieurs chasseurs disent avoir vu le parasite dans la cavité abdominale des oiseaux, ce qui est également rapporté dans la littérature. Le parasite n'est pas dangereux pour l'homme (Fréchette 1986).

5.6.5 Chasse

Le tétras du Canada est un oiseau peu méfiant; contrairement à la gélinotte huppée, il n'a pas appris à craindre l'homme. Il est si peu farouche qu'on peut le tuer avec un bâton ou une pierre (Godfrey 1986). Conséquemment, il est vulnérable à la chasse.

Dans la réserve faunique de Rimouski, le tétras du Canada représentait 6 % de la récolte annuelle de « perdrix » (regroupant la gélinotte huppée et le tétras du Canada). Ce taux de récolte n'a pas cessé de diminuer tout au long de la décennie de 1980 pour atteindre, en 2000, moins de 1 % de la récolte annuelle de « perdrix » (figure 10). La baisse de la proportion de tétras dans la récolte de « perdrix » ne suggère pas pour autant une diminution de son abondance, seuls des paramètres tels que le succès de chasse peuvent le faire. En Gaspésie, le tétras du Canada représentait près de 13 % de la récolte de « perdrix » en 1999 et 7 % en 2000. Cette dernière valeur est probablement plus représentative de la réalité en raison d'une meilleure distribution des échantillons prélevés sur le territoire (Pelletier 2000a, 2001).



Source : Direction de l'aménagement de la faune du Bas-Saint-Laurent (2003).

Figure 10. Proportion de tétras du Canada dans la récolte de la réserve faunique de Rimouski entre 1984 et 2002.

Elisson (1974 *in* Ferron et Lemay 1987) mentionne qu'une récolte de 13 % de la population de tétras du Canada, niveau correspondant à un excellent succès de chasse, n'affecterait pas les populations. Robinson (1980) mentionne, quant à lui, qu'un taux de récolte de 15 % n'affecterait pas les populations de façon sérieuse. Le taux annuel d'exploitation par la chasse ne devrait donc pas dépasser 15 % de la population (Ferron et Lemay 1987).

5.7 Dynamique des populations

La taille des populations de tétras n'est pas contrôlée par l'effet d'un seul paramètre. Le niveau d'immigration et d'émigration, le taux de production des juvéniles, le taux de survie des juvéniles à leur premier hiver et les mortalités annuelles d'adultes, sont les facteurs influençant le plus les changements dans la population (Keppie 1987).

5.7.1 Succès de reproduction

Le nombre d'œufs par nichée et le nombre de poussins à l'éclosion sont plus faibles lorsqu'ils proviennent de femelles de un an que ceux de femelles plus âgées. La production peut donc être influencée par la proportion d'individus de chaque catégorie d'âge dans la population (Smyth et Boag 1984).

Le succès d'éclosion est variable selon les régions et les années. Il se situe généralement entre 40 % et 80 %. À l'île d'Anticosti en 1986, 75 % des couvées se sont soldées par l'éclosion des œufs et 62 % d'entre elles ont été menées à terme à la fin de l'étude au début de juillet (Ferron et Lemay 1987; Ferron *et al.* 1996; Lemay *et al.* 1998). Ces résultats sont similaires à ceux d'une étude réalisée au Nouveau-Brunswick entre 1976 et 1980. Le succès d'éclosion dans une population naturelle était de 81 % et 90 % des femelles ont été observées accompagnées d'une couvée à la fin de l'été (Keppie 1987). Il semble que le succès d'éclosion soit corrélé positivement avec les conditions climatiques au printemps et au début de l'été, à l'image de celui de la gélinotte huppée (Ferron *et al.* 1996).

5.7.2 Mortalité et longévité

Boag et Schroeder rapportent les résultats de deux études dans une publication de 1992. La première a été réalisée en Alaska par Ellison (1974 *in* Boag et Schroeder 1992) et mentionne un taux de mortalité annuel de 78 % pour les juvéniles mâles, de 76 % pour les juvéniles femelles, de 68 % pour les mâles adultes et de 57 % pour les femelles adultes. La seconde étude a été réalisée par Robinson (1980) et indique un taux annuel de mortalité de 62,5 % pour les mâles et de 77,3 % pour les femelles. Finalement, Keppie (1987) rapporte, au Nouveau-Brunswick, un taux de mortalité annuel de 56 % pour les mâles et de 51 % pour les femelles.

Au Québec, une étude menée en Abitibi en 1991 (Turcotte *et al.* 1994) a montré que pour l'ensemble des adultes, la mortalité fut de 25 %. La principale cause de mortalité a été la prédation et elle fut plus importante à l'automne (30 %) que durant l'été (20 %). L'autre moitié des pertes étaient dues à la chasse (à l'automne) et à diverses causes non

déterminées. La mortalité par la chasse fut de 8 % pour les mâles et de 24 % pour les femelles. Au cours d'une étude réalisée au nord-ouest du Lac Saint-Jean, sur neuf tétras femelles, il a été établi que la mortalité fut comparable en automne et en hiver, soit 25 % alors qu'elle fut de 14 % à l'été (Potvin *et al.* 2001a).

Un modèle de population a été élaboré par Ferron et Lemay (1987) à partir de données provenant de la littérature et de la population de l'île d'Anticosti. Ce modèle fut développé pour prédire l'évolution de la population de tétras introduite à l'île d'Anticosti. Dans ce modèle, le taux de mortalité pour la période estivale serait de 20 % pour les adultes et de 35 % pour les juvéniles, alors que le taux de mortalité pour l'ensemble de la population serait de 12 % durant la période hivernale. Au printemps suivant, près de 62,5 % des couvées seraient menées à terme, pour un nombre moyen d'œufs pondus de 4,4. À partir d'un taux de mortalité pour les juvéniles durant la période estivale de 35 % et un taux de survie pour l'ensemble de la population durant la saison hivernale de 12 %, une augmentation de 50 % de la population pourrait être observée en une seule année (Keppie 1975, 1979; Zwickel et Brigham 1970 *in* Ferron et Lemay 1987).

En nature, très peu de tétras dépassent l'âge de cinq ans. Sur 315 oiseaux bagués au Michigan (*F. c. canadensis*), les trois plus vieux oiseaux étaient des mâles. Ils étaient âgés de 7,5 ans. La plus vieille femelle avait 5,5 ans. Selon une autre étude réalisée sur 2 500 individus de la sous-espèce *F. c. franklinii* en Alberta, la longévité serait d'au moins 13 ans (Boag et Schroeder 1992; Potvin *et al.* 2001a).

5.7.3 Indicateurs de populations

En territoire libre gaspésien, un suivi de la récolte sportive a été effectué chez les tétras depuis 1999. Le tableau 4 présente le résumé des résultats concernant le rapport des sexes et de l'âge entre 1999 et 2002 (Pelletier 2000a, 2001, 2002, 2003).

Tableau 4. Rapport des sexes, des âges et des jeunes par femelle adulte d'échantillon de la récolte de tétras en Gaspésie entre 1999 et 2002.

ANNÉE	Rapport des sexes Mâles/Femelles M♂ : F♀	Rapport des sexes chez les adultes M♂ : F♀	Rapport des âges Jeunes/Adultes J : Ad	Rapport des jeunes / Femelles adultes J : F♀ Ad
1999	1,1 : 1 (n=19)	1 : 1 (n=6)	1,8 : 1 (n=17)	3,7 : 1 (n=14)
2000	2 : 1 (n=18)	2,7 : 1 (n=11)	0,7 : 1 (n=31)	4,3 : 1 (n=16)
2001	1,3 : 1 (n=39)	1,5 : 1 (n=27)	0,5 : 1 (n=77)	2,4 : 1 (n=37)
2002	2 : 1 (n=27)	3,3 : 1 (n=17)	0,6 : 1 (n=27)	2,5 : 1 (n=14)
Moyenne	1,6 : 1	2,1 : 1	0,9 : 1	3,2 : 1

Source : Pelletier (2000a, 2001, 2002, 2003).

Le rapport des sexes global a varié de 1,1:1 à 2:1 au cours des quatre années et était en faveur des mâles, une année sur deux. Les valeurs moyennes étaient de 1,6:1 en faveur des mâles. Trois années sur quatre, les adultes ont représenté la plus grande portion des échantillons récoltés, soit respectivement 60 % en 2000, 70 % en 2001 et 62 % en 2002. Ce n'est qu'en 1999 que les jeunes ont occupé la plus grande place dans les échantillons, soit 58 %. Boag et Schroeder (1987) ont réalisé une étude étalée sur près de 20 ans entre 1965 et 1985. Ils ont rapporté des rapports globaux (mâle : femelle) de 0,94 : 1 et de 1,01 : 1. De plus, ils ont rapporté des proportions de juvéniles de 45 % et de 22 % dans la population. Un rapport des sexes global (mâle : femelle) de 50 : 50 a également été rapporté par Zwickel et Brigham (1970 *in* Ferron et Lemay 1987).

À partir de données provenant de la littérature et de la population de l'île d'Anticosti, le modèle de population élaboré par Ferron et Lemay (1987) rapporte un ratio de 54 juvéniles pour 48 adultes.

Les différences observées dans la structure de la population démontrent le caractère très variable de ces paramètres. Ces données indiquent aussi l'importance de la reproduction et de la survie des jeunes dans la dynamique des populations de tétras du Canada. Ces indicateurs peuvent être utilisés pour caractériser la productivité nette de l'année en cours et expliquer le succès de chasse.

5.7.4 Fluctuations des populations au Québec

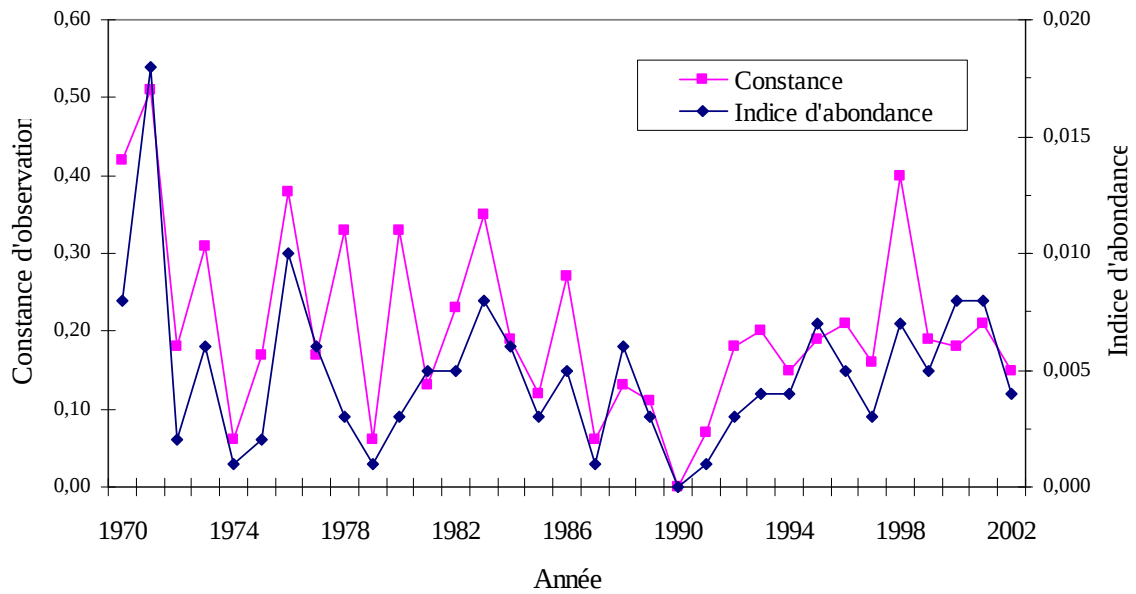
Les populations de tétras du Canada subissent des fluctuations annuelles de leurs densités. Ces fluctuations pourraient être cycliques (Godfrey 1986; Cyr et Larivée 1995). Une population de tétras a été suivie durant 21 ans en Alaska. Au cours de l'étude, la population a oscillé entre 4,9 et 29,1 tétras/km² (Boag et Schroeder 1987). Les fluctuations annuelles de densité de cette population sont expliquées, entre autres, par le succès de la reproduction. Le changement à long terme au sein de cette population était probablement relié au stade de succession de la forêt après un feu; la maturation de la forêt (particulièrement l'augmentation en hauteur) a coïncidé avec le déclin de la population (Boag et Schroeder 1987).

La figure 11 présente, à l'aide des données ÉPOQ⁵ (constances d'observation⁶ et indices d'abondance⁷), d'importantes fluctuations annuelles de la population de tétras du Canada au sud du Saint-Laurent entre 1970 et 2002. Le nombre d'ornithologues actifs au sud du Saint-Laurent est en constante augmentation. Malgré cela, on note une diminution du nombre d'observations de tétras du Canada effectuées par ces derniers. Ces données suggèrent une diminution de la population de tétras du Canada au sud du Saint-Laurent, qui pourrait être attribuable à une modification de son habitat ou à une surexploitation locale. Une tendance similaire semble indiquée par les résultats de chasse du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie où l'on note une diminution du pourcentage de tétras du Canada dans la récolte sportive (section 5.6.5).

⁵ ÉPOQ : Étude des Populations d'Oiseaux du Québec (Base de données d'ornithologues. Regroupement QuébecOiseaux).

⁶ Constance : (nombre de mentions*100)/nombre de feuillets d'observations quotidiennes des oiseaux du Québec.

⁷ Indice d'abondance : nombre total d'individus/nombre de feuillets d'observations quotidiennes des oiseaux du Québec.



Source : Larivée (2006).

Figure 11. Indices de constance et d'abondance de tétras du Canada au sud du Saint-Laurent élaborés à partir des données ÉPOQ récoltées entre 1970 et 2002.

6. BIOLOGIE DE LA PERDRIX GRISE

6.1 Description

La perdrix grise est originaire des steppes et des prairies montagneuses d'Europe. Bien qu'elle occupe toujours ce type d'habitat, elle s'est aussi répandue dans les plaines agricoles depuis que celles-ci ont été déboisées et cultivées au Moyen-Âge en Europe (Cramp et Simmons 1980 *in* Gauthier et Aubry 1995).

La perdrix grise a été introduite en grand nombre en Amérique du Nord au début des années 1900 et elle s'y est bien acclimatée (Chabot *et al.* 1979; Carroll 1993). Des populations ont été introduites dans l'état de New-York entre 1906 et 1929 et en Ontario vers 1907. Elles ont envahi le sud-ouest du Québec peu après, entre 1929 et 1942 (Chabot *et al.* 1979; Cyr et Larivée 1995). La fragmentation des habitats et la plus grande disponibilité des terres agricoles, alliées à un potentiel reproducteur élevé chez cet oiseau, ont favorisé sa dispersion vers le Québec. Quelques introductions ont également été effectuées sur la Rive-Sud du Saint-Laurent entre 1965 et 1972 dans les régions de Valleyfield et de Saint-Hyacinthe (Cyr et Larivée 1995). Au Québec, elle est également connue sous les noms de perdrix hongroise et perdrix européenne. Il s'agit de la seule véritable « perdrix » au sens propre du terme.

Selon la plupart des auteurs, nos populations proviendraient de spécimens d'origine européenne et asiatique et seraient de la sous-espèce *Perdix perdix perdix* (Chabot *et al.* 1979; Carroll 1993; Gauthier et Aubry 1995). La perdrix grise fait partie de l'ordre des Galliformes et de la super-famille des phasianoidés (Ouellet *et al.* 1990) :

Ordre des Galliformes :

Super-famille des Phasianoidae

Famille des Phasianidae

Sous-famille des Phasianinae

Espèce : *Perdix perdix*

Sous-espèce : *Perdix perdix perdix*

La longueur totale de la perdrix grise varie entre 30,5 et 33,0 cm pour une masse de 381 à 500 g, ce qui en fait une perdrix de taille moyenne. Les adultes, de couleur grise, se distinguent des juvéniles par la coloration brun roux ou orangé de la tête et de la gorge, les couleurs étant généralement plus étendues et plus brillantes chez le mâle que chez la femelle (Godfrey 1986; Carroll 1993).

La poitrine de cette espèce porte une tache brune ou marron, en forme de fer à cheval, de taille variable et généralement plus développée chez le mâle que chez la femelle (figure 12). Les ailes sont courtes et arrondies et les dix plumes primaires sont fortement tachetées. Le dos et le cou sont légèrement tachetés. La queue est courte et de couleur marron. Les juvéniles sont brun pâle et possèdent des bandes et des taches imitant le patron général de coloration des adultes (Godfrey 1986; Carroll 1993).

La perdrix grise est une espèce grégaire durant l'automne et l'hiver (7 à 8 mois par an). Elle se tient alors en groupes de 6 à 30 individus, appelés « compagnies », comprenant une ou plusieurs couvées accompagnées ou non d'oiseaux solitaires (Terres 1980 *in* Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995). Le nombre d'individus par compagnie varie généralement entre 10 et 15 de novembre à janvier. Ensuite, les groupes se séparent de nouveau et les nombres d'individus par groupe passent alors graduellement de 6,6 en février à 5,4 en mars. Les compagnies sont faciles à voir lorsqu'elles se déplacent ou qu'elles se nourrissent dans les champs recouverts de neige, ou encore lorsqu'elles s'approchent des bâtiments de ferme pour y chercher leur nourriture (graines présentes dans les tas de fumier et grains répandus au sol) et abri. Durant l'été, les perdrix sont en couples et affairées à nicher, elles sont alors plus difficiles à détecter (Cyr et Larivée 1995).



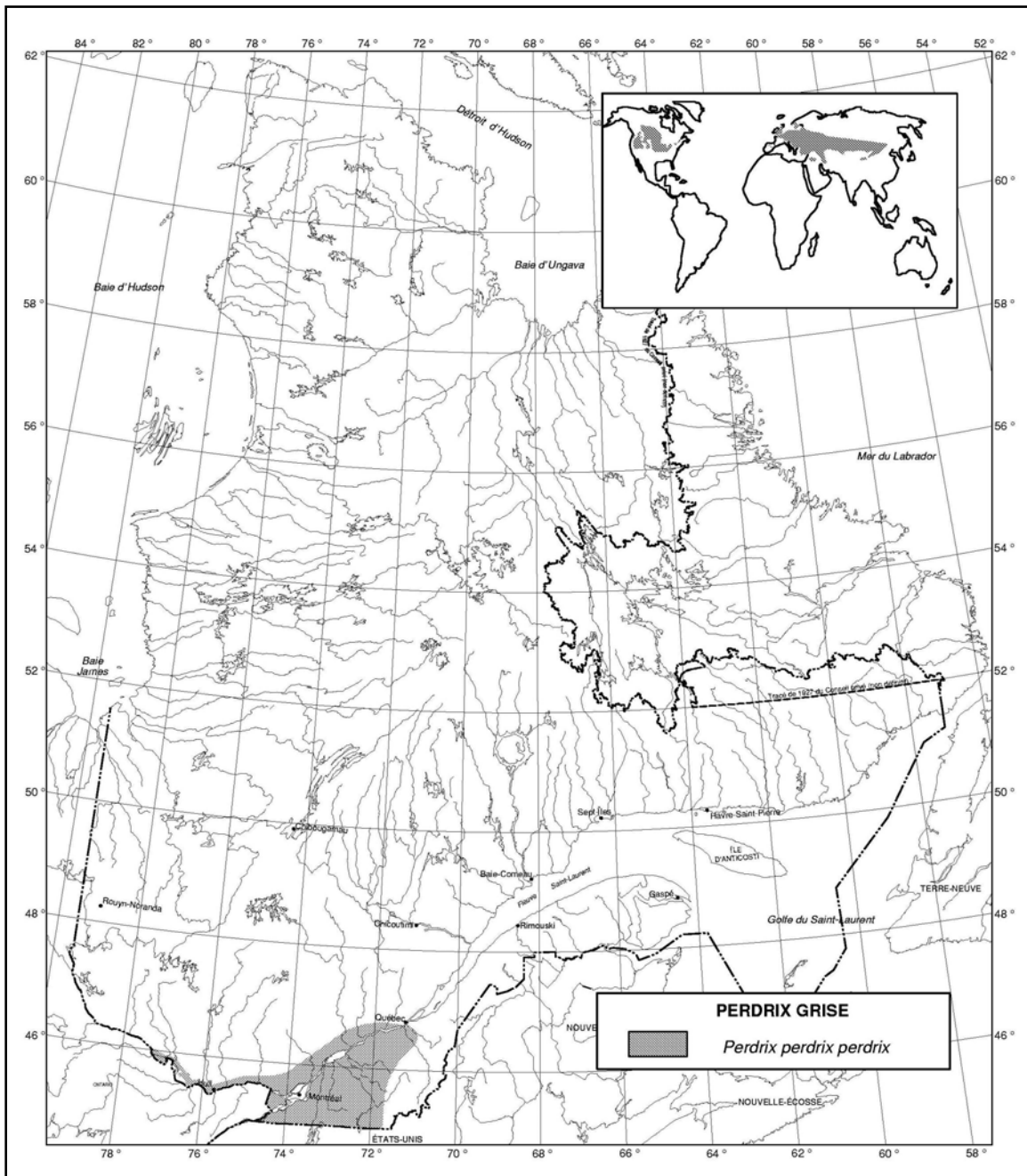
Figure 12. La perdrix grise.

La perdrix grise marche et court rapidement au sol, souvent par à-coups lorsqu'elle est dérangée. Elle vole sur de courtes distances près du sol. Les périodes d'alimentation et de reproduction s'effectuent généralement tôt le matin ou tard le soir. La perdrix grise du Québec est un oiseau sédentaire, puisque la plupart des populations de l'Amérique du Nord sont issues de populations européennes non migratrices (Carroll 1993).

6.2 Répartition, domaine vital et densité

On retrouve aujourd'hui cette espèce depuis le sud du Canada (Colombie-Britannique, centre de l'Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario et Maritimes) jusqu'au nord et au centre des États-Unis (Nevada, Utah, Wyoming, Illinois, Indiana, New-York et Vermont). Elle est toutefois absente du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve (figure 13) (Chabot *et al.* 1979; Cyr et Larivée 1995).

Au Québec, la perdrix grise est un oiseau résident (Gauthier et Aubry 1995). À l'exception de quelques mentions dans le sud des Laurentides, toutes les mentions sont situées dans les Basses-Terres, le long du fleuve Saint-Laurent jusqu'un peu en aval de Québec et le long de l'Outaouais. On la retrouve, entre autres, aux environs de Napierville, Iberville, Marieville et Saint-Hyacinthe (Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995). En utilisant les données des observations de la banque ÉPOQ (Étude des populations d'oiseaux du Québec), on observe une augmentation de l'aire de répartition entre 1969 et 1989 et une stabilisation au cours des années quatre-vingt-dix (annexe 4). Cet arrêt de l'expansion de l'aire de répartition de la perdrix grise pourrait être attribuable à la composition de l'habitat dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent où l'on observe une diminution des terres en culture. L'abondance de la perdrix grise semble diminuer dans le sud-ouest du Québec avec l'intensification des cultures et les changements des pratiques agricoles (annexe 4).



Source : Gauthier et Aubry (1995); Carroll (1993).

Figure 13. Aire de nidification au Québec et répartition mondiale de la perdrix grise.

À la fin des années soixante-dix, l'espèce nichait dans les comtés de Portneuf, de Lotbinière et en Estrie. En 1989, son aire de nidification connue atteignait la région de Bellechasse et en 1991 elle avait atteint Beauport et Saint-Denis dans Kamouraska (figure 13) (Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995).

Les perdrix grises se rassemblent en compagnie du mois de juillet jusqu'à l'hiver. Les compagnies ont des domaines vitaux qui se chevauchent, mais elles évitent de se trouver à proximité les unes des autres. Dans le sud du Dakota, le domaine vital des couples a une superficie de 9,7 à 17 ha, alors que celui des compagnies couvre en moyenne 96 ha. En hiver et au printemps, dans l'état de New York, la superficie moyenne du domaine vital varie de 82 ha à 672 ha (Cramp et Simmons 1980; Kibe 1985; Church et Porter 1990 *in* Gauthier et Aubry 1995).

Une étude sur la densité de population a été entreprise au cours de l'été 1976, dans un secteur ayant une superficie de 4 km² à Saint-Damase, près de Saint-Hyacinthe. Selon les résultats obtenus, la population du secteur était constituée de 22 individus, dont 19 jeunes et trois adultes, soit 5,8 ind/km², mais constituée seulement d'un couple reproducteur par 4 km² (tableau 5) (Chabot *et al.* 1979).

Une autre étude a été effectuée à l'hiver 1977, toujours dans la région de Saint-Hyacinthe, sur une superficie de 100 km². Le secteur déterminé était situé dans une zone entièrement agricole. Selon les résultats obtenus, il existait au cours du mois de janvier 1977 un total de 20 compagnies et 199 individus sur le territoire de 100 km² faisant l'objet de l'inventaire, soit environ deux perdrix grises par kilomètre carré (2 ind/km²). Le nombre d'individus par groupe variait entre 4 et 15 et le nombre moyen était de 9,5 oiseaux par compagnie (tableau 5) (Chabot *et al.* 1979).

Une dernière étude effectuée dans la région de Châteauguay en janvier 1976 a révélé la présence de sept compagnies de perdrix grises, représentant environ 117 individus, sur un territoire de 49 km². Ceci équivaut à une moyenne de 2,38 perdrix grises au km² (tableau 5) (Chabot *et al.* 1979).

Tableau 5. Densités de perdrix grises enregistrées dans différentes régions du monde.

Densités	Lieu	Références
5,8 ind/km ²	Saint-Hyacinthe (été)	Chabot <i>et al.</i> (1979)
2 ind/km ²	Saint-Hyacinthe (hiver)	Chabot <i>et al.</i> (1979)
2,38 ind/km ²	Châteauguay (hiver)	Chabot <i>et al.</i> (1979)
25 ind/km ² *	Ontario	Lumsden (1987b) <i>in</i> Gauthier et Aubry (1995)
1,7 et 2,1 couples/km ²	Wisconsin	Church (1980) <i>in</i> Carroll (1993)
de 1 couple/km ²	Nord du Dakota	Carroll (1993)
3,9 à 17,9 ind/km ²	Nord de l'Italie (été)	Montagna et Meriggi (1991)
1,6 et 19,6 couples/km ²	Pologne (printemps) ¹	Panek (1997a)

¹ Il s'agit d'une des populations les plus denses au monde.

6.3 Description de l'habitat

Plus de 85 % des perdrix grises du Québec fréquentent les milieux ouverts tels que les prairies naturelles ou les plaines agricoles, les terres cultivées des fermes laitières et d'élevage ainsi que les bordures de champs et fossés. L'autre 15 % se retrouve en milieu périurbain : terrains vagues près des villes ou à l'intérieur de celles-ci, terrains de golf, terrains situés à proximité des raffineries, gare de triage, aéroports et sur l'île des Soeurs (Gauthier et Aubry 1995).

6.3.1 Habitat de nidification

Au début de la période d'appariement, soit aux mois de février et de mars, la perdrix grise fréquente souvent les accotements routiers. Dans la deuxième moitié du mois de mars, lorsque la majorité des perdrix sont appariées, elles abandonnent les abords des fermes laitières qu'elles avaient fréquentées durant l'hiver. À la fin du mois de mars et en avril, les couverts utilisés sont assez diversifiés (Chabot *et al.* 1979).

Au Québec, la nidification s'effectue surtout dans un champ (foin, mil, céréales et luzerne) et dans les prés où l'herbe n'est guère plus haute que sa tête (Chabot *et al.* 1979; Carroll 1993; Gauthier et Aubry 1995). Le nid est souvent situé aux limites des cultures, le long d'une clôture ou d'un fossé. Les principales raisons qui motivent l'espèce à un tel choix sont probablement les suivantes : 1) la construction du nid se situe dans une période au cours de laquelle la plupart des champs en culture sont en labours, donc sans couvert de végétation; 2) sur les bords des clôtures et des fossés, la végétation a été épargnée, ce qui laisse un couvert protecteur pour le nid; 3) les champs de foin subissent un labour aux 5 à 7 ans; 4) plusieurs cultures nécessitent un raclage régulier entre chaque rang, ce qui diminue le couvert et occasionne un dérangement continu dû à l'activité qui y règne, les nids pouvant être facilement détruits par la machinerie agricole (Chabot *et al.* 1979).

Le nid est souvent situé sur une légère butte, ce qui permet de protéger la nichée lors des pluies diluviennes. L'emplacement est donc un facteur important influençant le succès de la nidification (Chabot *et al.* 1979).

6.3.2 Habitat d'élevage des couvées

Au total, 84,8 % des observations situaient les couvées dans les champs cultivés, dont 51,5 % dans le foin (mil et luzerne), 13,6 % dans le maïs et 12,2 % dans l'avoine. Le choix de ces habitats au Québec est probablement dû à la présence d'un couvert susceptible de protéger la couvée contre les prédateurs (Chabot *et al.* 1979). En effet, la présence d'un couvert de protection augmente le taux de production des couvées (Panek 1997b).

Les perdrix grises fréquentent, de la fin de l'été jusqu'à la mi-décembre, les champs de céréales (orge, colza, tournesol) et de foin et plus particulièrement les champs de maïs et d'avoine. Les perdrix grises fréquentent cet habitat durant l'été et après la récolte des céréales, surtout dans le cas du maïs et de l'avoine. Il arrive occasionnellement que des groupes de 50 à 100 oiseaux soient observés durant cette période (Chabot *et al.* 1979).

6.3.3 Habitat d'hiver

Dans les années 1970 à 1980, de la fin de décembre à la mi-mars, la perdrix grise fréquentait surtout les abords des bâtiments des fermes laitières. Elle y recherchait le maïs des séchoirs à maïs et des céréales ou des moulées (Chabot *et al.* 1979). Sur 290 fermiers questionnés à ce sujet en 1976, 50 (17,2 %) possédaient des séchoirs à maïs et 88 % de ceux-ci ont vu régulièrement des perdrix grises aux abords du séchoir en train de se gaver de grains de maïs. De plus, la perdrix grise trouvait une nourriture abondante dans les tas de fumier où l'on retrouve différentes sortes de graines que les bovins n'ont pas digérées (Chabot *et al.* 1979).

Aujourd'hui on ne retrouve presque plus de séchoirs à maïs et les fumiers sont de plus en plus entreposés sous couvert afin de limiter les écoulements et la contamination des cours d'eau. Cependant, il n'y a pas de données sur l'influence des modifications des pratiques agricoles sur la population de perdrix grise au Québec.

6.4 Alimentation

Durant les 3 à 6 premières semaines de vie des poussins, leur régime alimentaire est principalement composé d'invertébrés, la proportion de végétaux augmentant graduellement par la suite. Ce comportement alimentaire est général chez les phasianidés et permet aux jeunes de s'assurer l'apport des protéines nécessaires à leur croissance. Les poussins se nourrissent de plusieurs espèces d'invertébrés, mais les coccinelles sont les plus consommées. Les poussins recherchent également les delphacidés, les carabidés, les larves de silphidés, les chrysomélidés, les coléoptères et les aphidoidés (Chabot *et al.* 1979; Carroll 1993; Gauthier et Aubry 1995; Itâmies *et al.* 1996; Borg et Toft 1999). Au Minnesota, les poussins consomment des cicadellidés, des diptères et des fourmis. Dans le nord du Dakota, les poussins recherchent principalement des sauterelles et des criquets (Krobiger 1980 et Erpelding *et al.* 1986 in Carroll 1993).

Durant la saison estivale, la perdrix grise adulte est un oiseau essentiellement végétarien. L'espèce préfère les champs de foin et de céréales, de même que les pâturages, les milieux herbacés et les friches où elle se nourrit de graines, de graminées, de feuilles de trèfle, de luzerne, de céréales et d'autres plantes. Lors de la moisson, une partie du grain battu tombe au sol. Elle y trouve alors une nourriture abondante (Chabot *et al.* 1979; Carroll 1993; Cyr et Larivée 1995; Gauthier et Aubry 1995). En automne et en hiver, elle se nourrit principalement des graines de céréales tombées au sol lors de la moisson (Chabot *et al.* 1979). En hiver, la perdrix grise trouve également une nourriture abondante à proximité des fermes laitières (séchoirs à maïs, céréales et moulées dispersées aux abords des bâtiments).

6.5 Reproduction

La perdrix grise est une espèce monogame, territoriale et dont les couples sont solitaires. Elle se reproduit à l'âge d'un an. Les parades nuptiales, souvent amorcées par la femelle, sont longues et fréquentes et sont observées de l'appariement des couples à la ponte. Au Québec, les perdrix grises commencent à s'apparier entre la fin de février et le début de mars. Dans les deux dernières semaines du mois de mars, plus de 50 % des individus seraient appariés et la presque totalité le serait au début d'avril. La période d'appariement peut durer tout au plus jusqu'à la fin du mois de mai (Chabot *et al.* 1979; Cramp et Simmons 1980 *in* Gauthier et Aubry 1995).

La femelle sélectionnerait son partenaire en fonction de son comportement de vigilance et de ses performances vocales. Le comportement de vigilance, durant lequel l'oiseau observe son environnement à la recherche d'éventuels prédateurs, est effectué plus souvent par le mâle que par la femelle. Les performances vocales du mâle seraient un bon indicateur de sa condition physique. Son cri est plus long que celui de la femelle. Certains oiseaux n'ayant pas réussi à trouver un partenaire, chercheront à s'en trouver un à l'intérieur d'un couple déjà formé (Chabot *et al.* 1979; Beani et Dessi-Fulgheri 1995, 1998; Fusani *et al.* 1997).

Durant les deux premières semaines qui suivent l'appariement, le couple n'établit pas de territoire fixe et tolère la présence de ses congénères à une certaine distance. Par la suite, il défend un territoire dans lequel il s'alimente, s'accouple et niche. Le territoire est abandonné au moment de l'éclosion et les familles peuvent se déplacer de quelques centaines de mètres dans les jours qui suivent (Cramp et Simmons 1980 *in* Gauthier et Aubry 1995).

La période de nidification s'étend de la fin d'avril à la fin de juillet. Elle débute avec la construction du nid et s'achève lorsque les jeunes sont en état de voler.

La construction du nid se situe entre la fin du mois d'avril et la fin du mois de mai. La femelle construit seule le nid avec des brindilles disposées dans une dépression qu'elle creuse dans un endroit sec (Chabot *et al.* 1979; Gauthier et Aubry 1995). Le nid mesure entre 14 et 29 cm de diamètre et entre 4 et 11 cm de profondeur (Cramp et Simmons 1980 *in* Carroll 1993).

Au Québec, comme en Europe, le nombre moyen d'œufs pondus par une perdrix grise est de 15,4, pour des valeurs extrêmes variant de 8 à 26 œufs. La femelle pond un œuf tous les 1 ou 2 jours et recouvre d'herbe les œufs non incubés pour diminuer les risques de prédation. Alors que le mâle reste à proximité du nid, la femelle incube seule les œufs, dès la ponte du dernier œuf, durant 23 à 26 jours, entre le début de mai et la mi-juillet. Ceci explique pourquoi il arrive souvent de ne voir qu'un seul individu à la fois, l'autre ne quittera le nid que s'il est dérangé (Chabot *et al.* 1979). Le pic d'éclosion au Québec n'est pas connu (Chabot *et al.* 1979; Montagna et Meriggi 1991; Cyr et Larivée 1995; Cramp et Simmons 1980 *in* Gauthier et Aubry 1995).

La perdrix grise n'a généralement qu'une seule nichée par an, mais lorsqu'elle perd sa première nichée tôt en saison, il lui arrive de faire un deuxième essai et de pondre encore 9 ou 10 œufs. Près de 25 % des jeunes seraient issus d'une deuxième ponte. L'œuf mesure environ 34,6 mm de longueur et 26,5 mm de largeur. Il est lisse, brun ou olive et de coloration uniforme (Harrison 1978 *in* Carroll 1993).

Les jeunes quittent le nid quelques heures après l'éclosion et se nourrissent généralement eux-mêmes, bien que les adultes (mâle et femelle) les guident vers la nourriture. Comme chez les autres phasianidés, les plumes de vol se développent tôt et les jeunes peuvent voler sur de courtes distances vers l'âge d'environ deux semaines (13 à 16 jours) (Cramp et Simmons 1980; Ehrlich *et al.* 1988 *in* Gauthier et Aubry 1995).

6.6 Facteurs limitatifs

Les principaux facteurs limitatifs de la population de perdrix grise au Québec seraient la qualité de l'habitat, les accidents causés par les machines agricoles durant la période de nidification, la contamination par les pesticides, les précipitations durant les mois de juin et juillet, les tempêtes et les verglas persistant sur une longue période durant l'hiver, la prédation, les parasites et les maladies.

6.6.1 Habitat

La perdrix grise est un oiseau fortement associé aux plaines cultivées. Sans celles-ci, il est vain d'espérer des densités élevées chez cette espèce. Elle se rencontre surtout sur les terres agricoles en production, moins fréquemment dans les jachères et les terrains vagues (Chabot *et al.* 1979). Son habitat est donc limité par les barrières naturelles que sont les forêts du bouclier laurentien vers le nord, les Appalaches au nord-est et les forêts de l'Ontario et de l'état de New-York vers le sud (Chabot *et al.* 1979). Il correspond aux domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune, à tilleul et à caryer cordiforme.

L'habitat de la perdrix grise se situe dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme. La perdrix grise retrouve des conditions plus favorables dans les zones d'agriculture traditionnelle où les haies sont maintenues (Carroll 1993). Afin de rentabiliser l'utilisation des terres agricoles, les cultivateurs réduisent de plus en plus la largeur des bandes boisées séparant les terres et ils cultivent de plus en plus près de ces dernières. Les bandes boisées en bordure des cours d'eau sont fréquemment coupées dans les milieux agricoles. Ces modifications des pratiques agricoles diminuent considérablement l'habitat de nidification de la perdrix

grise, en réduisant le couvert de protection contre les prédateurs et en augmentant les risques que les nids soient détruits par la machinerie agricole (Chabot *et al.* 1979; Panek 1992; Carroll 1993). En l'absence de bandes boisées en bordure des cours d'eau, les champs de céréales, de maïs et d'avoine sont en effet utilisés couramment par l'espèce durant la période de nidification et durant l'été. Selon Dawson et Patrick (1960 *in* Chabot *et al.* 1979), 70 % des nids sont brisés ou abandonnés en Ontario quand les récoltes coïncident avec le temps d'incubation des œufs. Bien que la femelle dont le nid a été détruit fasse habituellement une nouvelle nidification, la seconde ponte aura un nombre d'œufs toujours inférieur à la première et le pourcentage d'œufs éclos sera habituellement plus bas (Chabot *et al.* 1979).

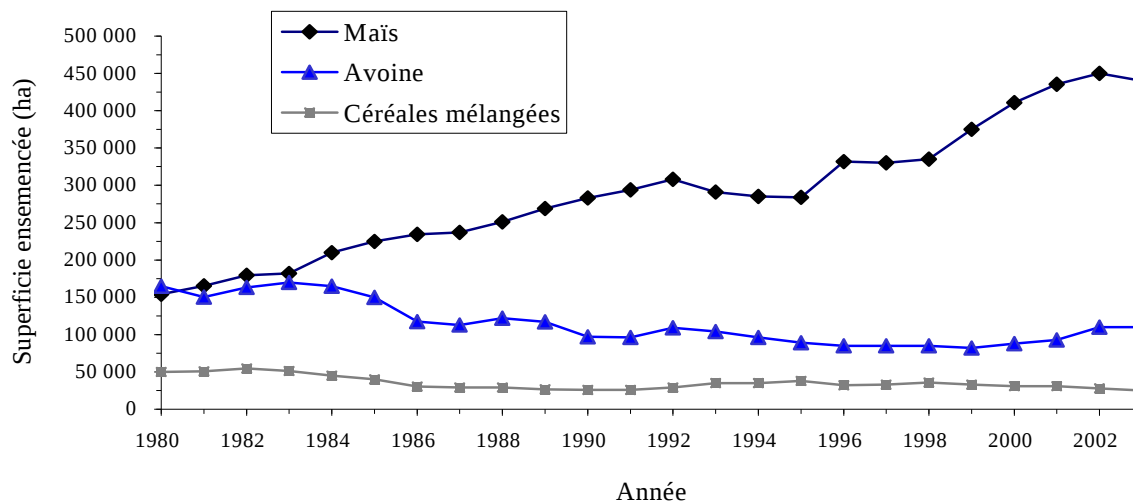
L'intensité des pratiques agricoles est en partie responsable de la variation de la disponibilité de l'habitat. L'agriculture intensive réduit cette disponibilité en limitant les bordures de champs et les fossés. On y retrouve peu de champ de foin ou de pâturage nécessaire pour la nidification de la perdrix grise. Cette détérioration de l'habitat de la perdrix grise pourrait affecter la survie des poussins, suite à une diminution de l'abondance des insectes dont ils se nourrissent (Chabot *et al.* 1979; Panek 1997b). La modernisation des techniques agricoles a également fait disparaître les séchoirs à maïs extérieur et réduit l'accès des perdrix aux dépôts de fumier, une source d'alimentation importante durant l'hiver. L'environnement des fermes laitières et d'élevage est davantage propice pour la perdrix grise.

Dans le nord du Dakota, le manque de couvert durant la période de nidification pourrait être un facteur limitatif. La maturation des couverts d'abris et des arbres entourant les fermes pourrait également contribuer à l'augmentation de la mortalité chez la perdrix grise, en procurant une augmentation des habitats favorables aux prédateurs ou en ombrageant les couverts de nidification herbacés (Carroll 1993; Panek 1992).

L'évolution des cultures au Québec et la nature des travaux agricoles utilisés peuvent ainsi augmenter la mortalité des individus en diminuant la quantité (perte d'habitat avec l'industrialisation de l'agriculture) et la qualité des habitats disponibles.

6.6.2 Pesticides

L'habitat de la perdrix grise a subi de profondes modifications depuis les années soixante, les types de cultures ensemencées et les pratiques agricoles ayant considérablement évolué depuis. La figure 14 présente l'évolution des cultures de maïs, d'avoine et de céréales mélangées entre 1980 et 2003 pour l'ensemble du Québec.



Source : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (2004).

Figure 14. Évolution des cultures de maïs, d'avoine et de céréales mélangées pour l'ensemble du Québec entre 1980 et 2003.

On y observe une diminution des cultures de céréales mélangées et d'avoine et une augmentation des cultures de maïs. La même évolution des cultures s'observe dans toute l'aire de répartition de la perdrix grise, soit dans les régions agricoles Richelieu-Saint-Hyacinthe, Sud-ouest-Montréal, Outaouais-Laurentides et Nord-de-Montréal (Institut de la statistique du Québec 2008c; Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec 2004). Cette évolution des cultures pourrait affecter l'espèce en nuisant à sa productivité. La culture du maïs utilise en effet beaucoup d'herbicides, de fongicides et d'insecticides susceptibles de contaminer l'habitat de la perdrix grise (Rands 1986 *in* Gauthier et Aubry 1995).

L'utilisation d'herbicides, de fongicides et d'insecticides sur les terres agricoles pourrait nuire à sa reproduction (Rands 1986 *in* Gauthier et Aubry 1995). Une étude des données provenant du bagage d'oiseaux effectué entre 1793-1993 en Grande-Bretagne, a révélé une chute des populations vers 1952, malgré les fluctuations annuelles principalement reliées aux variations dans les taux de survie des poussins. Ce taux de survie était de 49 % avant l'introduction des herbicides et de 32 % après que leur usage se soit répandu (Potts et Aebischer 1995).

Les pesticides provenant de l'agriculture causent des effets directs et indirects sur le taux de mortalité des perdrix grises, particulièrement le dieldrine, l'aldicarbe et les composés à base de mercure. Ces derniers peuvent agir indirectement sur les oiseaux en éliminant les mauvaises herbes et les insectes présents dans les cultures, ce qui cause des mortalités importantes chez les poussins (Potts 1986 *in* Carroll 1993). Cependant, l'application d'herbicide en Pologne n'avait pas eu un effet indirect marqué sur la survie des poussins de la perdrix grise (Panek 1992). Il n'y a pas de données disponibles sur l'effet des contaminants sur la perdrix grise au Québec.

6.6.3 Conditions climatiques

La perdrix grise est très robuste et résiste bien aux conditions de nos hivers. La température et la neige ne semblent pas limiter directement sa répartition, qui serait surtout associée à la présence de prairies naturelles ou de plaines agricoles (Wasterskov 1965 *in* Chabot *et al.* 1979; Cyr et Larivée 1995; Root 1988 *in* Gauthier et Aubry 1995). Les conditions climatiques peuvent toutefois entraîner un taux élevé de mortalité. Malgré tout, sa forte productivité permet de maintenir l'espèce (Godfrey 1986 et Terres 1980 *in* Cyr et Larivée 1995). Des conditions hivernales rigoureuses (couche de neige abondante ou dure ou le verglas) augmentent les mortalités puisqu'elles empêchent l'oiseau de trouver nourriture et gravier (Schulz 1980; Potts 1986 et Panek 1990 *in* Carroll 1993). De plus, lorsque les champs sont couverts de neige, les perdrix grises creusent des trous ou des tunnels pour se protéger du froid et du vent et pour trouver leur nourriture. Ainsi, le verglas peut parfois empêcher l'oiseau de sortir de la neige (Lloyds 1949 et Wasterskov 1965 *in* Chabot *et al.* 1979).

Les perdrix grises peuvent lutter contre le froid durant l'hiver en formant des « rosettes », c'est-à-dire que les individus de la compagnie se blottissent les uns contre les autres (Chabot *et al.* 1979; Putaala *et al.* 1995; Putaala et Hissa 1998). Le métabolisme au repos d'une perdrix affrontant le froid dans une compagnie est de 6 à 24 % plus faible que le métabolisme au repos d'un individu solitaire, les plus gros groupes ayant des métabolismes au repos proportionnellement plus faibles. L'énergie ainsi économisée durant les froides nuits d'hiver permet aux perdrix d'allonger les périodes de repos, de réduire les périodes d'alimentation, ce qui permet une meilleure protection contre le froid et les prédateurs (Putaala *et al.* 1995).

Les conditions climatiques durant la période de nidification et d'élevage des couvées ont une grande influence sur la densité de la population de la perdrix grise au Québec (Chabot *et al.* 1979; Potts 1980 et Carroll 1992 *in* Carroll 1993). Lorsque les poussins sont mouillés par temps froids, ils sont largement dépendants de la chaleur des parents, principalement au cours des trois premières semaines de leur vie. L'augmentation de la masse corporelle et le développement d'un plumage imperméable accroissent la résistance au froid des poussins (Marjoniemi *et al.* 1995). Le taux de survie des poussins augmente avec le nombre d'insectes sur les plantes, ce dernier augmentant avec l'accroissement de la température (effet indirect). La température influence également la durée de l'alimentation des poussins (effet direct) (Panek 1992).

6.6.4 Prédation

Les prédateurs jouent un rôle important comme facteur limitatif de la production et conséquemment de la densité des perdrix grises durant la période de reproduction (Tapper *et al.* 1996). La prédation est une importante cause de mortalité, particulièrement durant la saison de nidification et durant l'hiver (Carroll 1990; Church 1980 et Church et Porter 1990 *in* Carroll 1993).

Au Québec, les prédateurs sont nombreux. Les espèces qui ont tendance à s'attaquer aux nids sont la mouffette rayée, le raton laveur, la belette à longue queue (*Mustela frenata*)

et la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*). Par contre, le renard roux, le chat domestique et les rapaces diurnes tels que le busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*), le grand-duc d'Amérique, le harfang des neiges (*Nyctea scandiaca*) sont renommés pour attaquer les poussins et les adultes. Durant l'hiver, les principaux prédateurs de la perdrix grise sont le renard roux et le harfang des neiges (Chabot *et al.* 1979; Carroll 1993; Gauthier et Aubry 1995).

Pour échapper à un prédateur, la perdrix grise tente de voler vers un couvert de protection où elle se cache dans la végétation. Les adultes accompagnés de poussins vont tenter d'attirer l'attention du prédateur en voletant et souvent en l'attaquant (Carroll 1993).

6.6.5 Parasitisme et maladies

Les parasites et les maladies de la perdrix grise ont été bien documentés pour les populations vivant en Grande-Bretagne, mais très peu pour les populations de l'Amérique du Nord et encore moins pour la population du Québec (Carroll 1993). Bendell et Lisk (1957 *in* Carroll 1993) ont rapporté la présence du parasite *Dispharynx nasuta* dans les populations de l'Ontario. En février 1969, une perdrix grise a été retrouvée morte contaminée par la salmonellose à Côte-Sainte-Catherine (Laprairie). Plusieurs moineaux domestiques et étourneaux sansonnets ont été trouvés morts, infectés par cette maladie, durant les hivers 1968 et 1969 dans cette même région. Il est possible que la salmonellose ait été responsable, du moins en partie, de la baisse des effectifs de perdrix grise au Québec à partir de 1968 (Chabot *et al.* 1979).

Les vers parasites comme *Trichostrongylus tenuis*, *Syngamus trachea* et *Heterakis gallinarum* sont retrouvés chez des individus. Les adultes sont peu affectés par le parasite *T. tenuis*. Cependant, la femelle peut transmettre le parasite à sa couvée, ce qui augmente le taux de mortalité des poussins (Potts 1986 *in* Carroll 1993). Selon Denis et Thoron (1971 *in* Chabot *et al.* 1979), les maladies hivernales sont surtout des maladies associées à des carences causées par un manque de nourriture.

6.6.6 Chasse et braconnage

Étant donné que l'espèce a un comportement qui incite à se regrouper près des fermes laitières, à fréquenter les séchoirs à maïs et les tas de fumiers et à fréquenter les accotements routiers (à partir de la mi-décembre), il est relativement facile d'abattre plusieurs individus qui composent une compagnie. Lorsque les individus forment une rosette, d'un seul coup de fusil, un chasseur peut éliminer toute une compagnie (Chabot *et al.* 1979).

Lors d'une étude réalisée entre 1976 et 1977, un très fort pourcentage des fermiers a affirmé que des chasseurs visitaient régulièrement les alentours de leur ferme durant l'hiver et tuaient des perdrix grises après la saison de chasse (Chabot *et al.* 1979). Apparemment, plusieurs fermiers étaient très mécontents du comportement de certains chasseurs. Ils se plaignaient des dommages occasionnés à leur ferme (toits d'étables troués par les plombs, barrières d'enclos laissées ouvertes, etc.). Des fermiers affirmaient qu'ils tuaient eux-mêmes les perdrix grises et les pigeons biset pour éloigner les chasseurs (Chabot *et al.* 1979). Ce phénomène est probablement beaucoup moins important depuis l'arrêt de la chasse à la perdrix grise, en 1997 dans la zone 8. Elle est cependant toujours permise dans toutes les autres zones de chasse du Québec sauf dans la zone 19 nord (Société de la faune et des parcs du Québec 1997, 2000a et MRNF 2008).

La chasse n'est probablement pas un facteur affectant la dynamique des populations de perdrix grises. Les chasseurs portent peu d'intérêt envers cette espèce au Québec, ce qui entraîne une faible pression de chasse (Carroll 1993). Cependant, localement, les densités peuvent chuter rapidement puisque les chasseurs peuvent abattre non pas un seul oiseau, mais la compagnie entière.

6.7 Dynamique des populations

La dynamique des populations de perdrix grises semble reliée à des facteurs intrinsèques (succès de reproduction, mortalité et longévité) et à des facteurs extrinsèques, comme les conditions climatiques (hivers sévères et printemps froids).

6.7.1 Succès de reproduction

Pour les espèces d'oiseaux nichant au sol, la nidification est une période particulièrement sensible et les pertes de nids sont nombreuses. Conséquemment, le succès de nidification est un facteur important dans la dynamique des populations de ces espèces. La proportion de couples produisant une couvée, varie entre 25 et 80 %. Le pourcentage de couples reproducteurs était de 68 % en Italie, comparativement à 65 % au Montana et entre 25 et 54% en Angleterre (Potts 1986 *in* Panek 1997a; Montagna et Meriggi 1991).

La mortalité des œufs est élevée chez la perdrix grise et jusqu'à 13 % des œufs seraient infertiles, selon McCabe et Hawkins (1946 *in* Gauthier et Aubry 1995). Au Québec, le taux d'éclosion avoisine 94 %. Il y aurait en moyenne un taux de naissances de 14,4 poussins par nid. Cette valeur est plus élevée que ce qui a été enregistré en Pologne, soit 9,3 poussins par nid à l'éclosion (Chabot *et al.* 1979; Panek 1992).

La variation dans la taille des couvées peut être attribuable au climat (Montagna et Meriggi 1991). McCabe et Hawkins (1946 *in* Gauthier et Aubry 1995) ont estimé que 68 % des nichées sont détruites, surtout par la machinerie agricole (78 %) et la prédation (22 %).

Selon des études menées en Europe, le recrutement à l'automne varie entre 2,1 et 4,0 jeunes/adulte (Potts 1980 *in* Panek 1997a; Montagna et Meriggi 1991; Panek 1992; Potts 1986). Les mêmes auteurs ont également montré que le succès de reproduction et le recrutement diminuent lorsque la densité au printemps est élevée et augmentent avec la présence de sites de nidification préférés. Ces résultats fournissent une preuve de compétition intraspécifique pour les ressources, en l'occurrence les sites de nidification de bonne qualité, qui oblige certains individus à utiliser des sites de nidification de faible qualité. Cet élément constitue un des plus importants facteurs déterminant la densité de population et serait le facteur de régulation des populations de perdrix grises (Potts 1980 *in* Panek 1997a; Montagna et Meriggi 1991; Panek 1992; Potts 1986).

Les deux à trois premières semaines de vie des poussins sont cruciales et constituent un facteur très important pour la dynamique des populations de perdrix grises (Jakubas et Gullion 1991; Panek 1992). La mortalité des poussins est fortement reliée aux conditions climatiques printanières. En effet, ces dernières affectent négativement l'abondance et la distribution des insectes, nourriture de base des poussins (Potts 1980 *in* Carroll 1993; Montagna et Meriggi 1991). Les mauvaises conditions hivernales peuvent également affecter la condition des adultes durant la période de préreproduction et ainsi affecter le succès de reproduction, puisque des corrélations positives entre le poids des adultes et le nombre de jeunes produits ont été établies (Potts 1980 *in* Montagna et Meriggi 1991).

6.7.2 Mortalité et longévité

Une étude réalisée entre 1982 et 1986 dans le nord de l'Italie a démontré une diminution de la population de 34,6 % au printemps, principalement due à des hivers rigoureux (Montagna et Meriggi 1991). Le taux de mortalité des adultes entre le début du printemps et la fin de l'été variait entre 33 et 52 %. Il était relié négativement au succès de reproduction et positivement à la densité printanière (Montagna et Meriggi 1991). Jenkins (1957 *in* Chabot *et al.* 1979) mentionne qu'en Écosse il existe un fort taux de mortalité lors de la période d'appariement. Ce taux de mortalité n'est pas dû à la température, mais est associé au changement de comportement durant cette période lorsque l'agressivité chez les oiseaux atteint son maximum (Chabot *et al.* 1979).

Chabot *et al.* (1979) ont évalué la mortalité au Québec, en tenant compte du nombre moyen d'individus par groupe. Celui-ci se situe à 15,1 au mois de septembre et à 13,1 au mois de novembre. Le taux de mortalité cumulé pour ces deux mois est égal à 12,8 %. Cette mortalité est probablement attribuable en grande partie à la chasse. La valeur cumulée du taux de mortalité atteint à la fin de février atteint 57,5 % de la population recensée, après l'éclosion en juillet (poussins et couples de deux adultes).

Le taux de mortalité des poussins varie, en Amérique du Nord, entre 29 et 70 % (Panek 1992; Gates 1973; Church 1980 et Carroll *et al.* 1990 *in* Carroll 1993). La mortalité des

poussins durant les 30 premiers jours variait entre 9,1 % et 41,3 %, et entre 24,8 et 54,5 % durant les 60 premiers jours (Montagna et Meriggi 1991).

Comme mentionné précédemment, le taux de mortalité de la perdrix grise est élevé. De plus, l'espérance de vie est assez courte. La longévité maximale enregistrée au Montana est de 4,0 ans et de 5,2 ans au Danemark (Weigand 1980; Paludan 1963 *in* Carroll 1993 et Cramp et Simons 1980 *in* Gauthier et Aubry 1995).

6.7.3 Indicateurs de populations

Une étude effectuée entre 1975 et 1977 au Québec a démontré que le rapport des sexes global (mâle : femelle) annuel chez la perdrix grise est de 1:1. Cette étude a également démontré que le rapport juvénile : adulte était de 2,3 : 1 et que le rapport juvénile : femelle adulte était de 4,7 : 1. Toutefois, à cause de la faible taille de l'échantillon, les auteurs considèrent ces données comme non représentatives de la population (Chabot *et al.* 1979). Pour sa part Dawson (1961 *in* Chabot *et al.* 1979), à partir de 2 412 oiseaux abattus entre 1950 et 1960 dans l'est de l'Ontario, a trouvé un rapport juvénile : adulte de 3,5 : 1 et un rapport juvénile : femelle adulte de 8,5 : 1.

6.7.4 Fluctuations de la population du Québec

Puisque la perdrix grise possède un taux de mortalité élevé, une courte espérance de vie et un taux de reproduction élevé, les populations subissent des fluctuations importantes. Elles peuvent être considérées cycliques, comme pour la gélinotte huppée et le lièvre d'Amérique (Chabot *et al.* 1979; Godfrey 1986). Par exemple, Middleton (1964 *in* Chabot *et al.* 1979) a trouvé en Angleterre une fluctuation selon une périodicité de 8,2 ans et Rowan (1948 *in* Chabot *et al.* 1979) soupçonne un cycle de 10 ans en Alberta.

Étant donné qu'aucune étude sur la perdrix grise n'a été effectuée au Québec avant 1975, il n'existe pas de données qui permettent une évaluation des fluctuations de la densité de sa population depuis qu'elle s'y est établie (Chabot *et al.* 1979). Cependant, il est possible d'avoir une certaine idée des fluctuations qui se sont produites en se référant aux

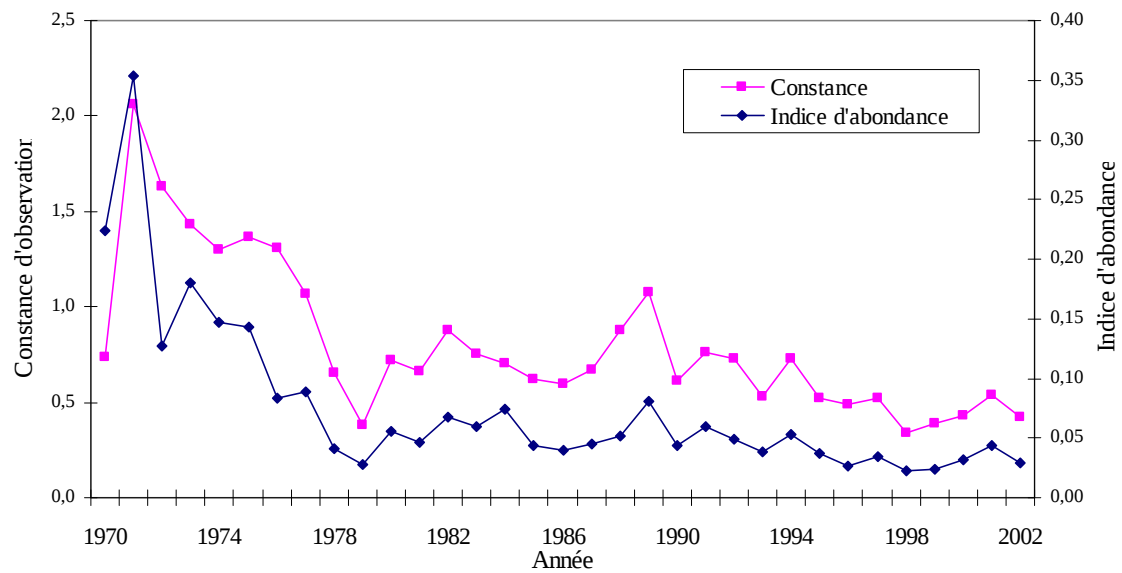
recensements des oiseaux effectués à Noël par différents clubs ornithologiques du Québec (AQGO 2000), de même qu’avec les données provenant de l’étude des populations d’oiseaux du Québec (Larivée 2006).

La figure 15 présente les fluctuations des indices de constance et d’abondance de la population de perdrix grise au Québec (Larivée 2006). Ces données permettent d’observer une diminution des effectifs québécois entre 1970 et 2002. L’indice de constance est passé d’une moyenne de 1,3 entre 1971 et 1977 à une moyenne plus faible de 0,7 entre 1978 et 1989 et à une moyenne de 0,5 entre 1990 et 2002 (voir les notes de bas de page pour les définitions de constance et d’indice d’abondance, page 83) (Cyr et Larivée 1995; Larivée 2006). Cette diminution pourrait être attribuable aux nouveaux modes de disposition des fumiers et à la disparition des séchoirs à maïs (Chabot *et al.* 1979).

Présentement en Outaouais, la population est pratiquement décimée dans les trois ou quatre foyers d’abondance connus. Les inventaires de Noël dans la région Ottawa-Hull effectuée depuis les cinq dernières années laissent croire que la population de l’Outaouais ne récupérera pas et sera décimée d’ici peu (Daniel St-Hilaire, comm. pers.⁸). En Montérégie, devant le constat de diminution de la population de perdrix grises, la chasse à cette espèce est interdite depuis 1997 dans la zone 8 (Martin Léveillé, comm. pers.⁹).

⁸ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l’aménagement de la faune de l’Outaouais, 2001.

⁹ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l’aménagement de la faune de la Montérégie, 2001.



Source : Larivée (2006).

Figure 15. Indices de constance et d'abondance de la population de perdrix grises au Québec élaborés à partir des données ÉPOQ¹⁰ récoltées entre 1970 et 2002.

¹⁰ ÉPOQ : Étude des Populations d'Oiseaux du Québec (Base de données d'ornithologues. Regroupement QuébecOiseaux).

7. BIOLOGIE DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE

7.1 Description

Le lièvre d'Amérique fait partie de la classe des mammifères, de l'ordre des lagomorphes et de la famille des léporidés (Banfield 1977).

Ordre des Lagomorphes :

Famille des Léporidés

Espèce : *Lepus americanus*

Sous-espèce : *Lepus americanus americanus*

Lepus americanus virginianus

Lepus americanus struthopus

L'espèce *Lepus americanus* comprend trois sous-espèces au Québec : *Lepus americanus americanus*, *Lepus americanus virginianus*, *Lepus americanus struthopus*.

Le lièvre d'Amérique mesure entre 380 et 506 mm, du museau au bout de la queue. Cette dernière mesure entre 15 et 45 mm de long (figure 16). Il n'y a pas de dimorphisme sexuel chez cette espèce. Les mâles et les femelles adultes pèsent de 1,3 à 2,3 kg. Les femelles appelées hases, sont légèrement plus grosses que les mâles. Le poids des nouveau-nés est de 50 à 96 g (Prescott et Richard 1996).

Une des caractéristiques des lagomorphes est que les incisives croissent toute leur vie et sont usées continuellement lorsqu'ils rongent. De plus, ils possèdent une deuxième paire de petites incisives situées directement derrière les grosses incisives supérieures (Banfield 1977; Prescott et Richard 1996).

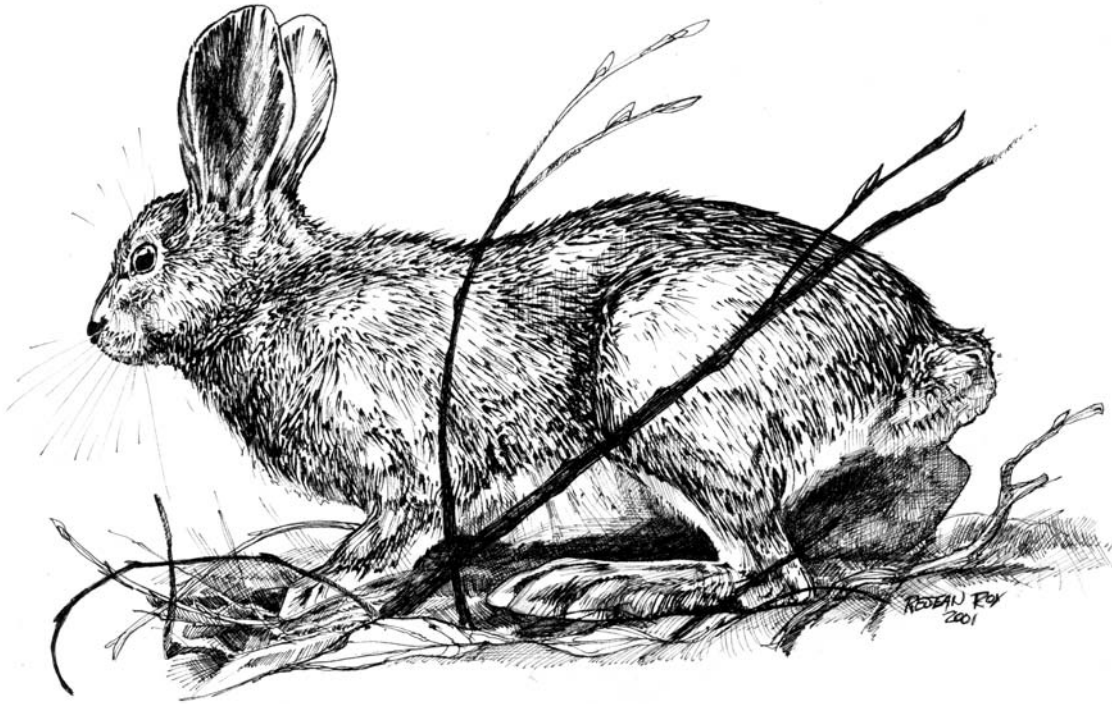


Figure 16. Le lièvre d'Amérique.

Le pelage du lièvre d'Amérique lui permet de se fondre au paysage en toutes saisons. Le pelage d'été est brun, teinté de rouille ou de gris; une ligne médiane noirâtre parcourt le dos. Les flancs sont chamois et le ventre est blanc. La face, les pattes et la gorge sont brun cannelle. Les oreilles sont brunâtres avec des bouts noirs et un contour blanc crème. Le dessus de la queue est brun et le dessous blanc. En hiver, la fourrure est blanche alors que la base de ses poils reste foncée. (Banfield 1977; Prescott et Richard 1996).

La mue d'automne commence à la fin de septembre pour se terminer à la fin de décembre. Sa durée moyenne est de 74 jours. La mue de printemps commence au début de mars et, après 50 jours, elle est réalisée à 90 %. La durée moyenne de cette modification printanière du pelage est de 72 jours. La période combinée des mues printanières et automnales est donc d'environ 140 à 146 jours. L'habileté d'un lièvre à occuper un habitat donné en fonction des changements dans la coloration de son pelage, peut avoir une implication importante dans l'évitement des prédateurs et sur ses chances de survie (Banfield 1977; Litvaitis 1991).

Le lièvre est une espèce animale principalement nocturne et crépusculaire et il demeure actif toute l'année. Lorsqu'il est surpris, il détale à une vitesse pouvant atteindre 45 km/h et peut faire des bonds de 3 à 5 m de longueur. Il utilise fréquemment les mêmes sentiers dans la végétation ou la neige pour ses déplacements entre les aires de repos et les zones d'alimentation (Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996).

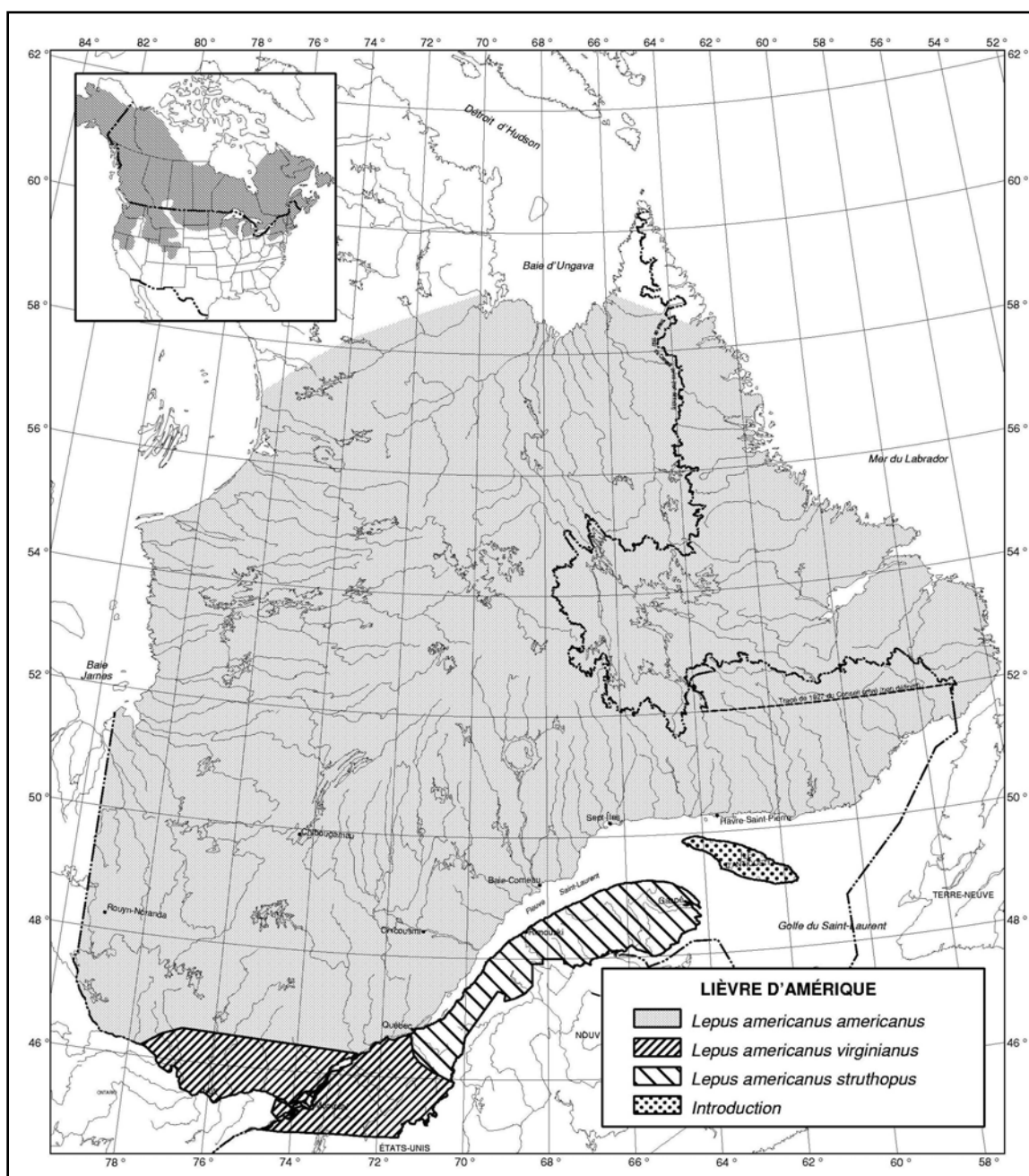
Le lièvre d'Amérique a les pieds plus grands que le lapin à queue blanche (*Sylvilagus floridanus*). Il se distingue du lièvre d'Europe (*Lepus europæus*) et du lièvre arctique (*Lepus arcticus*) par sa taille plus petite et par la couleur brune du dessus de sa queue en été (le lièvre d'Europe a le dessus de la queue noire et le lièvre arctique a la queue blanche). (À titre indicatif, le lièvre d'Europe est originaire de l'Europe de l'Ouest et a été introduit en Ontario en 1912) (Prescott et Richard 1996).

7.2 Répartition, domaine vital et densité

Le lièvre d'Amérique est présent dans la majeure partie de l'Amérique du Nord. On le retrouve en Alaska, au Yukon et dans une partie des Territoires du Nord-Ouest. Dans l'Ouest, on le rencontre dans toutes les provinces canadiennes, dans les Rocheuses jusqu'au Nouveau-Mexique et jusqu'au nord de la Californie. Dans l'Est, il est présent dans les provinces maritimes et les états de la Nouvelle-Angleterre ainsi que dans les Appalaches jusqu'au Tennessee. Il a été introduit à Terre-Neuve vers 1870 (Alain 1986; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996). Dans le centre de l'Amérique, on le retrouve jusqu'au nord du Michigan et du Minnesota (figure 17).

Au Québec, on l'observe sur l'ensemble du territoire boisé jusqu'à la limite nord des arbres puisqu'il est absent de la toundra. On le retrouve également dans la plupart des îles du Saint-Laurent dont l'île Verte et la Grande-Basque, près de Sept-Îles (Isabelle Normand, comm. pers.¹¹). Le lièvre d'Amérique a été introduit à l'île d'Anticosti en 1902-03 et aux Îles-de-la-Madeleine en 1994 (Bigué 2000).

¹¹ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 2001.



Source : Prescott et Richard (1996); Banfield (1977).

Figure 17. Répartition du lièvre d'Amérique au Québec et en Amérique du Nord.

La sous-espèce *americanus* a la plus grande répartition géographique du Québec (centre, nord et nord-ouest). *Lepus americanus struthopus* occupe la Gaspésie et le sud du Saint-Laurent jusqu'en Beauce, alors que *Lepus americanus virginianus* se localise en Outaouais, dans la région de Montréal et sur la rive sud du Saint-Laurent jusqu'en Estrie (Banfield 1977; Prescott et Richard 1996) (figure 17).

Plusieurs chercheurs ont évalué la superficie du domaine vital du lièvre d'Amérique au Québec. Les résultats indiquent une étendue de 1,4 à 25 ha. (Ferron et Ouellet 1992; Ferron *et al.* 1998; Potvin *et al.* 1999). Les données obtenues pour d'autres études présentent des domaines vitaux plus grands pour les mâles que pour les femelles (3,6 et 3,4 ha pour les mâles et les femelles respectivement selon Alain 1967 in Ferron *et al.* 1996; 7,4 et 2,8 ha selon Bider 1961 in Ferron *et al.* 1996; 2,8 et 1,4 ha selon Ferron et Ouellet 1992). Le large intervalle entre les études s'explique par la variabilité des habitats utilisés par l'espèce et par le fait que le lièvre évite de franchir de grandes distances en milieu ouvert. La taille du domaine vital est minimale dans un habitat diversifié où les conifères et les feuillus se côtoient. Dans de telles conditions, le lièvre obtient une nourriture riche à proximité d'un couvert de protection, ce qui lui permet de réduire au minimum ses déplacements. À l'inverse, l'étendue de son domaine vital est maximale dans un habitat homogène composé seulement de conifères, comme la pessière à épinettes noires. Dans cet habitat, le lièvre sera forcé de se déplacer sur des distances appréciables pour satisfaire ses besoins alimentaires tout en demeurant dans un couvert suffisamment dense pour lui permettre d'échapper aux prédateurs (Ferron *et al.* 1994a; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996). Le domaine vital des lièvres dans une pessière noire en Abitibi était de 17 ha (Ferron *et al.* 1994b).

Le lièvre s'éloigne rarement à plus de 1 500 m de son centre d'activité et se contentera le plus souvent au cours d'une journée de quelque 150 m de rayon d'action (Huot 1976). Le déplacement quotidien des lièvres était en moyenne de 251 m par jour, dans la forêt boréale (intervalle : 92 – 457 m) (Ferron *et al.* 1994b). L'activité des lièvres suivis par télémétrie en Alaska était confinée dans une aire inférieure à 3 ha pendant 80 % du temps et dans une aire inférieure à 1 ha, 50 % du temps (Wolff 1980 in Guay 1994).

Les populations de lièvres d'Amérique fluctuent annuellement et certaines montrent des cycles de 8 à 10 ans (O'Donoghue *et al.* 1997, 1998; Godbout 1999; Murray 1999). La détermination de la densité d'une population de lièvres dans un habitat donné et à un moment précis de son cycle ne peut être présentée qu'à titre indicatif puisque l'espèce utilise un large éventail d'habitats (voir section 7.3). Il est difficile de comparer deux populations éloignées de lièvres d'Amérique si leur cycle n'est pas connu. Le tableau 6 permet d'évaluer les différents niveaux observés de densité des populations de lièvres. L'annexe 5 présente l'abondance du lièvre en Chaudière-Appalaches.

Tableau 6. Densités de lièvres d'Amérique enregistrées dans différentes régions d'Amérique du nord.

Densité (ind./km ²)	Région	Référence
15 - 235	Québec (Rivière-du-Loup)	Richer (2000)
147	Québec (Sainte-Luce)	Ferron <i>et al.</i> (1996)
8 – 133	Québec (Québec)	Alain (1967) et Le Blanc (1973) <i>in</i> Guay (1994)
44	Québec (île du Havre-Aubert, Îles-de-la-Madeleine)	Bigué (2000)
1 360	Alberta	Keith et Windberg (1978) <i>in</i> Guay (1994)
10 - 200	Yukon	O'Donoghue <i>et al.</i> (1997)
300 - 470	Yukon	Krebs <i>et al.</i> (1987)
0,36 - 1 224	Nord canadien	Banfield (1977)
93 - 194	Lieu non mentionné	Banfield (1977)
60	Michigan	Bookhout (1965) <i>in</i> Guay (1994)
30 - 270	Wisconsin	Keith <i>et al.</i> (1993)
40 - 150	Maine	Litvaitis (1990)

7.3 Description de l'habitat

Le lièvre d'Amérique est observé partout où poussent de jeunes conifères : dans les zones en régénération, les taillis, les broussailles, les clairières, les bordures, dans les marécages et sur le bord des cours d'eau. Les lièvres se retrouvent plus fréquemment dans ces habitats qu'à l'intérieur d'un peuplement homogène (Ferron et Ouellet 1992; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996; Dussault *et al.* 1998).

7.3.1 Couvert de protection et de déplacement

L'élément essentiel de l'habitat du lièvre pour sa survie est le couvert de protection arbustif (Alain 1986; Guay 1994; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996). Il doit être dense pour lui fournir un bon abri contre les prédateurs ailés et terrestres et le protéger des intempéries comme la pluie, le froid, le verglas et la neige (Rogowitz 1988; Ferron *et al.* 1994a; Collin 1996c, 1996d; Ferron *et al.* 1996; Cox *et al.* 1997).

Le lièvre a également besoin d'un couvert de protection dense pour se déplacer d'un milieu à un autre, ce que lui procure des peuplements conifériens de plus de trente ans (Collin 1996c). Puisqu'il ne creuse pas de terrier, il s'abrite sous des branches basses, des arbres tombés, des souches ou des débris de coupe (Prescott et Richard 1996). Cependant, un peuplement arborescent trop dense offrira un étage arbustif peu développé et présentera peu d'intérêt, sauf pour ses déplacements entre un couvert d'abri et un couvert de nourriture. Une diminution de la densité de lièvres a été rapportée dès que la fermeture de la canopée des arbres dépassait 60 % (Orr et Dodds 1982 *in* Ferron *et al.* 1996).

Le degré d'utilisation d'un milieu est davantage relié à la structure de l'habitat qu'à la présence d'espèces végétales particulières. Les lièvres recherchent un couvert arbustif dense aussi bien durant les périodes d'alimentation que de repos. Au cours de l'alimentation, le lièvre utilise des sites présentant un couvert herbacé et une fermeture du couvert des arbres plus importante que durant les périodes de repos (durant le jour) (Ferron et Ouellet 1992).

Un habitat optimal doit présenter un degré d'obstruction visuelle du couvert latéral supérieur à 85 %. La norme minimale à respecter dans l'aménagement forestier pour que le lièvre fréquente un habitat serait d'avoir une obstruction visuelle supérieure à 40 % (Ferron et Ouellet 1992; Carraker 1985 *in* Ferron *et al.* 1996).

7.3.2 Habitat d'été et d'hiver

La nourriture est abondante en saison estivale. Le lièvre s'alimente alors principalement dans les éclaircies et près des abords des champs, des routes et des sentiers. Il fréquente également les sites en régénération, où il trouve des feuilles tendres (Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996).

Les mâles et les femelles utilisent différents micro-habitats, les femelles se retrouvant davantage là où les ressources alimentaires sont plus importantes. Ceci pourrait être dû aux rôles différents des mâles et des femelles dans la reproduction, les femelles ayant des dépenses énergétiques plus élevées que les mâles (Litvaitis 1990).

C'est durant la saison hivernale que l'habitat est le plus limitatif pour le lièvre. L'absence de couvert hivernal de protection contre les prédateurs, composé principalement de tiges d'essences résineuses, limite la présence du lièvre. La faible disponibilité hivernale de la nourriture, principalement des ramilles d'essences décidues, est un facteur qui limite son abondance (Guay 1994; Collin 1996c).

Les différents milieux utilisés par le lièvre en hiver peuvent être regroupés en trois catégories d'habitats. L'habitat optimal est caractérisé par un couvert résineux arbustif de 2 à 3 m de hauteur et une disponibilité de brout suffisante. Il est utilisé par le lièvre pour se protéger contre les prédateurs. Il est d'une grande importance quand les populations sont à leur plus faible densité. L'habitat suboptimal est caractérisé par un couvert résineux arbustif moins dense et une disponibilité de brout élevée. Il est utilisé lorsque les populations augmentent et que la nourriture se fait plus rare dans l'habitat optimal (Keith 1966, Wolff 1980 et Litvaitis *et al.* 1985 *in* Guay 1994). L'habitat marginal est un milieu ouvert offrant une très grande disponibilité de brout, mais un couvert résineux quasi nul. Ce sont les juvéniles qui utilisent le plus cet habitat, puisqu'ils sont déplacés par les adultes (Dolbeer et Clark 1975 *in* Guay 1994).

Les densités de lièvres tendent à décroître avec une augmentation de la latitude (Murray 2000). La variation de la latitude influence la structure végétale du milieu (plus ou moins

de résineux) ce qui entraîne une modification des habitats pour le lièvre. Ce phénomène est davantage responsable de la variation de la densité avec la latitude que les conditions climatiques hivernales elles-mêmes amenées par le changement de latitude (St-Georges *et al.* 1995).

7.4 Alimentation

Le lièvre d'Amérique se nourrit du crépuscule jusqu'à la fin de la nuit. Les signes de sa présence sont très nets : ramilles tranchées en biseau, arbrisseaux à l'écorce rongée, pistes caractéristiques dans la neige, fèces (Prescott et Richard 1996).

Le lièvre est essentiellement herbivore et polyvalent quant au choix de sa nourriture. Durant l'été, les lièvres affectionnent particulièrement les plantes vertes (trèfles, pissenlits (*Taraxacum sp.*), mil, équisétacées (prêles), graminées, éricacées, etc.), les feuilles tendres des feuillus (peupliers, saules, bouleaux, érables, etc.), les jeunes tiges d'arbustes fruitiers et certaines variétés de champignons (Alain 1986; McCracken *et al.* 1988; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996). À l'automne et au printemps, ils se nourrissent de tigelles et de bourgeons des mêmes essences végétales, auxquelles s'ajoutent des brindilles d'épinettes (autres que noires) et d'éricacées (Alain 1986).

Certaines essences ne sont cependant pas recherchées par le lièvre : sapin baumier, épinette noire, cerisier tardif (*Prunus serotina*), frêne noir (*Fraxinus nigra*), tilleul d'Amérique, aulne crispé (*Alnus crispa*), chèvrefeuille (*Lonicera sp.*), houx verticillé, sureau pubescent (*Sambucus pubens*), symphorine (*Symphoric albus*), lédon du Groënland et viorne comestible (Guay 1994; Carraker 1985 in Ferron *et al.* 1996).

En hiver, son régime alimentaire change complètement. Il broute alors les bourgeons, les ramilles et l'écorce de plusieurs essences d'arbres et d'arbustes : peuplier, bouleau, saule, thuya, amélanchier (*Amelanchier sp.*), érable à épis (*Acer spicatum*), viorne cassinoïde (*Viburnum cassinoides*), cornouiller stolonifère, aulne rugueux, tremble et framboisier. Il

préfère les essences feuillues aux essences conifériennes lorsqu'il a le choix entre les deux (Guay 1994; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996). Par exemple, à l'île du Havre-Aubert aux Îles-de-la-Madeleine, le bouleau à papier représenterait 95 % des ramilles broutées par le lièvre, bien que la population de cette espèce végétale soit presque décimée (Bigué 2000).

Durant la saison hivernale, lorsque la quantité de nourriture disponible est faible, le lièvre évite la nourriture de pauvre qualité, pour lui permettre d'avoir assez de temps disponible pour trouver de la nourriture de qualité supérieure. Pour survivre, il doit alors consommer environ 300 g de ramilles de moins de 3 mm de diamètre par jour (Keith 1990 *in* Guay 1994; Rodgers et Sinclair 1997).

Le lièvre d'Amérique pratique la cæcotrophie durant toute l'année. Les lièvres produisent deux sortes de fèces, des fèces molles nommées cæcotrophes et des fèces dures. Les premières sont produites par le cæcum et l'animal les absorbe en position assise en les prenant directement à la sortie de son anus. Les cæcotrophes ressemblent à des pelotes molles, humides, d'aspect brillant, plus ou moins rondes, enveloppées de mucus souvent visqueux et de la grosseur d'un pois. Elles renferment deux fois plus de protéines que les fèces dures. Ces dernières dures sont produites par l'ingestion des cæcotrophes et ne sont pas ingurgitées par la suite (Pépin 1981; Ferron *et al.* 1996).

La cæcotrophie permet au lièvre de récupérer les vitamines produites par les bactéries de son système digestif en ingurgitant ses propres fèces ou excréments. Des animaux privés d'accès à leurs fèces molles ont montré une réduction du niveau de vitamine K et de la biotine (vitamine B8), une diminution de la digestion de leur nourriture et un taux de croissance réduit (Schmidt-Neilsen 1979 *in* Ferron *et al.* 1996).

7.5 Reproduction

Au Québec, avec de légères variations entre les régions, la saison de reproduction du lièvre d'Amérique débute vers la fin de mars ou le début d'avril et se termine vers le mois

d'août ou de septembre (Ferron et Ouellet 1989; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996). Dès la fin de février, on observe une période de rut qui précède les premières copulations. Certains affrontements ont lieu durant cette période, notamment entre les mâles. On observe alors des traces désordonnées dans la neige (pistes et indices urinaires nombreux) qui témoignent d'une activité nouvelle. Les lièvres circulent alors beaucoup plus durant le jour et sont moins portés à se cacher. Ces ébats prennent place ordinairement dans les sections plus ouvertes (plus grande visibilité) des domaines vitaux (Alain 1986; Prescott et Richard 1996).

La femelle ne construit pas de véritable nid, se contentant de cacher sa progéniture sous un couvert de broussailles, d'herbes ou de branches. Le lièvre est une espèce prolifique. Entre mai et septembre, trois ou quatre portées (polygynie en série) de un à neuf petits (moyenne deux à quatre) naissent après une gestation de 36 ou 37 jours. Dans une année, la femelle donne naissance à environ sept à huit levrauts au total (Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996).

Les levrauts ont les yeux ouverts et un pelage bien fourni à la naissance. Ils sont capables de marcher dès les premiers jours de leur vie et ils commencent à brouter après une semaine. Ils ne sont sevrés que deux ou trois semaines plus tard. Pendant l'élevage, les levrauts sont généralement laissés seuls par la mère, qui ne les retrouve qu'une fois par jour pour les allaiter pendant cinq à dix minutes (Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996). Plus du trois quarts des jeunes n'atteindront pas l'âge d'un an, principalement victimes de la prédation (Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996). Des femelles nées en mai pourraient avoir des petits dès la fin de l'été, mais la plupart des levrauts ne se reproduisent que le printemps suivant.

La saison d'inactivité sexuelle s'étend des mois de septembre ou octobre à mars (Ferron 1993). Les mâles dominent les femelles durant cette période, tandis que la hiérarchie est inversée durant la saison de reproduction estivale. Les mâles demeurent sexuellement actifs d'avril à septembre, mais les femelles ne semblent réceptives qu'une seule fois à chaque œstrus à raison d'un maximum de quatre jours par saison de reproduction. En

dehors de ces jours, elles résistent aux avances des mâles en se montrant agressives à leur égard. Il s'ensuit que le taux de manifestation des comportements agonistiques des femelles envers les mâles est particulièrement élevé durant la saison de reproduction, d'où leur dominance sur ceux-ci (Ferron et Ouellet 1989).

La stratégie de reproduction du lièvre d'Amérique est également caractérisée par la superfœtation, qui lui permet le déclenchement d'une seconde gestation avant même la naissance de la portée précédente. Deux générations différentes d'œufs se développent donc de concert. L'accouplement par un mâle induit l'ovulation, mais la fécondation est accomplie par le sperme du mâle ayant fécondé la portée précédente. Les spermatozoïdes provenant de l'accouplement antérieur sont donc conservés dans les voies génitales (Pépin 1981; Ferron et Ouellet 1989).

7.6 Facteurs limitatifs

Différents facteurs limitatifs susceptibles d'affecter les populations de lièvres ont été identifiés soit : la disponibilité de l'habitat, la nourriture, la prédation, les conditions climatiques, le parasitisme, les maladies, la chasse et le piégeage.

7.6.1 Habitat

Le couvert arbustif dense est l'élément essentiel de l'habitat du lièvre (Ferron et *al.* 1996). Il lui procure des abris contre les prédateurs et les intempéries, de la nourriture et facilite les déplacements entre les zones de repos et d'alimentation. La qualité de l'habitat d'abri pour le lièvre se mesure par le degré d'obstruction visuelle du couvert latéral qui doit être supérieur à 85 % (Ferron et Ouellet 1992). Par conséquent, les jeunes boisés mixtes à tendance résineuse, rencontrés de la sapinière à bouleau jaune à la pessière à mousses, constituent l'habitat type du lièvre. Toutefois, le lièvre s'accommode également assez bien des habitats offerts par la forêt feuillue au sud du Québec et la forêt résineuse au nord du Québec.

7.6.1.1 Domaine de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer cordiforme

En milieu agricole, l'intensification des pratiques culturales amène la perte pure et simple d'habitat. Les boisés sont rasés pour faire place à des champs utilisés pour l'épandage des fumiers de porcs ou la culture intensive du maïs. De plus, la production de méthanol comme additif ou substitut à l'essence à partir de maïs risque d'amplifier le phénomène, particulièrement en Montérégie (Martin Léveillé, comm. pers.¹²). Ces modifications de l'habitat réduiront ou limiteront possiblement la densité des populations de petits gibiers, du moins localement, si elles ne sont pas réalisées selon des plans d'aménagement propres à maintenir des niveaux de population capables de répondre à la demande des chasseurs de petit gibier (Alain 1986).

Le lièvre est également très affecté par la disparition des haies et des bordures de champ qui lui permettent de se déplacer d'un boisé à l'autre à l'abri des prédateurs. Le développement industriel et domiciliaire est aussi responsable de la perte d'habitat en milieu périurbain. Par ailleurs, laissant peu de place au développement et à la présence d'attributs d'une forêt naturelle, la ligniculture participe à la réduction d'habitat de plusieurs espèces fauniques, dont celui du lièvre.

La présence de densité élevée de cerf de Virginie est un autre élément pouvant limiter la disponibilité de l'habitat pour le lièvre. Dans ces secteurs, le broutage est intense et la strate arbustive devient clairsemée. L'habitat devient moins propice pour le lièvre et rend ce dernier plus vulnérable à la prédation.

7.6.1.2 Domaine de la sapinière à bouleau jaune

Le lièvre d'Amérique est une des espèces les plus abondantes dans la sapinière à bouleau jaune. L'habitat est généralement optimal, toutefois l'intensité des interventions (p. ex. : éclaircie précommerciale) peut amener une perte de qualité. Bien que l'impact d'une

¹² Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Montérégie, 2001.

éclaircie précommerciale soit aussi négatif dans la sapinière à bouleau jaune que dans la pessière à mousses et dans la sapinière à bouleau blanc, l'impact y dure probablement moins longtemps compte tenu que la régénération est plus rapide dans la sapinière à bouleau jaune.

7.6.1.3 Domaine de la sapinière à bouleau blanc

Le lièvre fait partie des espèces les plus abondantes dans la sapinière à bouleau blanc. Cette espèce préfère les habitats hétérogènes et par conséquent, elle est présente dans l'ensemble des domaines de la sapinière à bouleau blanc.

Tout comme la gélinotte, l'habitat du lièvre est très étendu au Québec. Les interventions forestières peuvent toutefois limiter la disponibilité de l'habitat pour le lièvre de façon locale ou régionale. Les interventions forestières peuvent pousser les lièvres à éviter certaines zones en raison de la modification de la structure de la forêt. Leurs impacts varient selon le type d'interventions, la superficie des traitements et de la régénération de la forêt. Leurs effets peuvent se faire sentir à court, moyen ou long terme. Certaines études évaluant les impacts des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) sur les populations de petits gibiers ont été effectuées en terres publiques. Elles ont démontré que l'ouverture du couvert latéral dans les peuplements d'épinette noire n'est pas favorable pour le lièvre d'Amérique (Ferron *et al.* 1998; Potvin *et al.* 1999, 2004). La réaction des lièvres à l'exploitation forestière a été immédiate et s'est traduite par des déplacements quotidiens de plus grandes amplitudes et des domaines vitaux plus vastes, impliquant une relocalisation partielle ou totale (Ferron *et al.* 1998). Les parterres de coupe se sont avérés être des habitats inadéquats pour le lièvre malgré la protection de la régénération préétablie (De Bellefeuille *et al.* 2001). Toutefois, les lièvres utilisent les îlots d'arbres résiduels possédant un bon couvert de protection, avec un couvert latéral entre 125 et 250 cm supérieur à 40 % et un taux d'obstruction visuelle de plus de 85 % (de Bellefeuille 2000). Le maintien du lièvre dans un territoire exploité dépend essentiellement de la présence de refuges. Potvin *et al.* (2004) ont réalisé une étude 10 ans après des CPRS en Abitibi. Les résultats montrent que 10 ans après une coupe, l'espèce est de retour, mais sa densité n'atteint pas la moitié de celle des peuplements

témoins non coupés. À l'inverse, l'habitat demeure marginal dans les pressières. Dans ces peuplements, la récupération de la forêt résiduelle pourrait attendre encore une décennie. Les travaux de Cusson *et al.* (2000) laissent croire que le lièvre trouve de meilleures conditions de survie, du moins à court terme, dans une mosaïque composée de forêts résiduelles de 19 à 50 ha adjacentes à des aires de coupe de 60 à 80 ha que dans une forêt composée de coupes et de séparateurs de coupe de 60 m de largeur abritant ou non un cours d'eau permanent.

Les éclaircies précommerciales affectent également les populations de lièvres d'Amérique, en modifiant les étages supérieurs et inférieurs de la strate arbustive des peuplements résiduels et en diminuant l'obstruction visuelle latérale et provoquant une diminution de la disponibilité de brout. La fréquentation hivernale des éclaircies précommerciales par le lièvre d'Amérique est presque nulle (Blanchette *et al.* 2003). Le manque de nourriture ainsi qu'un manque de couvert de protection pourraient être responsables de cette faible fréquentation (Sansregret *et al.* 2000). La durée de l'impact d'une éclaircie précommerciale est variable selon la reprise de la forêt à moyen terme.

7.6.1.4 Domaine de la pessière à mousses

Le lièvre est une espèce présente localement dans la pessière noire à mousses selon le type de couvert (présence de feuillus). On note un impact local négatif de l'exploitation forestière, mais positif à long terme. L'impact dépend en fait de la succession végétale. En absence de feux, les pessières pures évoluent en pessières à sapin ou en sapinières. En présence de feux, une partie des pessières peuvent se régénérer en bétulaies ou en peupleraies. Ces milieux sont nettement plus favorables au lièvre. Les jeunes forêts issues de coupes où il y a succession végétale, par exemple au nord de Sept-Îles, permettent d'améliorer l'habitat du lièvre (zecs et réserves). Les réactions de la faune aux changements induits par la coupe forestière varient selon les espèces. Le lièvre pourrait être favorisé par la modification des forêts en faveur des forêts mixtes (enfeuillage).

L'impact de la coupe forestière sur la faune vivant en pessière a été peu étudié. Les lièvres utilisent les séparateurs de coupe (Bertrand et Potvin 2002), mais sont absents des parterres de coupe proprement dits (Potvin et Courtois 1998).

7.6.2 Nourriture et conditions climatiques

L'alimentation hivernale est un facteur limitant pour le lièvre. Plusieurs auteurs suggèrent que l'insuffisance de nourriture, résultant d'une surutilisation du milieu, serait même un facteur de déclin des populations (Guay 1994). La sous-alimentation causerait la réduction du poids des lièvres puis la diminution du taux de survie. Peu d'individus meurent, proprement dit, de faim. Ils deviennent cependant plus susceptibles à la prédation.

Une série d'expériences où la quantité de nourriture disponible a été contrôlée, a démontré que les lièvres étaient significativement plus agressifs lorsque l'accès à la nourriture était restreint, que lorsque la nourriture était disponible à volonté. Il semble donc que la disponibilité de nourriture ait une plus grande influence sur le comportement social et la reproduction, que la densité de population ou les taux de survie des adultes (Anonyme 1984; Ferron 1993).

Plusieurs études tendent à démontrer que le taux de mortalité des lièvres est directement relié au niveau de la population dans le cycle d'abondance. En effet, des mortalités massives de lièvres dues à la surpopulation peuvent être observées lors des pics de populations (Anonyme 1984). La présence d'un trop grand nombre d'individus produirait un état de stress et de carence alimentaire qui entraînerait alors la mort de nombreux lièvres (Keith *et al.* 1977 et Sinclair *et al.* 1981 in Alain 1986). La carence alimentaire agirait directement sur les différentes composantes de la reproduction du lièvre : longueur de la période de reproduction, taux d'ovulation, nombre de gestations, etc. (Vaughan et Keith 1979 in Alain 1986, Anonyme 1984).

Il semble que les jeunes soient plus sensibles que les adultes au manque de nourriture en hiver et au stress induit par l'atteinte de fortes densités en période de pic des populations (Anonyme 1984). La carence alimentaire réduirait donc la survie des jeunes au cours de l'hiver.

Les lièvres sont également affectés lorsque des hivers neigeux (hauteur de neige) rendent inaccessibles certaines essences végétales riches en protéines (Keith 1979 et Meslow et Keith 1971 *in* Alain 1986, Huot 1976, Anonyme 1984). Durant l'hiver, le lièvre peut atteindre sa nourriture jusqu'à une hauteur de 60 cm au-dessus du niveau de la neige. Comme la hauteur de la neige accumulée au sol varie d'une région à l'autre et d'une année à l'autre, il en va autant de la disponibilité de la nourriture durant cette saison qui s'établit dans une zone variant entre deux à trois mètres de hauteur (Guay 1994; Collin 1996c).

7.6.3 Prédation

Considérant sa taille et le fait qu'il soit facile à capturer lorsqu'il est abondant, le lièvre d'Amérique constitue une proie de premier choix pour plusieurs prédateurs et donc un maillon important de la chaîne alimentaire. Le lièvre d'Amérique est la nourriture principale du lynx du Canada. Le lièvre a déjà été observé dans 79 % des fèces de lynx examinés (Koehler 1990; Litvaitis *et al.* 1982; Ferron *et al.* 1994a). Il est aussi la proie du renard roux, du coyote, de la martre d'Amérique, du Pékan (*Martes pennanti*), du vison d'Amérique (*Mustela vison*), de l'hermine (*Mustela erminea*), de la belette à longue queue, de la loutre de rivière (*Lutra canadensis*), du lynx roux (*Felis rufus*), du grand-duc d'Amérique, du harfang des neiges, du faucon gerfaut (*Falco rusticolus*), de l'autour des palombes, de la buse pattue (*Buteo lagopus*) et de la buse à queue rousse (Alain 1986; Guay 1994; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996; Rohner et Krebs 1996; Otto 1998; Watson *et al.* 1998).

Certains de ces prédateurs visent une classe particulière de la population (ex. jeunes ou adultes) alors que d'autres sont particulièrement actifs au cours d'une saison donnée. Par exemple, la martre d'Amérique capture plus de lièvres durant l'hiver qu'au cours de l'été (Thompson et Colgan 1990). Le grand-duc quant à lui préfère les jeunes plutôt que les adultes et il est particulièrement efficace dans les milieux plus ouverts (Rohner et Krebs 1996).

Les densités élevées de lièvres peuvent influencer le choix de l'habitat sélectionné par les prédateurs comme le lynx et le coyote. Les prédateurs augmentent alors les chances de succès de leurs chasses (Murray et Boutin 1994). Au Wisconsin, la prédation effectuée par le coyote constitue d'ailleurs la cause immédiate de mortalité du lièvre dans 96 % des cas et constituait le principal facteur limitatif de la survie des lièvres (Keith *et al.* 1993; Bloomer *et al.* 1995).

7.6.4 Parasitisme et maladies

La cæcotrophie pratiquée par les lièvres permet la réabsorption de parasites et d'œufs de parasites libérés dans les fèces. Ils peuvent devenir nombreux et produire des toxines (Chapman et Feldhamer 1982 *in* Alain 1986). D'après Fréchette (1986), on distingue plusieurs espèces d'endoparasites au Québec comme les vers ronds, *Dirofilaria scapiceps*, *Passalurus ambiguus*, *Obeliscoides cuniculi* et les vers plats *Taenia pisiformis* et *Taenia multiceps*.

Dirofilaria scapiceps mesure de 20 à 30 mm de longueur et se rencontre dans les tissus conjonctifs ou sous-cutanés des pattes du lièvre. Le parasite est fréquent au Québec. Parfois, il est difficile à voir lors de l'écorchage du lièvre. *Passalurus ambiguus* mesure de 15 à 20 mm de longueur et est observé dans le cæcum des lièvres et des lapins. Ce parasite est rencontré occasionnellement au Québec. *Obeliscoides cuniculi* est un vers de la muqueuse de l'estomac des lièvres qui mesure environ 30 mm de longueur. Il est occasionnel au Québec et n'est pas visible lors de l'éviscération si l'estomac n'est pas déchiré (Fréchette 1986).

Taenia pisiformis est rencontré dans l'intestin du lièvre d'Amérique, du renard, du coyote, du chien et d'autres carnivores. La forme immature du parasite (*Cyrtocercus pisiformis*) est très fréquente au Québec. Elle est facile à reconnaître lorsque le chasseur fait l'éviscération de son lièvre. *Taenia multiceps* se rencontre à l'intérieur d'une très grosse vésicule de 40 mm et peut mesurer jusqu'à 1 m de longueur. Il est rencontré sur les grosses masses musculaires. Vu la grosseur et la localisation du parasite, il est certain

que le lièvre est handicapé et peut devenir une proie facile pour le prédateur. Ce parasite semble assez fréquent au Québec (Fréchette 1986).

Lors de l'examen de 73 lièvres d'Amérique capturés dans la région de Moncton au Nouveau-Brunswick, 47 d'entre eux (64 %) étaient porteurs d'endoparasites helminthes provenant de six espèces différentes dont cinq nématodes et un cestode (*Obeliscoides cuniculi*). Soixante et onze pour cent des lièvres étaient parasités et plus du tiers des lièvres (36,6 %) abritaient deux espèces de parasites ou plus. Les levrauts mâles et les femelles adultes étaient plus parasités que les mâles adultes (Maltais et Ouellet 1983). Au Wisconsin, les principaux endoparasites helminthes retrouvés étaient le vers du poumon (*Protostrongylus boughtoni*), le vers intestinal (*Nematodirus triangularis*) et le vers de l'estomac (*Obeliscoides cuniculi*) (Bloomer *et al.* 1995).

Entre 1996 et 2000, 41 lièvres d'Amérique ont été rapportés au Centre québécois sur la santé des animaux sauvages. Les maladies les plus fréquemment rencontrées étaient : la tularémie (5 cas), la cysticercose (5 cas), la yersiniose (2 cas), le syndrome de Shope (2 cas) et finalement la pseudotuberculose (2 cas) (Véronique Sareault, comm. pers.).

Les effets pathogènes directs des endoparasites sur le lièvre seraient en général faibles, sauf en cas d'infestation massive. Une étude effectuée sur les populations de lièvres en Alberta a démontré que le taux de mortalité n'augmentait pas en fonction du parasitisme et qu'il ne constituait donc pas un facteur important pour les variations des populations de lièvres (Keith *et al.* 1986). Cependant, une autre étude effectuée au Wisconsin, a démontré que le parasitisme augmente les risques de mort par prédation, cause immédiate de 96 % de la mortalité naturelle (Bloomer *et al.* 1995). Une dernière étude effectuée au Manitoba entre avril 1991 et juin 1993 a démontré que le parasitisme des lièvres pouvait être létal en synergie avec la prédation et une limitation de la nourriture (Murray *et al.* 1997). Le statut nutritionnel peut affecter l'immunité du lièvre d'Amérique et le rendre ainsi plus sujet à une infestation par certaines espèces de parasites. Lorsque les populations de lièvres sont élevées, elles sont plus sujettes à des limitations de nourriture à cause de la compétition intraspécifique (Murray *et al.* 1998).

En général, les parasites du lièvre ne sont pas dangereux pour l'homme. Cependant, le chien est un hôte intermédiaire de quelques espèces de parasites. Il ne faut donc pas donner un lièvre porteur d'un parasite à un chien, car il pourrait devenir porteur du parasite adulte et ainsi contaminer l'Homme (Fréchette 1986).

Au Québec, les ectoparasites comme la tique du lièvre *Haemaphysalis leporispalustris* sont parfois très nombreux en été, dans les oreilles, autour des yeux et dans la région cervicale. Les tiques, comme d'autres insectes piqueurs, peuvent transmettre, du lièvre à l'homme, la tularémie (*Francisella tularensis*) et d'autres infections (Fréchette 1986; Keith *et al.* 1986; Société de la faune et des parcs du Québec 2000b). Cependant, l'humain est principalement susceptible de contracter la tularémie suite à un contact direct avec un animal infecté, la plupart du temps, un lièvre d'Amérique. La contamination est également possible lorsqu'une personne inhale, ingère ou reçoit dans les yeux des poussières ou des gouttelettes contaminées provenant d'un lièvre infecté. La tularémie a également été rapportée chez le castor et le rat musqué (Fréchette 1986; Société de la faune et des parcs du Québec 2000b).

En 1981, il y a eu 48 cas déclarés de la tularémie chez les humains au Québec. Il s'agissait du plus grand nombre de cas rapportés en une année. Depuis, il y a encore quelques cas rapportés annuellement. Dans un à deux pour cent des cas, la maladie peut conduire au décès. Des précautions comme le port de gants, d'un tablier et de lunettes de protection doivent être prises lors de l'éviscération des espèces mentionnées précédemment. De plus, il est recommandé d'humecter la fourrure du lièvre avant l'éviscération afin de limiter la mise en suspension dans l'air de poussière ou de poils fins porteur de la maladie (Fréchette 1986; Société de la faune et des parcs du Québec 2000b).

7.6.5 Chasse

Selon certains auteurs, la chasse n'a que peu d'effets sur les populations de lièvres en raison des nombreux facteurs de mortalité naturelle mentionnés précédemment. Les variations annuelles que l'on observe sont habituellement identiques en présence ou en

absence de chasse (Huot 1976). Cependant, d'autres auteurs estiment que la chasse sportive peut être un facteur important de mortalité chez le lièvre (Keith 1979 *in* Alain 1986). En Nouvelle-Écosse, les niveaux des populations seraient directement reliés à la chasse. Les prélèvements ne seraient pas exagérés dans la mesure où près de 16 % des jeunes nés chaque été survivent jusqu'à la saison de reproduction suivante et que les prélèvements ne dépassent pas 30 à 40 % de la population (Keith 1979, Dodds et Thurber 1965 et Dolbeer et Clark 1975 *in* Alain 1986; Bigué 2000). En Europe, l'analyse des tableaux de chasse du lièvre d'Europe (*Lepus europæus*) a montré que des prélèvements par la chasse variant entre 30 et 40 % du cheptel n'affectaient pas la densité des populations (Pépin 1981 *in* Alain 1986). Le prélèvement ne devrait en aucun temps dépasser 40 % de la population estimée (Bigué 2000).

7.7 Dynamique des populations

7.7.1 Succès de reproduction

La malnutrition et la prédation sont les principaux facteurs agissant sur la dynamique des populations. La malnutrition affecte principalement la reproduction et donc le recrutement de la population (Alain 1986; Guay 1994; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996; Rohner et Krebs 1996; Otto 1998; Watson *et al.* 1998).

D'après les résultats obtenus par différents auteurs, le nombre moyen de levrauts par portée varie entre 2,6 et 4,0 jeunes avec un total de trois ou quatre portées par année (Alain 1986; Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996). Dans la région de Québec, Alain (1967 *in* Alain 1986) a trouvé un nombre moyen de 3,0 portées par femelle par saison de reproduction. Le calcul du taux de natalité (fécondité), c'est-à-dire le produit du nombre moyen de portées par année (2,95) et du nombre moyen de petits par portée (2,59), donne 7,6 levrauts par saison par femelle adulte (Alain 1986). Cette valeur est proche de la première valeur obtenue par Keith *et al.* (1993) qui était de 7,9 jeunes par femelle (moyenne de 3,5 portées/année x 2,26 jeunes/portée), mais supérieure à la seconde qui était de 6,1 jeunes par femelle (moyenne de 3,0 portées/année x 2,04 jeunes/portée).

7.7.2 Mortalité et longévité

Les adultes, comme les juvéniles, sont sujets à une forte pression de prédation. Le taux annuel de mortalité chez les adultes varierait de 66 % à 81 %, selon l'abondance relative du lièvre et de ses prédateurs et selon les régions (Keith 1990). Des données en provenance du Nouveau-Brunswick indiquent une mortalité de 73 % chez les adultes (Wood et Munroe 1977 *in* Ferron *et al.* 1996). Au Wisconsin, on a mesuré un taux de mortalité pour les adultes de 29 % à l'automne (septembre à novembre) comparativement à 43 % pour les mois d'hiver (décembre à février) (Keith *et al.* 1993).

En Abitibi, le taux de mortalité était de 50 % durant l'été et de 57 % durant l'hiver, pour une valeur de 79 % sur une base annuelle (Ferron *et al.* 1994a; Ferron *et al.* 1998). Ferron *et al.* (1994a) indiquent que ce taux de mortalité annuel (79 %) est supérieur à celui mesuré par Dolbeer et Clark (1975 *in* Alain 1986) au Colorado et en Utah (55 %), mais se rapproche de ceux rapportés par Meslow et Keith (1968 *in* Alain 1986) au Maine (59 à 87 %) et par Boutin *et al.* (1985 *in* Alain 1986) au Yukon (60 à 90 %). Keith *et al.* (1993) ont, quant à eux, évalué un taux de mortalité annuel de 75 à 80 % chez une population stable. Cependant, pour des populations très faibles ou en bas de cycle, des taux de mortalité annuels aussi élevés que 93 à 99 % ont été mesurés.

Le taux de mortalité des jeunes jusqu'à l'âge d'un an serait de 89 % (Keith 1990). Une étude effectuée en Alaska a, quant à elle, démontré des taux de mortalité chez les juvéniles jusqu'à l'âge adulte de 93, 90 et 85 %. Au Wisconsin, on a mesuré un taux de mortalité des juvéniles de 26 % en automne (septembre à novembre) comparativement à 23 % pour les mois d'hiver (décembre à février) (Krebs *et al.* 1986; Keith *et al.* 1993).

Considérant les cycles de population chez le lièvre d'Amérique, l'incorporation d'une valeur unique pour les taux de survie dans les modèles démographiques résulte en de fréquentes sous-estimations des taux de croissance des populations de lièvre (Haydon *et al.* 1999).

Le lièvre d'Amérique vit rarement plus de 4 ou 5 ans en milieu naturel, bien que certains aient vécu plus de 8 ans. Seulement deux pour cent des lièvres atteignent l'âge de 5 ans (Huot 1976; Banfield 1977; Prescott et Richard 1996).

7.7.3 Indicateurs de populations

Dans l'ensemble, le rapport des sexes dans les populations de lièvres d'Amérique s'établit à 1 : 1 (Dolbeer et Clark 1975 *in* Alain 1986; Le Blanc 1973 *in* Anonyme 1984). Sullivan et Moses (1986) mentionnent la présence de 40 % de mâles dans une population de la Colombie-Britannique.

Chez le lièvre, comme chez d'autres espèces de mammifères, le rapport entre le nombre de jeunes et le nombre d'adultes à l'automne renseigne sur la capacité de renouvellement des populations concernées, sur les tendances démographiques et peut permettre de prévoir, sous certaines conditions, ce que sera le cheptel à l'automne suivant. Chez le lièvre d'Europe (*Lepus europæus*), on considère en général qu'une population est en expansion dès que le rapport jeunes/adultes atteint environ 1,5, c'est-à-dire lorsque les jeunes composent plus de 60 % du tableau de chasse (Pépin 1981 *in* Alain 1986). Le rapport des âges à l'automne serait un excellent indicateur pour évaluer les tendances de la population (Alain 1986).

Des travaux effectués au Québec entre 1966 et 1972 ont démontré un rapport des âges (juvénile : adulte) de 1,3 : 1 dans un contexte où la densité de la population ne changeait guère (Alain 1967 et Leblanc 1977 *in* Alain 1986). Banfield (1977), rapporte quant à lui un rapport jeune : femelle adulte de 10,3 : 1. Le rapport des sexes étant de 1 : 1, il rapporte un rapport juvénile : adulte de 5,15 : 1.

Dans une population cyclique, les portées sont de 4,1 levrauts pendant la phase d'accroissement, mais de seulement 2,2 dans le creux de la courbe. En outre, il y aurait un excédent de femelles pendant la première phase et un rapport normal de 1 : 1 au cours de la seconde (Banfield 1977).

7.7.4 Présence de cycles dans les populations du Québec

La dynamique des populations de lièvres d'Amérique est caractérisée par des variations annuelles importantes, parfois cycliques, selon une durée approximative de 8 à 10 ans (Guay 1994; Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996; Godbout 1999). Ces cycles ont été décrits par un nombre très important d'auteurs. Les causes et les caractéristiques des cycles seront ici passées rapidement en revue. Pour obtenir des informations plus détaillées, le lecteur pourra se référer aux auteurs mentionnés dans la bibliographie (O'Donoghue et Krebs 1992; Breitenmoser *et al.* 1993; Ferron *et al.* 1994b; Vézina 1994; Hik 1995; Rohner 1995; Bascompte *et al.* 1997; Ives et Murray 1997; Dambacher *et al.* 1999; Sinclair *et al.* 1993; Small et Lloyd 1992; Krebs *et al.* 2001).

Bien que les causes de ces cycles fassent encore l'objet de nombreuses interrogations, deux hypothèses majeures ont été avancées. La première est basée sur la relation végétation-lièvre et suppose qu'en présence de nourriture abondante et de qualité, les densités de lièvres augmenteraient jusqu'à ce que l'intensité du broutement affecte la quantité et la qualité de la nourriture disponible. La sous-alimentation causerait des diminutions du poids corporel, du taux de survie et du taux de reproduction. Plus spécifiquement, le taux de reproduction diminue car le nombre et la grosseur des portées diminuent. Enfin, le manque de nourriture prédispose le lièvre à la prédation, car il doit s'aventurer dans des lieux moins protégés pour se nourrir (Guay 1994; Godbout 1999; Lafond 1999).

La seconde hypothèse suggère par contre que les prédateurs (ex. lynx du Canada), en réaction à l'accroissement des populations de lièvres, atteindraient un niveau tel qu'ils déclencheraient le déclin des populations de lièvres. Une fois l'équilibre rétabli, le cycle recommencerait (Lafond 1999). Notons que le lynx du Canada dépend énormément du lièvre comme source alimentaire. Sa démographie suit généralement le cycle du lièvre avec un décalage d'un ou deux ans. En connaissant le cycle de l'un, il est donc possible de connaître les tendances de l'autre (Godbout 1999). La gestion des populations de lynx au Québec est déterminée par l'abondance du lièvre.

Si on ajoute de la nourriture dans un milieu où la population de lièvres a atteint son pic, la mortalité par famine est presque nulle, mais on y constate tout de même la persistance du cycle, c'est-à-dire que la population diminue en nombre (Krebs *et al.* 1986). Le cycle du lièvre serait donc produit par une interaction entre la prédation et la nourriture disponible, et ses impacts biologiques se refléteraient sur plusieurs espèces de proies et de prédateurs dans la forêt boréale (Guay 1994; Keith 1990; Stenseth *et al.* 1997; Godbout 1999; Krebs *et al.* 2001).

L'ampleur des cycles est variable selon les régions. Ainsi, les fluctuations sont très marquées au Yukon et en Alaska et deviennent de plus en plus faibles à mesure qu'on descend vers le sud. Au sud de la Colombie-Britannique et de l'Ontario, ainsi que dans les provinces maritimes et le Maine, les populations seraient stables (Keith 1990; Ferron *et al.* 1996).

Une étude a été réalisée à partir des rapports des chasseurs et des caractéristiques démographiques de base des populations de lièvres dans toute l'Amérique du Nord, afin d'évaluer l'effet de la latitude et de la longitude sur l'amplitude et la variation des caractéristiques démographiques. Cette étude a confirmé ce qui a été mentionné précédemment, c'est-à-dire que les captures de chasse avaient tendance à être synchrones dans toute la région des Grands-Lacs et le long du Saint-Laurent, alors qu'elles étaient très variables plus au nord le long d'un gradient est-ouest et chez les populations qui sont considérées comme cycliques (Murray 2000).

Au Québec, les populations seraient peu ou pas cycliques dans le sud de la province alors qu'elles le seraient plus au nord (Ferron *et al.* 1996). Une analyse des données de récolte, de succès et de rendement de chasse au lièvre a été effectuée. Les données provenaient de 13 réserves fauniques, de plus de 49 zones d'exploitation contrôlée (zec) et de quelques pourvoiries à droits exclusifs. Ces données tendent à démontrer l'existence d'un cycle de population dans quatre des treize régions administratives examinées soit : le Saguenay-Lac-Saint-Jean, la Mauricie-Bois-Francs, la Côte-Nord et Chaudière-Appalaches (Godbout 1999).

8. LES TECHNIQUES D'AMÉNAGEMENT DE L'HABITAT

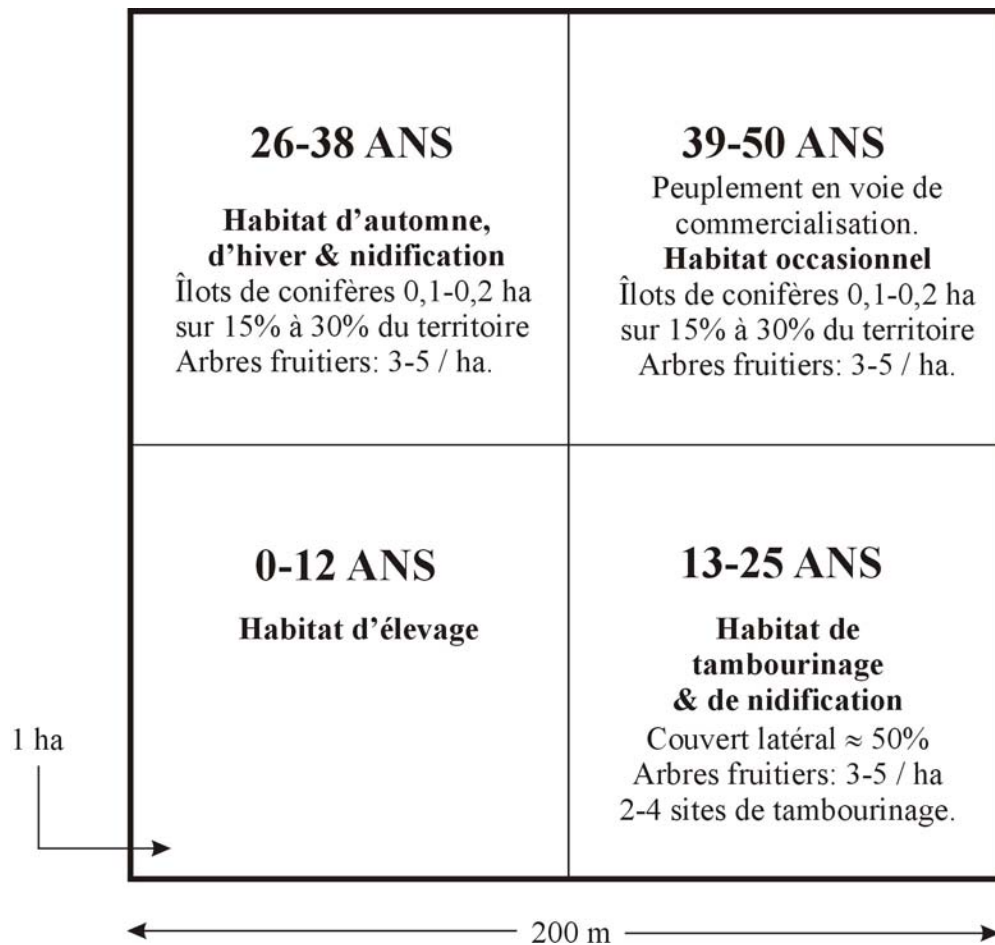
Un des éléments essentiels à de saines et abondantes populations de petits gibiers réside dans le maintien d'habitats favorables en quantité suffisante. L'aménagement d'un habitat consiste à réunir les éléments essentiels à une espèce (eau, nourriture, couvert, etc.), dans les limites de son domaine vital. Il s'agit alors de contrôler la structure d'âge des successions végétales pour assurer une diversité de peuplements forestiers à l'intérieur d'une superficie convenable. L'aménagement de l'habitat exige à la fois des actions de protection (maintien d'habitats préférentiels) et d'intervention (création de nouveaux habitats) (Collin 1996d; Ferron *et al.* 1996). L'ensemble des méthodes présentées ici ne sont réalisables que sur de petites superficies, donc plus propices à la forêt privée. Elles sont, pour la plupart, tirées du « Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune » (Ferron *et al.* 1996).

8.1 La gélinotte huppée

La gélinotte huppée fréquente plusieurs types de peuplements au cours de son cycle annuel que ce soit pour sa reproduction (tambourinage, nidification, élevage), son alimentation ou sa protection contre la prédation et les rigueurs du climat. La stratégie d'aménagement présentée ici consiste à satisfaire l'ensemble des besoins de la gélinotte à l'intérieur d'une superficie correspondant approximativement au domaine vital d'un individu, soit quatre hectares (200 m X 200 m). Cette aire sera aménagée en quatre blocs d'un hectare. Chacun de ces blocs d'aménagement porte le nom d'unité d'aménagement de l'habitat (UAH). De courtes rotations de coupes forestières sont effectuées sur ces unités de un hectare afin de créer une forêt possédant différentes classes d'âge (Gullion 1984; Ferron *et al.* 1996; Scott *et al.* 1998).

En raison des besoins de la gélinotte huppée, qui nécessitent la présence de peuplements à dominance de feuillus de diverses classes d'âge, il est recommandé de pratiquer des coupes de faible superficie (idéalement un hectare) à proximité les unes des autres, à tous les 10 à 15 ans de manière à avoir continuellement quatre classes d'âge par UAH (0 - 12

ans, 13 - 25 ans, 26 - 38 ans, 39 - 50 ans) (figure 18). Dans les peuplements de peupliers faux-tremble, la rotation sera d'environ 40 - 50 ans (selon la latitude), alors que dans les autres peuplements de feuillus, la rotation se fera sur une base de 70 - 90 ans. Dans les régions où les peuplements de faux-tremble sont vieillissants et donc moins propices à la gélinotte huppée, il est recommandé de procéder à des coupes avec protection de la régénération. (Ferron *et al.* 1996; Dessecker 1997; McDonald *et al.* 1998).



Source : Ferron *et al.* (1996).

Figure 18. Aménagement de l'habitat de la gélinotte huppée dans les forêts du domaine privé.

La présence de sites de tambourinage apparaît comme un élément clé du processus de sélection de l'habitat. On recommande d'avoir deux à quatre sites de tambourinage par hectare. Lorsque la disponibilité d'arbres morts est restreinte, ce qui peut limiter les densités de gélinotte huppée, on peut aménager facilement des sites de tambourinage (Ferron *et al.* 1996). Notons enfin qu'une UAH sera d'autant plus attrayante pour la gélinotte que cette dernière y trouvera une nourriture variée et abondante (section 4.4). Pour améliorer le potentiel alimentaire, il est recommandé de conserver quelques arbres fruitiers par hectare, éparpillés sur le territoire (Ferron *et al.* 1996).

Il est possible d'atteindre des densités de 31 à 49 oiseaux reproducteurs par 100 hectares dans les secteurs aménagés selon les recommandations précédentes (Gullion 1984; Ferron *et al.* 1996). Les pratiques d'aménagement augmentent la qualité des habitats sélectionnés par la femelle pour la nidification et l'élevage des couvées (Doan *et al.* 1997; Scott *et al.* 1998).

La Société canadienne de la gélinotte huppée a initié un projet de cohabitation forêt-faune dédié à la gélinotte huppée sur le territoire de la réserve faunique Portneuf. Ce projet expérimental a pour but d'aménager à moyen et à long terme deux ou trois blocs de 500 hectares à l'intérieur de la réserve faunique Portneuf, pour ainsi favoriser l'expansion et la croissance des populations de gélinottes huppées, tout en tenant compte des autres espèces animales et de la biodiversité du secteur (Dion 2000). Ce projet, de concert avec celui réalisé sur l'indice de la qualité de l'habitat (IQH) de la gélinotte huppée, permettra d'augmenter les connaissances sur les techniques d'aménagement de l'habitat de cette espèce (voir section 11.3.1).

8.2 Le tétras du Canada

Pour les forêts du domaine privé, la méthode d'aménagement proposé par Ferron *et al.* (1996) est identique à celle de la gélinotte huppée, soit une UAH de quatre hectares séparée en quatre parcelles de un hectare ou en huit parcelles de un demi-hectare. Cette

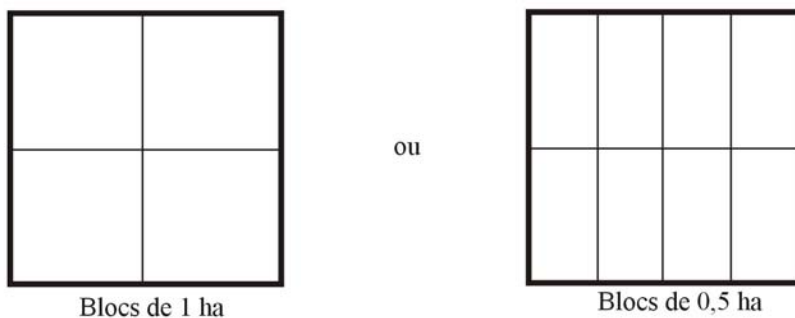
dimension est théorique pour cette espèce, car elle n'a fait l'objet d'aucune étude d'aménagement.

L'hypothèse qui soutient la méthode d'aménagement proposée, est qu'une plus grande diversité d'âge des peuplements de conifères favorisera une plus grande densité de tétras et offre la possibilité d'accroître la diversité structurale des zones de conifères. La production de la nourriture estivale pour l'élevage des jeunes sera importante dans les zones ouvertes (figure 19) (Ferron *et al.* 1996).

Il y a cependant deux modifications importantes par rapport à la procédure utilisée pour la gélinotte huppée : le cycle de rotation et le type d'intervention doivent tenir compte de la régénération résineuse. Le cycle de rotation à prévoir est généralement de 60 ans dans le cas d'une sapinière et de 80 ans dans le cas d'une pessière. Si le peuplement est composé principalement d'épinette blanche, il faut appliquer le cycle de rotation de 80 ans. Plus au sud, les rotations peuvent être plus courtes (figure 19) (Ferron *et al.* 1996).

Les aiguilles du mélèze étant importantes dans l'alimentation automnale du tétras du Canada, on doit assurer la protection de cette essence lors des coupes forestières (sections 5.4 et 5.6.3). En l'absence de mélèze, de petites plantations dans les secteurs aménagés peuvent pallier ce manque (Collin 1996b). Un autre point à considérer est la période d'exécution des coupes forestières. Une productivité élevée passe avant tout par le succès des femelles à compléter l'élevage des jeunes. Les femelles nicheuses et leurs oisillons s'avèrent très vulnérables lorsque les coupes forestières sont effectuées de la mi-mai jusqu'à la mi-juin. Celles-ci entraînent une mortalité élevée et une baisse de productivité (Turcotte *et al.* 1994; Collin 1996b; Ferron *et al.* 1996).

A. Répartition des superficies de coupe par UAH de 4 ha.



B. Rotation des coupes dans une sapinière, par UAH de 4 ha, par bloc de 1 ha, sur 60 ans.

30 ANS	45 ANS
0 AN	15 ANS

C. Rotation des coupes dans une pessière par UAH de 4 ha, par bloc de 1 ha, sur 80 ans.

40 ANS	60 ANS
0 AN	20 ANS

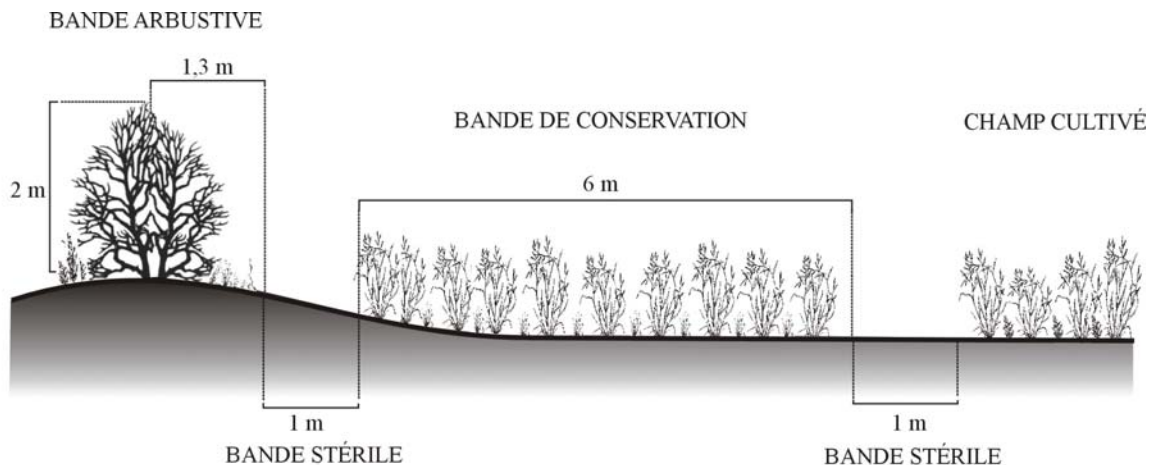
Source : Ferron *et al.* (1996).

Figure 19. Aménagement de l'habitat du tétras du Canada dans les forêts du domaine privé.

8.3 La perdrix grise

Afin d'aménager un territoire agricole pour la perdrix grise, il est préférable de laisser des bandes arbustives ayant une largeur de un à trois mètres au moins le long des fossés, canaux de drainage, clôtures, chemins de ferme et en bordure des champs cultivés. Ces lisières de végétation fournissent un bon couvert de protection des nids lors de la période de couvaison et permettent de conserver la végétation qui attire les insectes que les poussins pourront consommer au cours des premiers jours de leur vie. Ces bandes doivent être coupées aux deux à trois ans et la présence de grands arbres matures doit être limitée. Ces mesures permettent de conserver la bande arbustive sous les deux à trois mètres de hauteur, donc à un stade de succession végétal assez jeune. Le vieillissement de la bande attire les prédateurs, ce qui diminue alors la productivité de cette espèce (figure 20) (Chabot *et al.* 1979; Aebischer 1997).

Afin de créer un habitat idéal pour l'élevage des couvées, une bande de conservation d'une largeur de six mètres peut être créée. Cette bande est entourée de part et d'autre de bandes de sol laissées à nu (bandes stériles).



Source : Modifié de Aebischer (1997).

Figure 20. Aménagement de l'habitat de la perdrix grise en milieu agricole.

La bande de conservation favorise le développement des herbes sauvages au niveau du sol, dans la partie du champ fréquentée par les poussins durant la période d'élevage, et ce, en prévenant l'infestation du champ par les espèces végétales fortement nuisibles. Des herbicides non persistants dans l'environnement et spécifiques aux espèces fortement nuisibles doivent être utilisés dans cette bande, de façon à ne pas affecter les espèces végétales qui supportent les insectes consommés par les poussins durant la période estivale (Aebischer 1997).

Les deux bandes stériles agissent quant à elles comme des zones tampons prévenant l'invasion du champ par les espèces végétales croissant dans la bande arbustive ou dans la bande de conservation. Les bandes stériles sont réalisées en labourant la terre sur une largeur approximative de un mètre ou en utilisant des herbicides détruisant les mauvaises herbes sans détruire le reste de la végétation. La bande de conservation permet de diminuer les risques que la machinerie agricole ne détruise les nids ou les couvées, puisqu'elle n'est pas récoltée par l'agriculteur (Chabot *et al.* 1979; Aebischer 1997).

En milieu agricole, les mortalités d'oiseaux surviennent principalement au début de l'été, puisque la première coupe est souvent effectuée lorsque les jeunes et les adultes sont encore sur les nids. Afin de limiter ces mortalités, des « barres de levées » peuvent être utilisées. Ce dispositif permet de faire fuir les adultes avant le passage du tracteur, mais ne protège évidemment pas le nid qui est habituellement détruit (Anonyme 1996). La perdrix grise peut cependant effectuer une deuxième couvée après la perte de la première (section 6.5).

Lors d'une étude effectuée au cours du printemps et de l'été 1976 au Québec, il a été remarqué que plusieurs cultivateurs utilisaient au maximum l'espace de culture dont ils disposaient, de telle façon que, souvent, les bandes arbustives étaient absentes ou trop étroites pour qu'elles puissent fournir un couvert adéquat pour la nidification de la perdrix grise et une protection suffisante lors des déplacements des oiseaux (Chabot *et al.* 1979). En général, les limites de leurs propriétés étaient bordées d'une bande de végétation plus ou moins étroite, mais à l'intérieur de ces limites, les différentes cultures

étaient rarement délimitées par de telles bandes. À cause de l'absence de bandes de conservation, un va-et-vient continuuel était effectué auprès des nids à l'aide de la machinerie agricole. Il est évident que cette situation peut avoir un impact négatif sur la densité de la population (Chabot *et al.* 1979).

Il y aurait lieu de sensibiliser les cultivateurs quant aux mesures d'aménagement possibles et aux précautions à prendre lors des semences et des récoltes, comme laisser au sol à l'automne des épis de maïs avariés (Chabot *et al.* 1979). Cette technique d'aménagement pourrait être mal acceptée par les agriculteurs qui y verraient des lieux de survie pour les insectes, les oiseaux et les petits mammifères nuisibles. Il y a donc lieu d'améliorer et d'adapter cette technique au contexte québécois.

8.4 Le lièvre d'Amérique

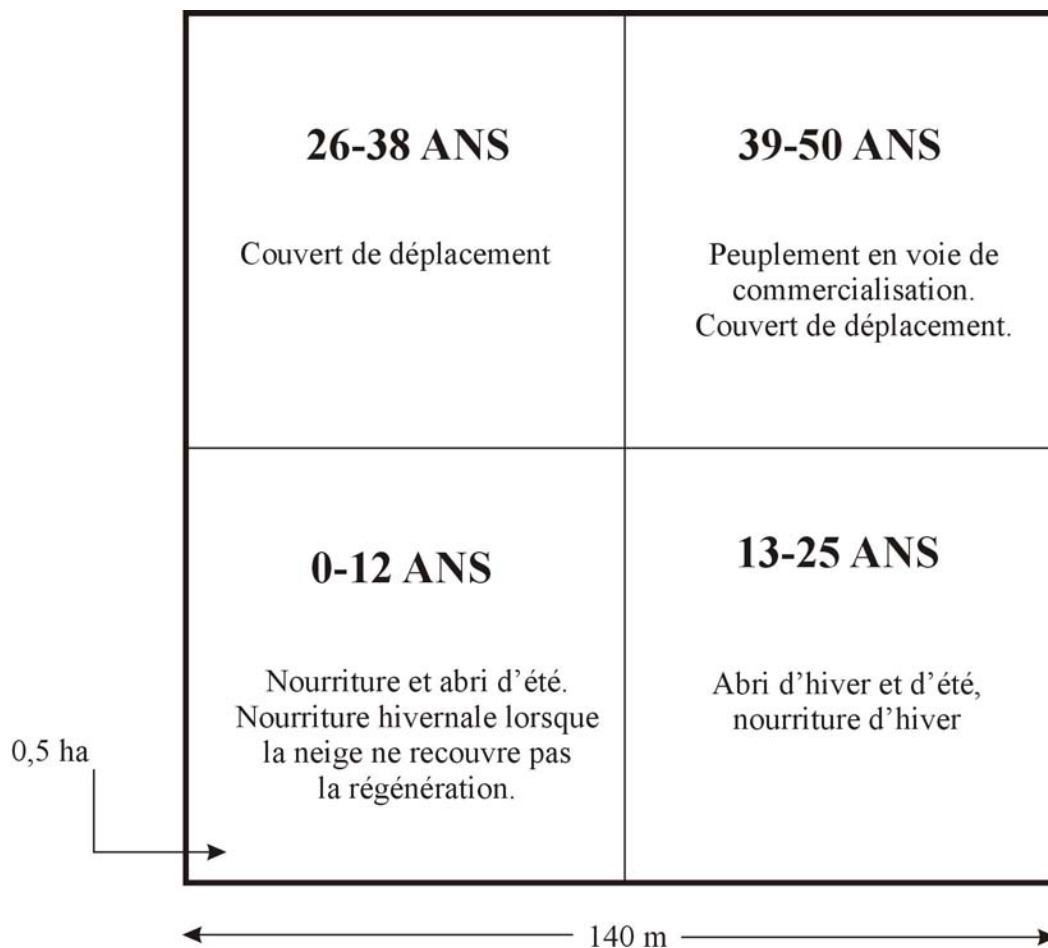
Une UAH doit répondre aux besoins du lièvre d'Amérique en matière d'abri (couvert de protection) et de nourriture. L'UAH doit aussi tenir compte des variations saisonnières de son alimentation et de l'influence de la neige sur le couvert. Afin d'obtenir des densités importantes de lièvres d'Amérique, les UAH devraient avoir une superficie de deux à trois hectares où le lièvre pourra satisfaire l'ensemble de ses besoins vitaux (Collin 1996c; Ferron *et al.* 1996).

L'habitat utilisé comme abri d'été et site d'alimentation durant l'été, et ce, jusqu'à ce que la neige recouvre la régénération, est composé de peuplements résineux denses de 0 à 2 m de hauteur, représentant de 15 % à 25 % de l'UAH. Le pourcentage d'obstruction visuelle (couvert latéral) devrait être égal ou supérieur à 85 % (figure 21) (Ferron *et al.* 1996).

L'habitat utilisé comme abri à l'année et comme site d'alimentation en hiver doit être composé de peuplements résineux denses de 2,4 à 4,8 m de hauteur, représentant au moins 25 % de la superficie de l'UAH (préférentiellement 30 % et plus). Le pourcentage d'obstruction visuelle (couvert latéral) devrait être égal ou supérieur à 85 %.

Pour les besoins alimentaires du lièvre, 10 % d'une UAH doit comprendre une zone au strate d'herbacée. Ce type de zone peut être aménagé le long des routes et sentiers de débardage ou sous forme de trouées de 0,2 ha (carré de 45 m x 45 m ou cercle de 50 m de diamètre) (Ferron *et al.* 1996; Cox *et al.* 1997).

L'habitat utilisé comme couvert de déplacement doit comporter des peuplements résineux de plus de 4,8 m (figure 21) (Ferron *et al.* 1996).



Source : Ferron *et al.* (1996).

Figure 21. Aménagement de l'habitat du lièvre d'Amérique dans les forêts du domaine privé.

Ce couvert n'est pas essentiel pour le lièvre, mais il est important pour la production d'arbres en vue de la commercialisation. En revanche, la continuité du couvert ne doit pas être négligée, car le lièvre ne s'éloignera pas à plus de 200 m d'un couvert de protection.

Les aménagements préconisés précédemment sont susceptibles de procurer des densités de lièvres/km² variant entre 50 et 152. En effet, des densités de 147 lièvres/km² ont déjà été enregistrées au Québec, ce qui signifie qu'il y avait un chevauchement des domaines vitaux de l'ordre de 67 %. Par conséquent, avec des unités d'aménagement de deux hectares, on peut prédire qu'il y aura au minimum 50 lièvres/km² s'il n'y a aucun chevauchement des domaines vitaux et au maximum 152 lièvres/km² avec un taux de chevauchement des domaines vitaux de 67 % (Ferron *et al.* 1996).

9. L'OFFRE

L'évaluation de la taille des populations de petits gibiers au Québec est difficile à effectuer. En effet, plusieurs espèces subissent des variations annuelles importantes, parfois cycliques. Les populations varient également en fonction de l'habitat, les densités étant généralement plus élevées dans les habitats préférentiels des espèces que dans les habitats sous-optimaux. Finalement, l'évaluation de la taille des populations varie selon la période du cycle vital de l'animal. L'évaluation de la population sera donc différente si les inventaires permettant d'évaluer les densités sont effectués au printemps ou en début d'automne.

Dans les années quatre-vingts, les connaissances biologiques sur le petit gibier, ainsi que les données sur les densités des populations à l'intérieur des zones de chasse où des régions administratives, étaient très limitées pour ne pas dire inexistantes (Alain 1986, 1988). Depuis ce temps, les connaissances biologiques se sont enrichies, mais l'évaluation des densités de chaque espèce de petit gibier dans les zones de chasse ou dans les territoires fait toujours défaut. Les effectifs précis ne sont toujours pas connus si bien qu'il est très difficile d'estimer l'offre, c'est-à-dire le nombre d'individus pouvant être récoltés de façon durable par les chasseurs.

On peut obtenir une évaluation approximative de la population totale et de l'offre, à partir des densités de population et des superficies des domaines bioclimatiques fréquentés par ces espèces. Cette méthode ne produit cependant qu'une estimation très grossière, car elle ne tient pas compte des superficies non productrices (peuplements forestiers non propices, milieu agricole, villes et villages, cours d'eau, réseau routier, etc.) et du stade de croissance de chaque habitat. Il est donc possible que cette méthode surévalue l'offre, même en se basant sur la densité minimale des reproducteurs.

9.1 La gélinotte huppée

La gélinotte huppée est associée principalement aux peuplements forestiers mélangés. On la retrouve surtout au sud du 52^e parallèle dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune, l'érablière à tilleul, l'érablière à caryer cordiforme, la sapinière à bouleau jaune et à bouleau blanc. Elle est totalement absente de la pessière à lichens et de la toundra forestière et sa présence est sporadique dans la pessière à mousses (figure 1).

Des densités de 1,6 à 29,9 mâles/km² ont été enregistrées au printemps dans les différents domaines bioclimatiques du Québec (tableau 1). En considérant un rapport mâle : femelle de 1 : 1, des densités de 3,2 à 59,8 reproducteurs/km² peuvent être observées au printemps. La population printanière des reproducteurs se situerait donc entre 4,4 et 15,9 millions d'oiseaux pour l'ensemble du Québec.

Pour calculer l'offre totale disponible pour la chasse à l'automne, on considère une perte estivale chez les reproducteurs de 14 % et un succès moyen dans la reproduction donnant un rapport automnal juvénile : adulte de 3 : 1 (section 4.7). La population automnale totale se situerait ainsi entre 15,3 et 54,9 millions de gélinottes (tableau 7).

En supposant un taux de récolte conservateur de 20 % (voir section 4.6.5), entre 3,1 et 11,0 millions de gélinottes pourraient être récoltées par les chasseurs à l'automne sur l'ensemble du territoire québécois.

Tableau 7. Évaluation de l'offre automnale de gélinottes huppées au Québec par domaine bioclimatique.

Domaine bioclimatique	Superficie (km ²)	Densité (reproducteurs/km ²)	Population automnale (millions)
Érablière à bouleau jaune	65 600	4,6 – 59,8	1,0 – 13,5
Érablière à tilleul	30 100	4,6 – 20	0,5 – 2,1
Érablière à caryer cordiforme	14 500	20	1,0
Sapinière à bouleau jaune	98 600	3,2 – 46,8	1,1 – 15,9
Sapinière à bouleau blanc	139 000	24,4 – 46,8	11,7 – 22,4
Pessière à mousses	402 500	0	0
Pessière à lichen	294 300	0	0
Toundra forestière	224 800	0	0
Total	1 269 400	–	15,3 – 54,9

Source : Modifié de Pelletier *et al.* (1981) à l'aide des références suivantes : Lefebvre (1973, 1976), Potvin (1971), Choquette et Breton (1975), Bélanger *et al.* (1972) et Mathieu (1977) in Blanchette (1995), Vézina (1975), Dussault *et al.* (1995).

9.2 Le tétras du Canada

Le tétras du Canada recherche des forêts de conifères. Il préfère les peuplements forestiers dominés par l'épinette noire, le sapin baumier et le pin gris. Il ne niche pas dans les Basses-Terres du Saint-Laurent où les forêts de feuillus constituent l'essentiel du couvert forestier (Cyr et Larivée 1995; Ferron *et al.* 1996). L'espèce est donc absente de l'érablière à caryer cordiforme et sa présence est sporadique dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et dans l'érablière à tilleul (figure 1).

Les densités moyennes de tétras du Canada rapportées dans la littérature pour le Québec varient entre 2,4 et 15,0 mâles/km² (tableau 3). Ces données ont été enregistrées au printemps. Pour évaluer l'offre automnale, il est donc nécessaire de soustraire un taux de mortalité de 20 % (Ferron et Lemay 1987, Turcotte *et al.* 1994, Potvin *et al.* 2001a) entre le printemps et l'automne pour les adultes et les juvéniles, comme il a été effectué pour la gélinotte huppée. Considérant un rapport des sexes (mâle : femelle) chez les adultes de

1 : 1 (procurant des densités de 4,8 à 30 reproducteurs/km²) et un rapport juvénile : adulte de 1 : 1 (voir la section 5.7.3), la population totale automnale de tétras du Canada varierait entre 12,5 et 27,9 millions (tableau 8).

Tableau 8. Évaluation de l'offre automnale de tétras du Canada au Québec par domaine bioclimatique.

Domaine bioclimatique	Superficie (km ²)	Densité (reproducteurs/km ²)	Population automnale (millions)
Érablière à bouleau jaune	65 600	0	0
Érablière à tilleul	30 100	0	0
Érablière à caryer cordiforme	14 500	0	0
Sapinière à bouleau jaune	98 600	4,8 – 11,6	0,8 – 1,8
Sapinière à bouleau blanc	139 000	4,8 – 11,6	1,1 – 2,6
Pessière à mousses	402 500	10 – 30	6,4 – 19,3
Pessière à lichen	294 300	5	2,4
Toundra forestière	224 800	5	1,8
Total	1 269 400	–	12,5 – 27,9

Source : Modifié de Pelletier *et al.* (1981) à l'aide des références suivantes : Girard (1999); Turcotte *et al.* (1994); Potvin *et al.* (2001a).

En utilisant un taux d'exploitation de 15 % (voir la section 5.6.5), un nombre théorique se situant entre 1,9 et 4,2 millions de tétras du Canada pourraient être prélevés annuellement sur l'ensemble du territoire québécois.

9.3 La perdrix grise

La perdrix grise fréquente les milieux ouverts et les terres cultivées. En été, elle recherche surtout les champs de foin, de mil, de céréales et de luzerne. Durant l'hiver, elle recherche les tas de fumiers des fermes laitières, de même que les séchoirs à maïs (Chabot *et al.* 1979; Gauthier et Aubry 1995).

En 1952, Belknap (*in* Chabot *et al.* 1979) évaluait la population de perdrix grises au Québec entre 8 000 et 10 000 individus. La méthode d'évaluation utilisée par cet auteur est cependant inconnue. L'offre totale actuelle de perdrix grise au Québec est impossible à évaluer, puisqu'il n'y a pas de données récentes sur les densités et que la superficie de l'habitat préférentiel de l'espèce n'est pas déterminée.

9.4 Le lièvre d'Amérique

Le lièvre d'Amérique s'observe partout où poussent de jeunes conifères : dans les zones en régénération, les taillis, les broussailles, etc. Au Québec, on l'observe sur l'ensemble du territoire boisé jusqu'à la limite nord des arbres (Ferron *et al.* 1996; Prescott et Richard 1996).

L'offre automnale du lièvre peut être calculée en fonction des domaines climatiques utilisés par l'espèce et des densités présentes à l'intérieur de ces mêmes domaines. Au Québec, en supposant des densités de 50 à 235 lièvres par kilomètre carré dans la sapinière, de 8 à 133 dans les érablières, de 25 dans la pessière à mousses et de 12,5 dans la pessière à lichens, la population automnale totale se situerait entre 27,5 et 65,2 millions de lièvres (tableau 9). Il est très important de souligner que cette offre peut varier significativement selon qu'on se situe en haut ou en bas d'un cycle de population. Avec un taux d'exploitation de 40 %, la récolte pourrait atteindre près de 11,0 à 26,1 millions de lièvres (voir la section 7.6.5), en supposant que tout le territoire est accessible aux chasseurs.

Tableau 9. Évaluation de l'offre automnale de lièvres d'Amérique au Québec par domaine bioclimatique.

Domaine bioclimatique	Superficie (km²)	Densité (ind./km²)	Population automnale (millions)
Érablière à bouleau jaune	65 600	15 – 50	0,9 – 3,3
Érablière à tilleul	30 100	8 – 133	0,3 – 4,0
Érablière à caryer cordiforme	14 500	50	0,7
Sapinière à bouleau jaune	98 600	50 - 235	4,9 – 23,1
Sapinière à bouleau blanc	139 000	50 - 147	7,0 – 20,4
Pessière à mousses	402 500	25	10,01
Pessière à lichen	294 300	12,5	3,7
Toundra forestière	224 800	0	0
Total	1 269 400	-	27,5 – 65,2

Source : Modifié de Pelletier *et al.* (1981) à l'aide des références suivantes : Alain (1967) et Le Blanc (1973) in Guay (1994); Prescott et Richard (1996); Ferron *et al.* (1996); Richer (2000).

10. DONNÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES

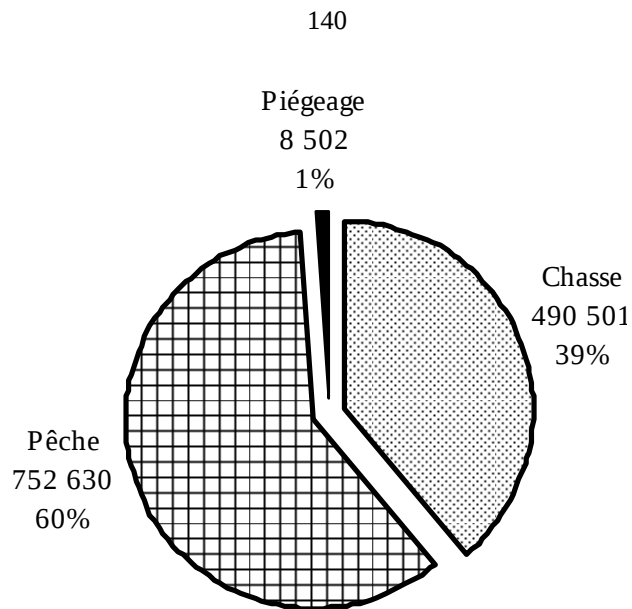
Le prochain chapitre traite des données socio-économiques relatives à la chasse du petit gibier. On y retrouve des données d'une enquête réalisée en 1988-1989 par Bourret *et al.* (1991) ainsi que des données statistiques et socio-économiques tirées du site internet du MRNF, Secteur Faune (Société de la faune et des parcs du Québec 2004a et MRNF 2006a). Dans un premier temps, il sera question de la demande qui s'exprime par le nombre de permis vendus ou par la fréquentation mensuelle (jours-chasse). Dans un deuxième temps, il sera question de l'utilisation et de l'impact économique de la chasse du petit gibier.

10.1 La demande

10.1.1 Ventes de permis

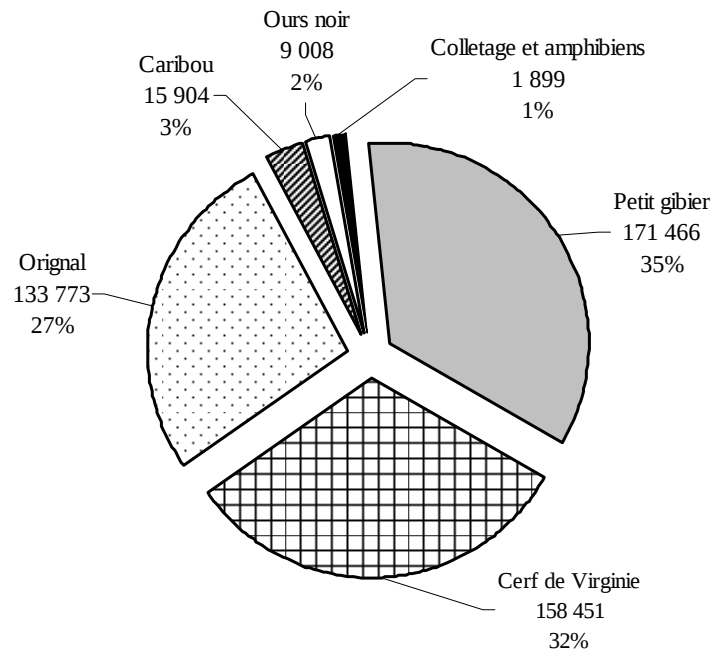
En 2002, 1 251 633 permis furent vendus pour les activités de chasse, pêche et piégeage, dont 490 501 pour la seule activité de chasse. Les permis de chasse du petit gibier représentaient 34,9 % de l'ensemble des permis de chasse vendus au Québec, soit 171 466 permis et 35,3 % si on y ajoute le permis de colletage (total de 173 171) (figures 22 et 23). Le permis de petit gibier arrive donc au premier rang des ventes, devant celles pour le cerf (32 %) et l'orignal (27 %) (Société de la faune et des parcs du Québec 2004b).

Selon l'étude socio-économique publiée en 2004 (MRNF 2006a), les adeptes de la chasse du petit gibier étaient au nombre de 182 500 et ils ont effectué un total de 2 916 500 jours de chasse en 2000 (tableau 10). Comme en 2002, les adeptes de la chasse du petit gibier étaient plus nombreux que ceux de l'orignal ou du cerf et ils consacraient plus de jours de chasse à leurs activités que les adeptes de la chasse de l'orignal et du cerf réunis (2 890 100 pour l'orignal et le cerf contre 2 916 600 pour le petit gibier : tableau 10).



Source : Société de la faune et des parcs du Québec (2004b).

Figure 22. Ventes de permis de chasse, pêche et piégeage en 2002 pour l'ensemble du Québec.



Source : Société de la faune et des parcs du Québec (2004b).

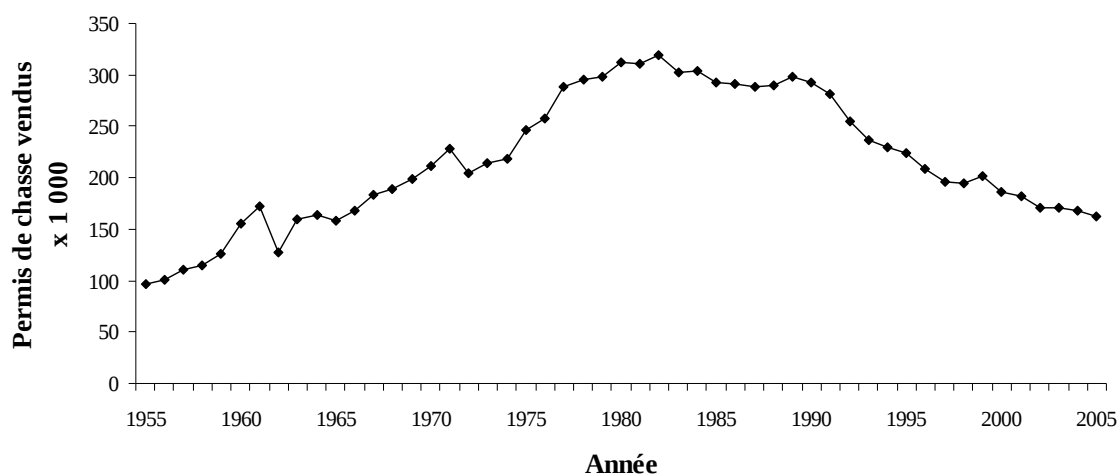
Figure 23. Ventes de permis de chasse en 2002 pour l'ensemble du Québec.

Tableau 10. Nombre d'adeptes et de jours de chasse réalisés selon le type de chasse.

	Nombre d'adeptes	Nombre de jours de chasse
Cerf	140 000	1 425 800
Orignal	122 500	1 384 300
Petit gibier	182 500	2 916 600

Source : MRNF (2006c)

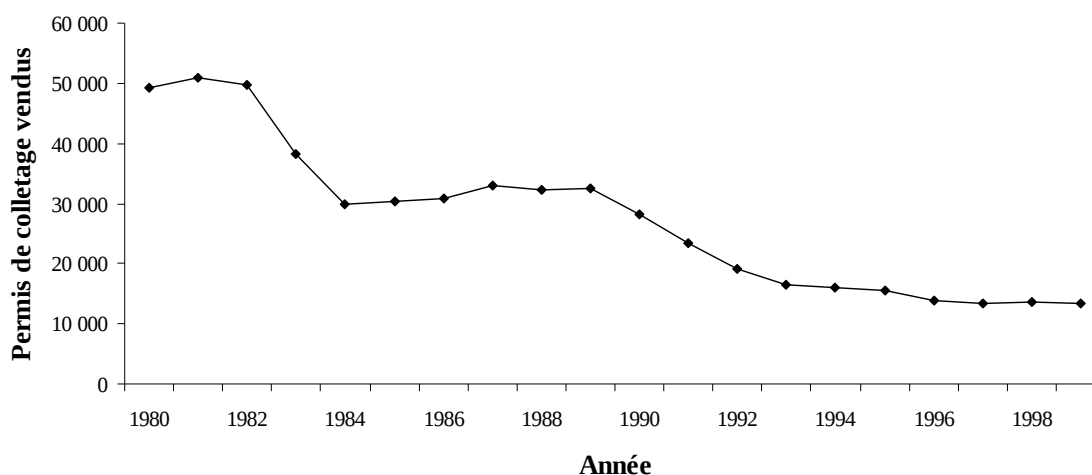
La figure 24 présente l'évolution des ventes de permis de petit gibier entre 1955 et 2005. On note une augmentation graduelle des ventes entre 1955 et 1978, soit de 85 087 à 294 867 permis. Entre 1978 et 1989, le nombre de permis vendus était plus ou moins stable et se situait à environ 300 000. Cependant, le nombre de permis vendus diminue, rapidement par la suite, passant de 297 996 en 1989 à 171 466 en 2005 (Société de la faune et des parcs du Québec 2004b).



Source : Roy (1991); Lebel (1992, 1993, 1994a et b, 1996, 1997); Lebel et Légaré (1999); Société de la faune et des parcs du Québec (2004b).

Figure 24. Nombre de permis de chasse de petit gibier vendus au Québec entre 1955 et 2005.

Les ventes de permis de colletage sont également en baisse depuis les années 1980 (49 300 permis vendus), pour se stabiliser autour de 13 500 permis entre les années 1997 et 1999 (figure 25) (Société de la faune et des parcs du Québec 2004b). Depuis le premier avril 2000, les chasseurs de petit gibier n'ont plus besoin de se procurer un permis pour le colletage du lièvre. Ils peuvent colleter le lièvre avec le permis régulier de chasse du petit gibier. Le permis de colletage est toujours disponible pour les personnes ne désirant que colleter le lièvre sans le chasser ou qui n'ont pas le certificat du chasseur (Société de la faune et des parcs du Québec 2000a; MRNF 2006d). Cette modification de la réglementation a influencé la répartition des ventes de permis depuis cette date.



Source : Roy (1991); Lebel (1992, 1993, 1994a et b, 1996, 1997); Lebel et Légaré (1999); Société de la faune et des parcs du Québec (2004a et b).

Figure 25. Nombre de permis de colletage vendus au Québec entre 1980 et 1999.

10.1.2 La répartition des ventes de permis par région

En 1998, 8,0 % des ventes de permis de chasse du petit gibier étaient réalisées dans la région de Montréal-Laval-Montérégie alors que 8,7 % des ventes provenaient de l'Abitibi, 8,5 % au Saguenay-Lac-Saint-Jean et 8,1 % de la Capitale-Nationale. C'est dans le Nord-du-Québec que l'achat de permis de chasse du petit gibier est le plus bas avec 1,5 %. Les régions administratives du sud du Québec, où l'on retrouve la plus

grande proportion de la population québécoise cumulent 45,2 % des ventes (régions 03-04-05-06-12-13-16-17) (Gaulin et Côté 2001).

10.1.3 La fréquentation selon le type de territoire

La chasse du petit gibier s'exerce principalement dans la zone méridionale du Québec, soit près du lieu d'habitation de la majorité de la population humaine. Cette zone renferme la majorité des terres privées (Bourret *et al.* 1991). Dans les territoires structurés, la pression de chasse du petit gibier est restreinte par rapport à celle exercée sur les terres privées et les territoires libres (Bourret *et al.* 1991).

Tel que noté dix-sept ans plus tôt par Bourret *et al.* (1991), l'étude socio-économique publiée par le MRNF (2006c) révèle également que les chasseurs de petits gibiers fréquentent surtout les territoires non structurés. Le territoire libre (terres publiques sans statut) et les propriétés privées recevaient ensemble 86,1 % de la fréquentation. Près de 1,5 million de jours-chasse (52,0 %) au petit gibier étaient effectués en territoire libre et 994 000 (34,1 %) sur les terres privées. Les territoires structurés recevaient 14,0 % de la fréquentation totale soit 405 406 jours-chasse, les zecs 10,4 %, les réserves fauniques 2,2 % et les pourvoiries 1,3 % (tableau 11).

Tableau 11. Répartition de la fréquentation des chasseurs de petit gibier selon le type de territoire durant la saison de chasse 2000.

Territoire	Fréquentation totale (jours-chasse)		Chasseurs au petit gibier		Fréquentation moyenne (jours-chasseur)
	Nombre	%	Nombre	% ¹	
Zec	303 325	10,4	24 824	13,6	12,2
Pourvoirie	37 916	1,3	6 388	3,6	5,9
Réserve faunique	64 165	2,2	12 412	6,8	5,2
Territoire libre	1 516 625	52,0	104 043	57,0	14,6
Propriété privée	994 557	34,1	76 115	41,7	13,1

¹ Le total dépasse 100% parce qu'un chasseur peut avoir fréquenté plus d'un territoire de chasse.

Cependant, il faut noter que la réglementation influence la fréquentation. Dans certaines réserves, la chasse du petit gibier n'est permise que durant quelques semaines, alors que dans les territoires adjacents (ex. territoires libres et terres privées) cette chasse est autorisée durant quelques mois.

10.1.4 La fréquentation mensuelle

Selon Bourret *et al.* (1991), la chasse du petit gibier se concentre sur une période de deux mois, soit de la mi-septembre à la mi-novembre. Au cours de ces deux mois, la fréquentation atteignait 2 772 700 jours-chasse en 1988-1989, soit 89 % de la fréquentation totale. L'achalandage était à son maximum en octobre avec 40,0 % des jours-chasse. La fréquentation chutait à 8,0 % en décembre, 2,6 % en janvier à 0,8 % pour les mois de février, mars et avril regroupés (tableau 12) (Bourret *et al.* 1991). Il faut toutefois noter que la chasse aux gélinottes et téttras se termine le 31 décembre et ne se poursuit que pour la chasse et le colletage du lièvre. Les données statistiques de l'étude publiées en 2004 n'apportent aucune précision sur la fréquentation mensuelle des chasseurs en 2000.

Tableau 12. Répartition de la fréquentation pour la chasse du petit gibier sur une base mensuelle en 1988-1989.

Mois de la saison de chasse	Fréquentation totale (jours-chasse)		Chasseurs de petit gibier ¹		Fréquentation moyenne (jours-chasseur)
	Nombre	%	Nombre	%	
Septembre ²	629 000	20,1	132 700	51,3	4,7
Octobre	1 252 200	40,0	201 300	77,8	6,2
Novembre	891 500	28,5	167 300	64,6	5,3
Décembre	249 200	8,0	57 900	22,4	4,3
Janvier	82 500	2,6	16 900	6,5	4,9
Février à avril	23 300	0,8	9 700	3,8	2,4
Total	3 127 600	100	258 900	100	12,1

¹ La somme des mois dépasse 100% parce qu'un chasseur peut avoir chassé au cours de plus d'un mois.

² Le mois de septembre ne compte que deux semaines puisque la chasse n'ouvre généralement qu'à la mi-septembre.

Source : Modifié de Bourret *et al.* (1991).

10.1.5 Accès à la ressource

La cohabitation entre les chasseurs et les propriétaires n'est pas toujours facile. Certains propriétaires se plaignent que les chasseurs fréquentant leur propriété laissent les barrières ouvertes, effraient le bétail ou abîment les bâtiments de ferme. Selon la réglementation, il est interdit de chasser sur les terres privées sans l'autorisation préalable du propriétaire ou de son représentant (Société de la faune et des parcs du Québec 2000a). Cette règle ne serait pas toujours respectée par les chasseurs, puisqu'il est souvent difficile de connaître le propriétaire du boisé.

Selon l'enquête réalisée en 1988-1989, les chasseurs qui ont chassé sur des propriétés privées ont déclaré fréquenter ce type de territoire principalement parce que la terre leur appartenait ou appartenait à une connaissance ou encore parce qu'elle était située près de chez eux. Seulement 6,6 % d'entre eux ont admis ne pas demander l'autorisation du propriétaire avant de chasser sur une terre privée. Les motifs les plus fréquemment évoqués par ces chasseurs étaient que le propriétaire était inconnu, ou que le propriétaire était tolérant (Bourret *et al.* 1991).

Les problèmes précités font en sorte que, dans les milieux périurbains du sud du Québec, les chasseurs de petit gibier ont de moins en moins accès à la ressource, malgré le fait qu'elle soit convoitée principalement sur les terres privées. Afin de favoriser l'accessibilité à la ressource sur les terres privées situées en milieu périurbain, certains propriétaires terriens ou leurs représentants, ont convenu d'un protocole d'entente avec le MRNF, Secteur Faune Québec, aux fins de la gestion de la faune et de son accessibilité aux chasseurs. De telles ententes ont été conclues dans les régions du Bas-Saint-Laurent (02), de la Capitale-Nationale (03), de l'Estrie (05), de l'Outaouais (07), de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (11), de Chaudière-Appalaches (12), de la Montérégie (16) et du Centre-du-Québec (17) (MRNF 2008). Ces ententes constituent une solution intéressante au problème d'accès à la ressource dans les zones périurbaines.

Depuis quelques années, la cohabitation entre les chasseurs et les propriétaires évolue lentement, mais positivement avec les efforts de sensibilisation effectués auprès des

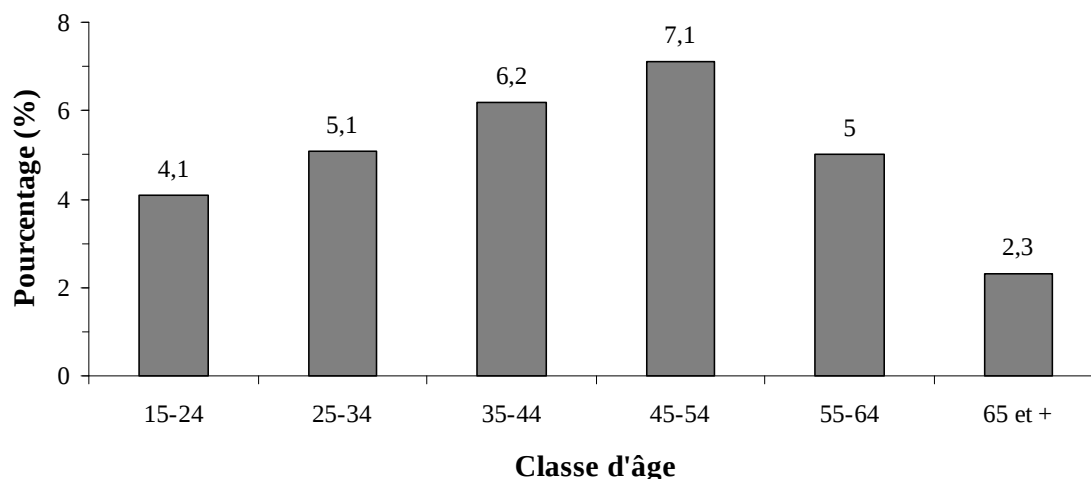
chasseurs sur le respect de la propriété privée. D'autre part, il faut bien constater qu'avec l'évolution à la hausse des populations de cerfs de Virginie dans le sud du Québec, la compétition entre diverses catégories de chasseurs devient de plus en plus importante. Les saisons de chasse au cerf se sont allongées et même multipliées (arme à chargement par la bouche) et la chasse à l'affût (avec sites de dépôt d'appât) s'est développée énormément depuis les dernières années. Les chasseurs de gros gibier déboursent de plus en plus pour obtenir l'exclusivité de chasse sur les terres privées et ne tolèrent évidemment pas que le gibier ou eux-mêmes soient «dérangés». Dans ce contexte, les chasseurs de petit gibier ont de moins en moins d'endroits et ne disposent que de peu de temps pour pouvoir exercer leur activité (Sylvie Desjardins, comm. pers.¹³).

10.1.6 Relève des chasseurs

L'enquête de 1988-1989 montre qu'un total de 258 900 personnes âgées de 15 ans et plus ont chassé le petit gibier au cours de la saison de chasse 1988-1989, ce qui correspond à 3,1 millions de jours-chasse à la petite faune, soit en moyenne 12,1 jours par année. Le taux de participation de ces chasseurs s'établissait à 5 % de la population québécoise de ce groupe d'âge. C'est donc, en moyenne, une personne sur 20 qui chassait le petit gibier au Québec en 1988-1989 (Bourret *et al.* 1991; Bourret 1992).

L'enquête montre également que la relève des chasseurs est faible. Elle était évaluée à 1,6 % en 1988-1989. Le taux de participation est plus élevé chez le groupe d'âge 45-54 ans (figure 26). Le taux de participation à la chasse du petit gibier a chuté de façon substantielle depuis la réalisation de l'enquête et cette tendance se maintiendra probablement si le contexte demeure inchangé (Bourret *et al.* 1991). L'étude socio-économique de 2004 ne permet pas d'aller plus loin dans l'analyse du taux de participation à la chasse du petit gibier par groupe d'âge.

¹³ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Chaudière-Appalaches, 2001.



Source : Bourret *et al.* (1991).

Figure 26. Taux de participation à la chasse du petit gibier selon le groupe d'âges, chez les chasseurs québécois âgés de 15 ans et plus, au cours de la saison de chasse 1988-1989.

Deux études ont été réalisées en 1997 et 2000, afin d'identifier les principales causes de la désaffectation des chasseurs (Harvey *et al.* 1997; Anonyme 2000). Ces dernières ont mis en lumière près d'une trentaine de causes regroupées de la façon suivante :

l'absence de support social dans la pratique, l'âge tardif de l'initiation, l'absence d'un groupe de pairs;

l'urbanisation, soit la concurrence pour les activités de loisir, l'érosion des territoires et des habitats fauniques;

l'évolution de la cellule sociale et économique, soit l'éclatement de la famille traditionnelle, la perte de traditions, la scission des classes sociales en pauvres et riches, les aléas économiques, le peu d'intérêt des communautés culturelles;

la démographie, soit la perte d'intérêt avec l'âge et l'effet d'entraînement dans un groupe d'adeptes;

la diminution de la satisfaction à l'égard de la pratique et la substitution par une autre activité;

les barrières et contraintes, soit le cadre légal, les coûts, les connaissances et les perceptions.

10.2 Utilisation et impact économique

Cette section présente les utilisations et les impacts économiques du petit gibier tant du point de vue de la chasse, sportive ou commerciale (colletage du lièvre), que des activités non cynégétiques.

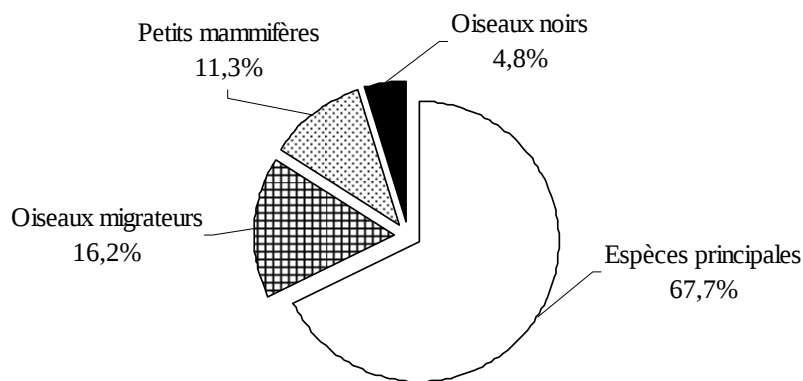
10.2.1 La récolte

À la différence de la chasse du gros gibier, il n'est pas nécessaire d'enregistrer la récolte du petit gibier au Québec hormis pour la chasse réalisée en territoire structuré. Les données présentées dans cette section proviennent de différents territoires structurés et permettent uniquement de donner une idée du portrait de la récolte sur le territoire québécois. Toutefois, l'enquête réalisée 1988-1989 donne des indications plus précises sur le bilan de la chasse du petit gibier.

10.2.1.1 La récolte par espèce

Selon l'enquête réalisée en 1988-1989, les principales espèces (lièvres et lapins, gélinottes, téttras du Canada et perdrix grises) ont fait l'objet de 67,7 % de l'effort de chasse, les oiseaux migrateurs de 16,2 %, les petits mammifères des champs ou à fourrure de 11,3 % et les oiseaux noirs¹⁴ de 4,8 % (Bourret *et al.* 1991) (figure 27).

¹⁴ Corneille d'Amérique, étourneau sansonnet, moineau domestique, quiscale bronzé, vacher à tête brune (voir l'annexe 1 pour les noms latins).



Source : Bourret *et al.* (1991).

Figure 27. Fréquentation des chasseurs de petit gibier selon les espèces chassées durant la saison de chasse 1988-1989 au Québec.

Selon l'enquête mentionnée précédemment, la récolte annuelle du lièvre d'Amérique a été évaluée à 1 508 800 prises. Le prélèvement annuel de gélinottes huppées, de perdrix grises et de tétras du Canada atteignait globalement 2 012 100 oiseaux dont la grande majorité était des gélinottes huppées, soit 1 266 100 gélinottes huppées, 262 400 tétras du Canada, 483 600 perdrix grises. Selon l'étude de Bourret *et al.* (1991), le prélèvement moyen par saison de chasse par chasseur avec prises était de 10,7 pour le gibier à plume comprenant les gélinottes, perdrix grises, tétras, bécasses et bécassines et de 10,6 pour le lièvre d'Amérique (tableau 13). La moyenne de prises par saison de chasse par chasseur serait de 7,5 si on reprenait le calcul en excluant les bécasses et bécassines et de 8,0 si l'on considérait en plus les prises de lièvres (tableau 13). Le nombre déclaré de perdrix grises récoltées pourrait excéder la population de cette espèce au Québec, ce qui semble indiquer que beaucoup de chasseurs confondaient la perdrix grise avec la gélinotte huppée (Bourret *et al.* 1991). Cette situation perdure toujours aujourd'hui. Il en est sans doute de même pour le tétras du Canada, aussi confondu avec la gélinotte huppée.

Tableau 13. Prélèvement des espèces principales de petit gibier durant la saison de chasse 1988-1989 au Québec.

	Prélèvement		Chasseurs		Prélèvement moyen de gibier par chasseur
	Nombre de prises		avec prise		
	Nombre	%	Nombre	%	
Gélinotte huppée	1 266 100	36,0	158 300	38,5	8,0
Perdrix grise ¹	483 600	13,7	59 900	14,6	8,1
Tétras du Canada	262 400	7,45	50 300	12,2	5,2
Lièvre d'Amérique	1 508 800	42,9	142 900	34,7	10,6
Prélèvement total²	3 520 900	100,0	411 400	100,0	8,0

¹ Le nombre de perdrix grises était probablement surestimé car beaucoup de chasseurs confondent le nom de gélinotte avec celui de perdrix grise.

² Espèces mentionnées dans le présent rapport uniquement. D'autres espèces de petit gibier ont été récoltées, mais ne figurent pas dans ce tableau.

Source : Modifié de Bourret *et al.* (1991).

Basé sur les statistiques de capture pour les zecs du Québec uniquement, la récolte totale de « lièvres » (incluant le lièvre d'Amérique, le lièvre arctique et le lapin à queue blanche) était de 8 304 en 2002. La récolte totale de « perdrix » (incluant la gélinotte huppée, le tétras du Canada et la perdrix grise) était quant à elle de 40 125 en 2002. Les annexes 3 et 6 présentent les statistiques de récolte totale dans les zecs du Québec entre 1980 et 2002.

Ces statistiques de récolte sont minimales, puisqu'elles ne tiennent pas compte de celles effectuées sur les autres types de territoires structurés, les territoires libres et les terres privées. Dans les zecs, l'enregistrement des captures de petit gibier est souvent délaissé à la fin de la saison de chasse à l'orignal ou au cerf de Virginie, bien que la récolte se poursuive plus tardivement. Par exemple, la récolte de lièvres au collet n'est pas incluse dans ces statistiques, la plupart du temps, puisque cette activité se réalise en hiver.

Il faut également noter que la signification du vocable « perdrix » n'est pas la même dans toutes les régions administratives du Québec. Par exemple, dans les régions de la Montérégie, de Laval et des Laurentides, il regroupe la gélinotte huppée, la perdrix grise

et le tétras du Canada. Dans la région Nord-du-Québec, il regroupe principalement le tétras du Canada, le tétras à queue fine (*Tympanuchus phasianellus*), la gélinotte huppée, le lagopède alpin (*Lagopus mutus*) et le lagopède des saules (*Lagopus lagopus*).

À noter que l'effort et le rendement n'ont pas été considérés dans les statistiques présentées aux annexes 3 et 6, puisque ces données regroupent généralement plusieurs espèces. Souvent, la chasse du petit gibier est autorisée lors de la chasse au gros gibier. Les données d'effort alloué à la recherche du petit et du gros gibier sont ainsi souvent confondues.

Au nord du Québec, les communautés cries récoltent pour leur subsistance plusieurs espèces de petit gibier. En vertu de la Convention de la Baie-James et du Nord Québécois, ces communautés bénéficient d'un niveau d'exploitation garanti pour les différentes espèces. Selon une enquête réalisée par Hydro-Québec en 1991 et une autre réalisée par l'Association des trappeurs cris de 1974 à 1975 et de 1978 à 1979, la chasse du petit gibier constitue la source de prélèvement la plus importante des autochtones en nombre. Selon ces enquêtes, la récolte moyenne annuelle de petits gibiers serait de 122 060 individus. De ce nombre, la récolte des gélinottes et tétras serait d'environ 24 221, celle des lagopèdes de 55 919 et celle des lièvres de 41 920 individus. Il faut garder à l'esprit que ces récoltes moyennes annuelles correspondent aux niveaux d'exploitation garantis des huit différentes communautés cries. Ces espèces sont aussi chassées sportivement par les allochtones, mais le niveau de récolte sur le territoire de la Baie-James est inconnu (Sylvie Beaudet, comm. pers.¹⁵).

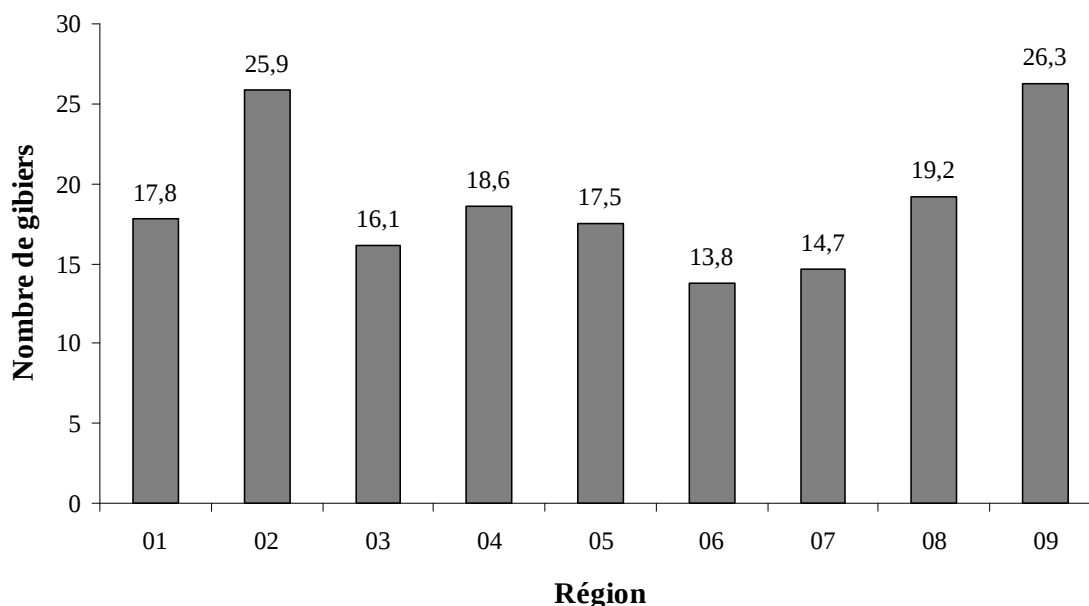
10.2.1.2 La récolte par région administrative

L'enquête de 1988-1989 donne certaines indications au sujet de l'utilisation de la petite faune par région administrative. Les chasseurs de petit gibier en provenance de la Côte-Nord et du Saguenay-Lac-Saint-Jean sont ceux qui ont connu les meilleurs succès de

¹⁵ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 2001

chasse avec des moyennes de 26,3 et 25,9 prises annuellement par chasseur. Les chasseurs de l'Abitibi-Témiscamingue se distinguaient également avec une moyenne de 19,2 prises par chasseur (Bourret *et al.* 1991) (figure 28, annexes 3, 6 et 7).

En contrepartie, les chasseurs des régions les plus urbanisées, Montréal et Québec, sont ceux qui ont enregistré les récoltes les plus faibles, soit 13,8 et 16,1 prises par chasseur. Les chasseurs de l'Outaouais ont aussi connu une récolte plus faible que la moyenne provinciale avec 14,7 prises par chasseur comparativement à 17,4 pour l'ensemble des chasseurs québécois (Bourret *et al.* 1991). Ces indicateurs sont donnés à titre indicatif puisqu'ils ne disent pas si les chasseurs ont chassé dans leur région ou ailleurs. Dans cette étude, une prise comprend les gibiers à poils (lièvre d'Amérique, le lapin à queue blanche, le lièvre arctique) et les gibiers à plumes (gélinotte, tétras, perdrix grise, bécasse et bécassine).



Source : Bourret *et al.* (1991).

Figure 28. Prélèvement moyen des chasseurs durant la saison de chasse 1988-1989, selon la région administrative d'origine¹⁶.

¹⁶ Les données sont réparties en fonction du découpage administratif de 1988-1989. Actuellement, le Québec compte 17 régions administratives.

10.2.1.3 Évaluation de l'offre et de l'utilisation

Si l'on considère l'ensemble du territoire québécois, l'offre des principales espèces de petits gibiers dépasse largement l'utilisation qui en est faite par les chasseurs (tableau 14, annexe 3 et 6). Les espèces de petits gibiers au Québec sont donc loin d'être surexploitées. Il faut toutefois rappeler que, dans le présent rapport, l'offre a été évaluée à l'échelle de l'aire de répartition des espèces et présuppose que toute la ressource est accessible, ce qui n'est pas le cas.

Tableau 14. Évaluation du rapport offre et de l'utilisation au Québec pour la gélinotte huppée, le tétras du Canada, la perdrix grise et le lièvre d'Amérique.

Espèce	Offre ¹ (millions)	Utilisation ² (millions)
Gélinotte huppée	3,1 – 11,0	1,3
Tétras du Canada	1,9 – 4,2	0,3
Perdrix grise	Non déterminée	0,5 ³
Lièvre d'Amérique	11,0 – 26,1	1,5

1= Selon les données présentées dans le chapitre 8.0.

2= Selon les données de l'enquête de 1988-1989.

3= Le nombre de perdrix grises récoltées était probablement surévalué.

Il n'existe pas de données précises à l'échelle locale, mais, principalement dans les boisés situés au sud du Saint-Laurent, il est possible que l'utilisation se rapproche des valeurs de l'offre. La plupart des chasseurs de petit gibier sont concentrés autour des grandes villes et partagent donc les mêmes boisés, pouvant ainsi surexploiter localement la ressource.

10.2.1.4 Retombées économiques

Les chasseurs québécois de petit gibier ont dépensé 78,5 millions de dollars en 2000 pour leurs activités avec une dépense moyenne de 430 \$ par chasseur. L'achat de biens durables (armes, vêtements, embarcation, véhicules, etc.) représentait 60 % de leurs dépenses. Soixante-deux pour cent (62 %) de leurs jours de chasse ont été effectués en voyage et 38 % en excursion (activité journalière) (tableau 15). Les activités de ces

chasseurs ont permis de créer ou de maintenir 847 emplois à temps plein (années-personnes) et de générer 22,2 millions de dollars en salaires et gages (MRNF 2006a).

Après la chasse de l'orignal (121,5 millions), la chasse du petit gibier se classe au deuxième rang pour les dépenses qu'elle génère (78,5 millions), précédant ainsi la chasse du cerf de Virginie (78,2 millions) (MRNF 2006a).

Tableau 15. Dépenses totales et moyennes du chasseur de petit gibier durant la saison de chasse 2000 au Québec.

Items de dépenses	Montant (\$)
Dépenses courantes (hébergement, alimentation, transport, permis et droit d'accès, etc.)	30 933 900
Dépenses en biens durables (Armes, vêtements, embarcation, véhicules, etc.)	47 578 528
Dépenses totales	78 512 528
Dépense moyenne par chasseur	430

Source : MRNF 2006a

10.2.2 Utilisation commerciale

Selon le *Règlement sur la possession et la vente d'un animal* (C-61.1, r.3.002) de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q., c.C-61.1), la vente de la chair de la gélinotte huppée, du tétras du Canada, de la perdrix grise, du tétras à queue fine (*Tympanuchus phasianellus*), du lagopède alpin et du lagopède des saules est interdite (MRNF 2006d). Il est toutefois permis de vendre la chair de lièvre ainsi que sa fourrure.

Le commerce du lièvre dans les marchés du Québec était autrefois important, tant pour la fourrure que pour la viande. Par exemple, il s'est récolté au-delà de 750 000 lièvres au collet en 1980 (Pelletier *et al.* 1981). Une enquête effectuée en 1985 sur le colletage du lièvre, révélait une récolte de 1,1 million de lièvres au collet au cours de la saison de

chasse 1983-1984. Sur ces 1,1 million de lièvres ainsi récoltés, 185 000 ont été vendus, 560 000 ont été mangés par le trappeur ou sa famille, 285 000 ont été donnés à des parents et amis et 70 000 ont servi à d'autres fins. Ainsi, la vente de lièvres récoltés à l'aide de collets représente 16,8 % de la récolte totale et la plupart des ventes se faisaient à des parents, amis, voisins ou connaissances.

Les lièvres sont vendus sous trois formes surtout: frais et entiers (43 %), éviscérés (30 %) ou congelés (25 %). Le prix de vente moyen d'un lièvre en 83-84 était de 2,32 \$. Le prix moyen pourrait varier de 2,00 \$ pour un lièvre frais et entier (sans préparation par le vendeur) à 2,50 \$ pour un lièvre éviscéré, donc prêt à consommer. L'activité de colletage aurait engendré en 1983-1984, au-delà de 3,5 millions de dollars. (Statbec 1985).

En 1989, une enquête a été réalisée auprès des chasseurs et des colleteurs de lièvres d'Amérique dans la région du Bas-Saint-Laurent. Selon les données obtenues par cette dernière étude, 63 % des colleteurs consommaient leurs prises, 23 % en faisaient don, 5 % les vendaient, 4 % les utilisaient comme appât pour le piégeage des animaux à fourrure et 5 % en faisaient un usage non déterminé (Blouin *et al.* 1989).

Il existe très peu de données sur l'exploitation commerciale du lièvre depuis les enquêtes de 1985 et 1989. Les seules informations récentes disponibles sont des commentaires généraux transmis par les responsables régionaux du MRNF. Au cours des dernières années, les lièvres pouvaient être vendus entre 2,50 et 7,00 \$ l'unité. Dans la région Chaudière-Appalaches, 4 à 5 commerces vendraient annuellement près de 15 000 à 25 000 lièvres chacun. Cette activité ne fait l'objet d'aucun contrôle et d'aucune limite de prises (Nathalie Bourbonnais¹⁷ et Mario Leclerc, comm. pers.¹⁸).

L'impact du colletage sur le lièvre et sur les activités sportives n'est pas connu. Certaines années, surtout en bas de cycle, des problèmes d'utilisation de la ressource pourraient

¹⁷ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 2001.

¹⁸ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Chaudière-Appalaches, 2001.

apparaître, puisqu'un petit nombre de colleteurs capturent des milliers de lièvres pour la vente commerciale, réduisant ainsi la ressource pour les chasseurs sportifs. Ces prélèvements intensifs en bas de cycle pourraient avoir un impact non négligeable sur les populations de certains prédateurs exclusifs comme le lynx du Canada en affectant les pochettes résiduelles de lièvres. De plus, des exportations de lièvres d'une région à une autre seraient observées. L'exploitation commerciale prendrait de l'ampleur dans certaines régions et pourrait être plus importante que ce que les informations actuelles ne le laissent croire (Nathalie Bourbonnais et Mario Leclerc, comm. pers.).

En raison des changements apportés à la réglementation sur le colletage en 2000 (colletage autorisé avec le permis régulier de chasse du petit gibier), les statistiques de récolte de lièvres au collet sont impossibles à obtenir depuis 1999 (Société de la faune et des parcs du Québec 2000a). L'utilisation commerciale du lièvre d'Amérique sera très difficile à documenter au cours des prochaines années, sans la réalisation d'une enquête. Il est toutefois important de mentionner que ce ne sont pas tous les détenteurs de ce permis qui faisaient de l'exploitation commerciale. La plupart des détenteurs achetaient ce permis à des fins récréatives.

10.2.3 Utilisation non cynégétique

Un nombre toujours plus important de Québécois affirme son intérêt pour des activités fauniques sans prélèvement, comme l'observation, la photographie ou l'étude de la faune. Les diverses activités de plein air en milieu naturel (promenade, camping, etc.) rejoignent aussi un très grand nombre d'adeptes. Les utilisateurs des parcs et des réserves fauniques recherchent avant tout le calme et la beauté des paysages, mais aussi l'observation du gros gibier et de la faune en général. L'observation du petit gibier lors d'une sortie en forêt offre donc un attrait supplémentaire.

Les gélinottes huppées, le tétras du Canada et les lièvres qui, à certaines heures de la journée, affectionnent particulièrement les sentiers et les chemins forestiers, se prêtent bien à l'observation. L'activité reproductrice des gélinottes mâles (tambourinage) au

printemps, s'ajoute aux divers autres centres d'intérêt qu'apportent les randonnées pédestres. L'observation du lièvre d'Amérique et des phasianidés en nature n'a jamais fait, semble-t-il, l'objet d'un intérêt marqué (Alain 1986, 1988). Toutefois, les retombées économiques engendrées par l'observation de la sauvagine et du loup (*Canis Lupus*) seraient importantes.

En 1999, près de 1,2 million de personnes participaient à des déplacements d'intérêt faunique sans prélèvement dans le but principal d'observer, de nourrir, de photographier ou d'étudier la faune; un total de 17,4 millions de jours ont été consacrés à ces activités, soit 14,4 jours, en moyenne, par participant. Les dépenses associées à la pratique de ces activités engendrent des retombées économiques importantes, sous forme de revenus et de maintien ou de création d'emplois. Les adeptes de l'observation ont déboursé 303,4 millions de dollars et ils permettent de créer ou maintenir 3 379 personnes au travail (MRNF 2006a).

11. OUTILS DE GESTION ET DE SUIVI DES POPULATIONS

Le groupe d'animaux correspondant au « petit gibier » est particulièrement large et diversifié. En fait, il contient 30 espèces indigènes et exotiques réparties en 22 espèces d'oiseaux et huit espèces de mammifères, en plus des espèces d'oiseaux migrateurs considérés par la *Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* (L.C., 1994, c.22) (annexe 1) (MRNF 2006d). Malgré cette grande diversité d'espèces, et à l'exception des oiseaux migrateurs, les chasseurs recherchent principalement le lièvre d'Amérique, la gélinotte huppée, le tétras du Canada et la perdrix grise (Pelletier 2000a). Les prochaines lignes décrivent les outils de gestion disponibles et les méthodes de suivi des populations de ces quatre espèces au Québec.

11.1 Réglementation générale

La chasse de la gélinotte huppée, du tétras du Canada, de la perdrix grise et du lièvre d'Amérique est réglementée depuis fort longtemps au Québec. Des écrits ont été émis concernant la chasse de la gélinotte dès les années 1750-60. La réglementation de la chasse sportive remonte à l'année 1856 (Statuts du Canada 1956 *in* Alain 1988) et suivait de quelques années la première réglementation effectuée aux États-Unis, en 1851 (De Stefano et Rusch 1982 *in* Alain 1988).

11.1.1 Zones et territoires de chasse

La gestion de la chasse du gros et du petit gibier est fondée sur des zones de chasse réparties sur l'ensemble du territoire québécois. Comme la zone 25 n'existe qu'en matière de pêche, on retrouve, à partir de 2004, 28 zones de chasse soit les zones 1 à 24 et 26 à 29.

Ces zones de chasse ont été définies afin de tenir compte de la répartition des espèces et des facteurs biologiques, climatiques et sociaux. Les zones 1 à 6 se retrouvent au sud du Saint-Laurent alors que les zones 7 et 8 sont situées de part et d'autre. Quant aux zones 9

à 19 et 22 à 29, elles se situent au nord du fleuve. L'île d'Anticosti constitue à elle seule la zone 20 et la zone 21, comprenant le golfe du Saint-Laurent et le fleuve en aval du pont Pierre-Laporte (annexe 8). Il est possible de chasser dans chacune de ces zones qui s'étendent à la fois sur des territoires libres, des territoires structurés et des terres privées. Il est cependant interdit de chasser dans certains territoires dont les parcs. Le chasseur doit respecter les exigences relatives à chaque territoire qu'il désire fréquenter (MRNF 2008).

Dans les zecs, la gestion des activités est confiée à des organismes sans but lucratif. Généralement, la réglementation de la chasse du petit gibier sur le territoire du Québec suit la réglementation établie pour la zone. Cependant, une zec peut interdire la chasse du petit gibier (sauf les oiseaux migrateurs) au moyen de l'arme à feu, de l'arbalète ou de l'arc durant une période de chasse à l'original (MRNF 2008).

Dans les réserves fauniques, la chasse du petit gibier fait l'objet d'une réglementation particulière, notamment pour les espèces, les saisons de chasse, l'obligation de détenir un droit d'accès, de se conformer aux dates, heures et endroits mentionnés sur le droit d'accès et, au terme d'un séjour, de faire rapport de sa chasse et d'indiquer ses captures, s'il y a lieu (annexe 9) (MRNF 2008).

Les pourvoies, quant à elles, sont des entreprises privées qui offrent aux chasseurs divers services dont l'hébergement. Certains pourvoyeurs jouissent de droits exclusifs de chasse sur des territoires déterminés (pourvoies à droits exclusifs). Il faut donc obtenir l'autorisation du pourvoyeur et acquitter les droits pour y chasser. La réglementation de la chasse du petit gibier sur ces territoires suit la réglementation de la zone. Le pourvoyeur peut affecter une gestion particulière en regard des différentes activités de chasse sur son territoire (MRNF 2008).

Toute personne qui désire chasser sur une terre privée doit obtenir la permission du propriétaire pour accéder à cette dernière et se conduire de façon à mériter son bon accueil. De plus, en milieu périurbain, le chasseur doit tenir compte de la présence des

autres citoyens dans la pratique de son activité. Par exemple, le chasseur doit respecter la réglementation municipale qui légifère en matière de décharge d'armes à feu (MRNF 2008).

La chasse au nord du Québec fait l'objet d'une réglementation particulière. Les chasseurs qui se rendent dans les zones 17, 22, 23 et 24 doivent, en plus de se conformer à la réglementation générale sur la chasse, se conformer à la *Loi sur les droits de chasse et de pêche dans les territoires de la Baie-James et du Nouveau-Québec*. Ces territoires sont subdivisés en trois catégories. Pour pouvoir chasser sur les terres de catégorie I et II, en plus du permis de chasse requis, il faut obtenir une autorisation (droit d'accès) auprès des autorités autochtones intéressées, soit les autorités cries ou naskapiques du Québec. Également, dans certains secteurs de compétence du Québec, on exige que les chasseurs soient accompagnés d'un guide inuit. Dans les terres de catégorie I, II et III, on peut pratiquer la chasse uniquement avec l'arme à feu ou l'arc (Société de la faune et des parcs du Québec 2000a).

11.1.2 Certificat du chasseur et permis de chasse

Au Québec, l'obtention d'un certificat du chasseur est requise de toute personne qui désire acheter un permis annuel de chasse à l'arme à feu, à l'arbalète ou à l'arc. Les exigences d'admissibilité générale sont : être âgé de 12 ans ou plus, être résident du Québec, ne pas être sous le coup d'une suspension ou d'une annulation dudit certificat à la suite d'une condamnation par la cour et avoir suivi et réussi le ou les cours des modules de formation des chasseurs selon la certification désirée.

Depuis 1994, il est obligatoire de suivre et de réussir les épreuves de deux cours pour obtenir le certificat de chasse à l'arme à feu et à l'arbalète, soit le cours canadien de sécurité dans le maniement des armes à feu (CCSMAF) et le cours d'initiation à la chasse avec arme à feu (ICAF).

Pour obtenir un certificat du chasseur à l'arc, une personne doit suivre et réussir le cours du module d'initiation à la chasse à l'arc (ICA). La réussite de ce cours exige le passage d'un examen théorique et pratique. Ce dernier vise à s'assurer que la personne possède l'habileté minimale requise pour chasser à l'arc.

Le certificat du chasseur peut faire mention de deux codes de certification. Ces codes attestent que son titulaire est apte à se procurer un permis pour les activités de chasse suivantes en fonction des codes mentionnés au recto du certificat : Code F : chasse à l'arme à feu et à l'arbalète; Code A : chasse à l'arc (MRNF 2008).

Le certificat du chasseur est permanent alors que le permis de chasse doit être renouvelé annuellement. Bien que le « permis de chasse du petit gibier » soit valide du premier avril au 31 mars de l'année suivante, le chasseur doit tout de même s'assurer de vérifier les dates durant lesquelles il peut légalement exercer son activité (MRNF 2008).

Depuis le premier avril 2000, le permis de chasse du petit gibier inclut aussi le droit de colleter les lièvres et le lapin à queue blanche. Il faut noter que le permis de colletage existe toujours pour ceux qui ne veulent que colleter les lièvres ou le lapin à queue blanche ou qui n'ont pas le certificat du chasseur. Ces permis autorisent le titulaire et son conjoint à pratiquer l'activité propre en vertu de ceux-ci (MRNF 2008).

Pour la saison 2004–2005, le tarif pour un permis de chasse du petit gibier était de 13,04 \$ pour les résidents et de 61,73 \$ pour les non-résidents. Le permis de colletage (pour résident seulement) pour les lièvres et le lapin à queue blanche était quant à lui de 13,69 \$. Le coût de ces permis inclut une contribution minime versée à la Fondation de la faune du Québec dont la mission est de promouvoir la conservation et la mise en valeur de la faune et de ses habitats. Le permis de chasse du petit gibier ne permet cependant pas à un non-résident adulte de colleter les lièvres ou le lapin à queue blanche (MRNF 2008). Des modalités existent pour les jeunes de 12 à 17 ans et les étudiants de 18 à 24 ans qui désirent pratiquer ces activités. Afin de connaître le détail de ces modalités, on doit se référer à la brochure « La chasse sportive au Québec » de l'année en cours (MRNF 2008).

11.1.3 Périodes de chasse et limites de possession

Dans la plupart des zones, la chasse à la gélinotte huppée et au tétras du Canada débute le samedi le plus près du 18 septembre et se termine le 31 décembre. La chasse à ces espèces débute le 25 août dans les zones 23 et 24, le premier septembre dans la zone 22 et le samedi le plus près du 11 septembre dans les zones 19 sud et 29. La chasse est interdite dans la zone 19 nord et sur l'Île-Verte. Les dates de chasse sont différentes dans les réserves fauniques (annexe 9).

La chasse au tétras du Canada a été autorisée sur l'île d'Anticosti en 2000 (André Gingras, comm. pers.¹⁹), suite à l'introduction de cette espèce qui a été effectuée en 1985 et en 1986 (Ferron et Lemay 1987; Lemay *et al.* 1998). Au Québec, la période de chasse à la perdrix grise a lieu du samedi le plus près du 18 septembre au 15 novembre dans toutes les zones, sauf dans les zones 8, et 19 nord où la chasse est fermée (Société de la faune et des parcs du Québec 1997; MRNF 2008).

La limite de prise dans une même journée est de cinq oiseaux, en tout, pour la gélinotte huppée, la perdrix grise, le tétras du Canada et le tétras à queue fine toutes espèces confondues (2000). Toute personne ne peut avoir en sa possession plus de 15 oiseaux des espèces suivantes : gélinotte huppée, perdrix grise, tétras du Canada et tétras à queue fine et plus de 30 oiseaux des espèces suivantes : lagopède alpin et lagopède des saules (annexe 9).

La chasse au lièvre d'Amérique, au lapin à queue blanche et au lièvre arctique s'effectue pour les zones 1 à 18, 20, 21 et 26 à 28 entre le samedi le plus près du 18 septembre au premier mars, la zone 19 sud et 29 où la chasse est autorisée entre le samedi le plus près du 11 septembre au 30 avril, la zone 22 où la chasse est autorisée entre le premier septembre et le 30 avril et les zones 23 et 24 où la chasse est autorisée entre le 25 août et le 30 avril. Aux Îles de la Madeleine (zone 21), la chasse au lièvre d'Amérique est permise sur l'île du Havre Aubert seulement. La période de chasse à cet endroit va du 13

¹⁹ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 2001.

au 21 novembre. Pour ces trois espèces, la chasse n'est pas autorisée dans la zone 19 nord.

La pratique du colletage est quant à elle autorisée entre le samedi le plus près du 18 septembre au 1^{er} mars ou entre le 1^{er} décembre et le 1^{er} mars, dépendant des zones. Le colletage dans la zone 19 sud et 29 est autorisé entre le samedi le plus près du 11 septembre au 30 avril. Aucun colletage n'est permis sur l'Île d'Orléans et aux Îles-de-la-Madeleine. Des modalités particulières s'appliquent pour la zone 17. Les dates de colletage sont différentes dans les réserves fauniques (annexe 9) (MRNF 2008).

Il n'y a aucune limite de prise pour la chasse ou le colletage du lièvre d'Amérique, du lièvre arctique ou du lapin à queue blanche, à l'exception de la zone 8 où il est permis à toute personne de chasser, dans une même journée, au plus cinq animaux faisant partie des espèces lièvre d'Amérique et lapin à queue blanche (Société de la faune et des parcs du Québec 2000a). De plus, il est interdit de s'adonner à la pratique du colletage dans les zones 8 et 19 nord.

11.2 Suivi des populations

Les principaux outils utilisés pour le suivi des populations de petits gibiers sont les statistiques de récolte, les enquêtes postales ou sondage, les inventaires ou les indicateurs de tendance des populations.

11.2.1 Statistiques de récolte

Au Québec, le nombre d'individus récoltés et le succès de chasse sont les principaux paramètres obtenus pour les territoires structurés. Les statistiques sont récoltées à la sortie du territoire par le préposé, au poste d'enregistrement. Lorsque la chasse du gros gibier est terminée, plusieurs territoires n'offrent plus le service d'un préposé et ils utilisent alors l'auto-enregistrement. Cette méthode consiste à mettre à la disposition du chasseur une carte lui permettant d'inscrire lui-même ses captures. La carte doit être déposée dans

une boîte située à la sortie du territoire. Les données sont par la suite comptabilisées par les gestionnaires des territoires structurés, puis transmises à la direction régionale du MRNF.

11.2.2 Enquêtes et sondages

En 2004, le gouvernement du Québec rendait public le résultat de diverses études menées à la fin des années 1990. Ces informations nous renseignent sur les habitudes des chasseurs et amateurs de la nature ainsi que sur les retombées économiques générées par ces derniers. L'enquête socio-économique de 1988-1989 a permis de récolter de nombreuses données sur la récolte de petit gibier, sur la valeur économique rattachée à la faune et sur le portrait des chasseurs. Une autre enquête a été effectuée sur l'activité de colletage du lièvre d'Amérique en 1985 (Alain 1986; Bourret *et al.* 1991). Ces enquêtes sont des événements ponctuels effectués selon les besoins.

Une initiative intéressante a été tentée en Gaspésie depuis 1999. Un « carnet du chasseur » est distribué aux chasseurs de petit gibier de cette région. Ce carnet est utilisé afin de mettre en place un réseau de suivi de la récolte annuelle de la gélinotte huppée et du tétras du Canada. Le suivi est effectué auprès d'un échantillon de détenteurs de permis de chasse du petit gibier. L'échantillonnage des chasseurs participants est planifié de façon à pouvoir éventuellement distinguer la variation de la qualité de l'activité de chasse en fonction des parties de territoire. Les données compilées permettent ainsi de mesurer l'effort et le succès de chasse d'une centaine de chasseurs (Pelletier 2000a et b, 2001, 2002, 2003).

11.2.3 Inventaires et indices d'abondance

Afin de suivre les populations de petit gibier, des inventaires peuvent être effectués comme des dénombrements de mâles tambourineurs ou des inventaires fondés sur la méthode capture-marquage-recapture. Ces techniques d'inventaires sont toutefois très dispendieuses à effectuer sur l'ensemble du territoire québécois et elles ne peuvent donc pas être utilisées pour suivre annuellement les variations des populations. Le suivi des

populations de petit gibier au Québec se fonde donc principalement sur les méthodes mentionnées aux sections précédentes.

Toutefois, le suivi des variations des populations de lièvres d'Amérique peut se faire à partir d'indices d'abondance fondés sur des grilles de dénombrements de crottins. Ainsi, une stratégie d'échantillonnage pour le dénombrement des crottins de lièvre d'Amérique a été élaborée récemment, dans une optique de gestion des animaux à fourrure, prédateurs de ce dernier (Godbout et Poirier 1999). Une série de grilles d'échantillonnage a été établie dans plusieurs régions administratives du Québec (Outaouais, Abitibi, Nord-du-Québec, Gaspésie Îles de la Madeleine, Chaudière-Appalaches). Le réseau est maintenant en opération depuis le printemps 1999 et permet de suivre les fluctuations annuelles et cycliques des populations de lièvres d'Amérique (Lafond 2000).

11.3 Autres outils de gestion

D'autres outils ont été élaborés afin de gérer indirectement les espèces de petits gibiers en se basant sur la gestion et l'aménagement de leurs habitats respectifs.

11.3.1 IQH

Un des outils de gestion de l'habitat des espèces de petits gibiers est l'indice de qualité de l'habitat (IQH). Les IQH permettent de qualifier un peuplement forestier ou un habitat donné pour une espèce faunique particulière. Dans la mesure du possible, les IQH sont conçus de manière à utiliser les bases de données existantes telles que les cartes écoforestières du MRNF. Les IQH peuvent être utilisés comme point de départ pour cibler les meilleurs habitats pour une espèce donnée et estimer l'impact de l'exploitation forestière sur ces derniers (Guay 1994; Blanchette 1995; Tweddell *et al.* 2000; Blanchette 2001). En permettant de délimiter plus précisément les aires utilisables, ils pourraient aussi être utilisés pour quantifier plus précisément l'abondance des espèces que ce qui a été possible dans le présent rapport.

Des IQH existent pour la gélinotte huppée (Blanchette 1995), pour le tétras du Canada (Tweddell *et al.* 2000) et pour le lièvre d'Amérique (Guay 1994). Ces derniers n'ont toutefois pas encore été validés avec succès. Il n'existe pas encore d'IQH pour la perdrix grise. La validation permet la confrontation des prédictions du modèle avec une estimation de la densité de l'espèce sur le terrain. Dans le cadre des travaux portant sur l'aménagement de l'habitat de la gélinotte huppée dans la réserve faunique de Portneuf, une clé d'interprétation des habitats saisonniers de la gélinotte huppée est actuellement mise à l'essai. Cette clé tient notamment compte de la nature et de l'arrangement spatial des composantes d'habitat recherchées par la gélinotte à l'échelle de son domaine vital, dans les forêts mixtes du Québec. Étant basée sur des données recueillies dans les forêts du Québec, cette clé interprétative pourra avantageusement remplacer l'actuel IQH de la gélinotte huppée (Pierre Blanchette, comm. pers.²⁰). Aucune validation de l'IQH du tétras du Canada et du lièvre d'Amérique n'est actuellement prévue.

11.3.2 Introduction d'espèces

Lorsque les densités d'une espèce sont trop faibles pour que les populations puissent se rétablir d'elles-mêmes, ou qu'une espèce est absente d'un territoire où l'on souhaiterait la rencontrer, une technique d'aménagement parfois utilisée est l'introduction. L'introduction d'une espèce peut se faire à partir d'individus prélevés dans une autre population naturelle, puis relâchés dans le milieu d'accueil. Des introductions peuvent également avoir lieu à partir d'oiseaux ou de mammifères élevés en captivité.

Au Québec, le tétras du Canada a été introduit sur l'île d'Anticosti en 1985 et 1986, à partir de populations naturelles situées sur la Côte-Nord (Ferron et Lemay 1987). De même, la gélinotte huppée a été introduite sur quelques îles du Saint-Laurent comme l'île d'Anticosti (1911), l'Île-aux-Lièvres (1990, 1991 et 1992) et l'Île-Verte (1993). Ces introductions ont été couronnées de succès (Alain 1988; Gauthier et Aubry 1995).

²⁰ Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 2008.

Des introductions de perdrix grises ont été tentées un peu partout en Europe, aux États-Unis, en Ontario et au Québec. Ainsi, les perdrix grises du Québec proviennent à la fois d'introductions effectuées dans les régions de Valleyfield et de Saint-Hyacinthe entre 1965 et 1972 et d'une colonisation des perdrix grises introduites dans la région de New-York entre 1906 et 1929 et en Ontario vers 1907 (Chabot *et al.* 1979; Cyr et Larivée 1995) (section 5.2).

Cependant les oiseaux introduits, qu'ils proviennent de populations naturelles ou d'élevages, possèdent parfois des taux de survie plus faibles que les populations bien établies (Putala et Hissa 1995; Beani et Dessi-Fulgheri 1998; Liukkonen-Antilla *et al.* 1999).

CONCLUSION

Le groupe d'animaux correspondant au « petit gibier » est particulièrement large et diversifié. Malgré cette grande diversité d'espèces, et à l'exception des oiseaux migrateurs, les chasseurs recherchent principalement le lièvre d'Amérique, la gélinotte huppée, le tétras du Canada et la perdrix grise.

Pour toutes ces espèces prisées par les chasseurs, la qualité de l'habitat est fort probablement le facteur limitant le plus important de tous. La liste des éléments de perturbation des habitats des espèces fauniques est longue, passant de la modification à la destruction.

Malgré la perte d'habitat de qualité sur le territoire québécois, on considère tout de même que les populations de petit gibier se portent bien, du moins à l'échelle de la province. Localement, la situation peut-être différente soit en raison de la qualité de l'habitat ou de la pression de chasse. Certains secteurs, comme le sud du Québec, semblent plus particulièrement sollicités par les chasseurs et des problèmes de disponibilité de la ressource sont appréhendés. La qualité des données nécessaires au suivi de ces populations est déficiente ce qui limite l'identification plus précise des problématiques locales. Les données socio-économiques relatives à l'activité de chasse du petit gibier sont tout aussi insuffisantes pour identifier les pistes de solutions.

Malgré les multiples contraintes, de nombreux adeptes pratiquent toujours la chasse du petit gibier. Ils engendrent des retombées économiques tout aussi importantes que celles rapportées par la chasse du cerf de Virginie ou de l'orignal. Malgré la présence de ce potentiel de développement important, la mise en valeur de cette ressource faunique jusqu'à présent, a été négligée par rapport au gros gibier.

Le présent document visait principalement le rassemblement des informations disponibles sur quatre espèces de petit gibier et leur mise en valeur. Une seconde revue de littérature est en cours pour couvrir d'autres espèces de petits gibiers tels que le tétras à queue fine, le lagopède des saules, le lagopède alpin, le lièvre arctique et le lapin à queue blanche. La prochaine étape consistera à établir clairement des constats sur la base de ces informations et à identifier des solutions. Ce sera l'objet du plan de gestion du petit gibier à venir.

REMERCIEMENTS

Plusieurs personnes, ont contribué à l'élaboration de ce document et nous souhaitons les remercier. Tout d'abord, nous aimerions souligner la contribution de Gilles Lamontagne pour sa patience, son énergie communicative, les nombreux échanges et les commentaires judicieux qui ont permis de réaliser cet ouvrage. Une pensée particulière va aussi à Michel Huot qui, durant un bon moment, a tenu les rennes de ce dossier et a permis de le bonifier. Michel Lepage, René Lafond et Réhaume Courtois ont lu les premières versions de ce document et ont su donner de judicieux et précieux commentaires sur son contenu. Sylvie Bernier, Pierre Blanchette et Pierre Bouchard ont été de précieux conseillers pour certains chapitres, alors que Daniel Guérin a procédé à la mise à jour des données statistiques et que Marianne Gagnier a participé à l'édition du document. Nous souhaitons aussi remercier les nombreux collaborateurs en régions qui ont eux aussi fourni des commentaires essentiels à la réalisation du document. De même, ce bilan n'aurait pu être complet sans la participation des partenaires du MRNF pour la révision de la dernière version dont Jean Ferron et Yves Lemay de l'Université du Québec à Rimouski. Finalement, nos remerciements vont à Jean Berthiaume et Réjean Roy qui ont réalisé certaines des figures présentes dans le présent document, à Jacinthe Bouchard qui a effectué la révision linguistique et à Johanne Bibeau pour la mise en page finale du bilan.

BIBLIOGRAPHIE

- AEBISCHER, J. N. 1997. Gamebirds : management of the grey partridge in Britain, p. 131-151. In M. Bolton, éd. Conservation and the use of wildlife resources, Chapman Hall. Conse. Biol. Ser. 8 : 131-151.
- ALAIN, G. 1986. Plan tactique : le lièvre d'Amérique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre, Québec. 40 p.
- ALAIN, G. 1988. Plan tactique : la gélinotte huppée. Ministère, du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Québec. 50 p.
- ALLAN, T. A. 1985. Seasonal changes in habitat use by Maine spruce grouse. Can. J. Zool. 63 : 2738-2742.
- ANONYME. 1984. Complexe hydroélectrique de La Grande Rivière. Écologie du lièvre d'Amérique, *Lepus americanus*. Synthèse bibliographique. Société d'énergie de la Baie James, Direction ingénierie et environnement et Société multidisciplinaire d'études et de recherches de Montréal Inc., Montréal. 106 p.
- ANONYME. 1996. Les pratiques de gestion optimales : gestion de l'habitat du poisson et de la faune. Agriculture et Agro-alimentaire Canada et ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, éd. Plan vert, Plan conjoint des habitats de l'Est, Habitat faunique Canada, Canards Illimités Canada et l'Ontario Federation of Anglers and Hunters, Ontario. 91 p.
- ANONYME. 2000. Diagnostic sur l'industrie de la chasse et de la pêche au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des affaires institutionnelles. Impact Recherche, dossier 19-5100H. 13 p.
- ASSOCIATION QUÉBÉCOISE DES GROUPES D'ORNITHOLOGUE (AQGO). 2000. Recensement des oiseaux de Noël. Base de données ornithologiques. Association québécoise des groupes d'ornithologues (AQGO).
- ATWATER, S. and J. SCHNELL. 1989. Ruffed grouse. The wildlife series. Stackpole Books, Harrisburg (États-Unis). 370 p.
- BANFIELD, A. W. F. 1977. Les mammifères du Canada. Musée national des Sciences naturelles et Musées nationaux du Canada. Les Presses de l'université Laval, Québec. 406 p.
- BASCOMPTE, J., R. V. SOLÉ and N. MARTINEZ. 1997. Population cycles and spatial patterns in snowshoe hares : an individual-oriented simulation. J. Theor. Biol. 187 : 213-222.
- BEANI, L. and F. DESSI-FULGHERI. 1995. Mate choice in the grey partridge, *Perdix perdix* : rôle of physical and behavioural male traits. Anim. Behav. 49 : 347-356.

- BEANI, L. and F. DESSI-FULGHERI. 1998. Anti-predator behaviour of captive grey partridges (*Perdix perdix*). *Eth. Ecol. and Evol.* 10 : 185-196.
- BEAUDET, M. et C. MESSIER. 1997. Le bouleau jaune en peuplements feuillus et mixtes : autoécologie, dynamique forestière et pratiques sylvicoles. Groupe de recherche en écologie forestière (GREF), université du Québec à Montréal. 56 p.
- BEAUDETTE, P. D. and D. M. KEPPIE. 1992. Survival of dispersing spruce grouse. *Can. J. Zool.* 70 : 693-697.
- BÉLANGER, G. 2000. Impact des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée et du tétras du Canada. Fédération des groupements forestiers de la Gaspésie et - de la faune et des parcs du Québec, Québec. 43 p.
- BERGERON, J.-F. 1996. La pessière noire à mousses. Dans *Manuel de foresterie*, p. 132-279. Presses de l'Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, 1 428 p.
- BERGERON, Y. et A. LEDUC. 1998. Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southeastern Canadian boreal forest. *J. Veg. Sci.* 9 : 492-500.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT and D. LESIEUR. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* 31 : 384-391.
- BERGERON, Y., A. LEDUC, B. HARVEY et S. GAUTHIER. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36 : 81-95.
- BERTRAND, N. et F. POTVIN, 2002. Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe : synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay-Lac-Saint-Jean, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et Société de la Faune et des Parcs du Québec, code de diffusion 2002-3118, 98 p.
- BIGUÉ, C. 2000. Estimation de la densité de population du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) à l'île du Havre Aubert et proposition de modalités de chasse. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New Richmond. 16 p.
- BLANCHETTE, P. 1995. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs et Ministère des Ressources naturelles, Gestion intégrée des ressources, Québec. 39 p.
- BLANCHETTE, P. 2001. Proposition de projet sur la gélinotte huppée. Société de la faune et des parcs, Direction de la recherche sur la faune, Québec. Document interne. 4 p.

- BLANCHETTE, P., S. DESJARDINS, M. POIRIER, J. LEGRIS et P. LARUE. 2003. Utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune et de la pessière à mousses. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 63 p.
- BLANCHETTE, P., et S. SAINT-ONGE. 2007. Suivi des aménagements de l'habitat de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) dans la réserve faunique de Portneuf : indicateurs relatifs à la récolte sportive, saison 2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 26 p.
- BLANCHETTE, P., J.-C. BOURGEOIS and S. SAINT-ONGE. 2007. Ruffed grouse winter habitat use in mixed softwood-hardwood forests, Québec, Canada. J. Wildl. Manage. 71 (6) : sous-presse.
- BLOOMER, S. E. M., T. WILLEBRAND, I. M. KEITH and L. B. KEITH. 1995. Impact of helminth parasitism on a snowshoe hare population in central Wisconsin : a field experiment. Can. J. Zool. 73 : 1891-1898.
- BLOUIN, A., R. COUTURIER, P. D'AMOURS, J. LAROCQUE et S. LÉVESQUE. 1989. Enquête auprès des chasseurs et des colleteurs de lièvres d'Amérique de la région Bas-Saint-Laurent/Gaspésie. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Rimouski. 61 p.
- BOAG, D. A. and M. A. SCHROEDER. 1987. Population fluctuations in spruce grouse : what determines their numbers in spring ? Can. J. Zool. 65 : 2430-2435.
- BOAG, D. A. and M. A. SCHROEDER. 1992. Spruce grouse. The Birds of the North America. 5 : 1-28.
- BORG, C. and S. TOFT. 1999. Value of the aphid *Rhopalosiphum padi* as food for grey partridge *Perdix perdix* chicks. Wildl. Biol. 5(1) : 55-58.
- BOUCHER, D., L. DE GRANDPRÉ et S. GAUTHIER, 2002. La diversité structurale dans la forêt boréale : développement d'un outil caractérisant la structure des peuplements. For. Chron. 79 (2) : 318-328.
- BOUCHER, S., H. BOULANGER, M. GENDRON, M. LEMAY et P. LORD. 1999. Étude de la population de gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) sur la Réserve faunique de Rimouski. Automne 1999. Société de la faune et des parcs du Québec et Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 24 p.
- BOUCHER, S., M. CRÊTE, J.-P. OUELLET, C. DAIGLE AND L. LESAGE. 2004. Large-scale trophic interactions : white-tailed deer growth and forest understory. Écoscience 11(3) : 286-295.

- BOURRET, D., G. ALAIN et M. LEPAGE. 1991. Sondage auprès des chasseurs de petit gibier en 1988-1989 : résumé de l'analyse des résultats. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec. 11 p.
- BREITENMOSER, U., B. G. SLOUGH and C. BREITENMOSER-WÜRSTEN. 1993. Predators of cyclic prey : is the Canada lynx victim or profiteer of the snowshoe hare cycle ? *Oikos*. 66 : 551-554.
- BRILLON, S., R. DUPIN, J. LAFRANCE et H. SÉNÉCHAL. 1998. Étude des gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) sur la Réserve faunique de Rimouski. Automne 1998. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 26 p.
- BUMP, G., R. W. DARROW, F. C. EDMISTER and W. F. CRISSEY. 1947. The ruffed grouse : its life history and management. New-York State Conservation Department. 915 p.
- CADE, B. S. and P. J. SOUSA. 1985. Habitat suitability index models: ruffed grouse. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D. C. Biological Report 82 (10.86). 31 p.
- CARROLL, J. P. 1993. Gray partridge. *The Birds of the North America*. 58 : 1-20.
- CHABOT, J., R. McNEIL et J. BURTON. 1979. Une étude de la perdrix grise (*Perdix perdix*) au Québec. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche. Centre de recherches écologiques de Montréal, Université de Montréal, Montréal. 155 p.
- CHOINIÈRE, L. et L. BÉLANGER. 1996. Fréquentation des haies brise-vent par la faune aviaire et colonisation par la flore : II.- Étude descriptive des haies au Québec dans une perspective d'intégration faune-agriculture. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Série de rapports techniques n° 262., 56p. + annexes.
- COLLIN, L. 1996a. Guides techniques, aménagement des boisés et terres privés pour la faune : la gélinotte huppée. Fondation de la faune du Québec, Hydro-Québec, Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. 6 p.
- COLLIN, L. 1996b. Guides techniques, aménagement des boisés et terres privés pour la faune : le tétaras du Canada. Fondation de la faune du Québec, Hydro-Québec, Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. 4 p.
- COLLIN, L. 1996c. Guides techniques, aménagement des boisés et terres privés pour la faune : le lièvre d'Amérique. Fondation de la faune du Québec, Hydro-Québec, Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. 4 p.

- COLLIN, L. 1996d. Guides techniques, aménagement des boisés et terres privés pour la faune : notions d'habitats. Fondation de la faune du Québec, Hydro-Québec, Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. 4 p.
- COULOMBE, G., J. HUOT, J. ARSENAULT, É. BEAUCE, J.-T. BERNARD, A. BOUCHARD, M.-A. LIBOIRON et G. SZARAZ. 2004. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 307 p.
- COURTOIS, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de Doctorat, Université du Québec à Rimouski, Québec. 350 p.
- COX, E. W., R. A. GARROT and J. R. CARY. 1997. Effect of supplemental cover on survival of snowshoe hares and cottontail rabbits in patchy habitat. *Can. J. Zool.* 75 : 1357-1363.
- CREIGHTON, J.H. and D.M. BAUMGARTNER. 2002. Ecosystem management and NIPF landowners in Washington state, USA. *Small scale economics, Management and policy* 1:55-69.
- CRECQ (Conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec). 2001. Le portrait de l'environnement du Centre-du-Québec. Drummondville, 170 p.
- CRÊTE, M. et L. MARZELL. 2006. Évolution des forêts québécoises au regard des habitats fauniques : analyse des grandes tendances sur trois décennies. *The Forestry Chronicle* 82 (3) : 368-382.
- CUSSON, M., M.-H. ST-LAURENT, J. FERRON et A. CARON. 2000. Utilisation à court terme de trois types de forêts résiduelles par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en forêt boréale. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 79 p.
- CYR, A. et J. LARIVÉE. 1995. Atlas saisonnier des oiseaux du Québec. Les Presses de l'Université de Sherbrooke et la Société de Loisir Ornithologique de l'Estrie inc., Sherbrooke. 711 p.
- DAMBACHEV, J. M., H. W. Li, J. O. WOLFF and P. A. ROSSIGNOL. 1999. Parsimonious interpretation of the impact of vegetation, food, and predation on snowshoe hare. *Oikos*. 84 : 530-532.
- De BELLEFEUILLE, S. 2000. La sapinière boréale en voie de régénération : un écosystème inhospitalier pour le lièvre d'Amérique. *Info FQF*. 8(2) : 8-9.
- De BELLEFEUILLE, S., L. BÉLANGER, J. HUOT, et A. CIMON. 2001. Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare. *Can. J. For. Res.* 31: 41-51.

- D'EON, R. 1997. Vegetative concealment, proximity to trails, and predator activity as relative factors affecting nest success and egg loss in Spruce Grouse, *Dendragapus canadensis*. Can. Field-Nat. 111 : 399-402.
- DESROSIERS, A. éd. 2000. Compte rendu du 14^e Atelier sur la petite faune, tenu du 16 au 18 Février 2000. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 101 p.
- DESSECKER, D. R. 1997. Ecological implication of social constraints on resource management : the ruffed grouse *Bonasa umbellus* example. Wildl. Biol. 3(4) : 285.
- DIMMICK, R. W., J. D. SOLE, P. E. HALE and W. G. MINSER. 1997. Response of ruffed grouse *Bonasa umbellus* to forest management in the southern Appalachian Mountains, USA. Wildl. Biol. 3 : 273.
- DION, J. 1988a. La gélinotte huppée (Partie 1). Les carnets de zoologie. 48 : 5-12.
- DION, J. 1988b. La gélinotte huppée (Partie 2). Les carnets de zoologie. 48 : 25-30.
- DION, P. 2000. La Société de la gélinotte huppée initie un important projet stratégique de cohabitation forêt-faune dédié à la perdrix. Communiqué de presse émis par la Société Canadienne de la gélinotte huppée. Mardi le 20 mars 2000. 2 p.
- DIRECTION RÉGIONALE DU BAS-SAINT-LAURENT. 2003. Statistiques de récolte de chasse au petit gibier. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent. Document interne.
- DOAN, M. A., R. W. DIMMICK, D. A. BUEHLER and J. C. RENNIE. 1997. Defining habitat quality for ruffed grouse *Bonasa umbellus* in the southern Appalachians using HSI models. Wildl. Biol. 3 : 274.
- DOUCET, R. 2000. L'envahissement des parterres de coupe par le sapin est-il inévitable ? L'aubelle 132 : 11-13.
- DOYON, F., et S. SOUGAVINSKI. 2002. Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du Nord-Est de l'Amérique du Nord. IQAAF pour le ministère des Ressources naturelles du Québec. Direction de l'environnement forestier, 116 p. (Document non publié).
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS et J. FERRON. 1998. Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. Can. J. For. Res. 28 : 468-477.
- DUSSAULT, C., J. FERRON et R. COURTOIS. 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, Direction de la faune et des habitats et Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 67 p.

- FAHRIG, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wildl. Manage.* 61 : 603-610.
- FERRON, J. 1993. How do population density and food influence social behaviour in the snowshoe hare (*Lepus americanus*) ? *Can. J. Zool.* 71 : 1084-1089.
- FERRON, J., J. COUTURE et Y. LEMAY. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec, Québec. 198 p.
- FERRON, J. et Y. LEMAY. 1987. Prévisions démographiques pour la population de tétras des savanes (*Dendragapus canadensis*) introduite à l'île d'Anticosti en 1985 et 1986. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 33 p.
- FERRON, J. et J.-P. OUELLET. 1989. Le comportement social dans un petit groupe captif de lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*). *Naturaliste Can.* 116 : 17-26.
- FERRON, J. and J.-P. OUELLET. 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., J.-P. OUELLET et S. TREMBLAY. 1994a. Revue critique des méthodes de suivi des populations de lynx du Canada. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Rimouski. 25 p.
- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT. 1994b. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Université du Québec à Rimouski, Québec. 75 p.
- FERRON, J., F. POTVIN and C. DUSSAULT. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Can. J. For. Res.* 28 : 1335-1343.
- FRÉCHETTE, J.-L. 1986. Guide pratique des principaux parasites et maladies de la faune terrestre et ailée du Québec. Distributions Pisciconsult Inc., Saint-Hyacinthe. 280 p.
- FUSANI, L., L. BEANI, C. LUPO and F. DESSI-FULGHERI. 1997. Sexually selected behaviour of the grey partridge is affected by plasma androgen levels. *Anim. Behav.* 54 : 1013-1018.
- GAGNON, D. 2004. La forêt naturelle du Québec, un survol. Rapport préparé pour la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, Université du Québec à Montréal. 74 p.

- GAGNON, R. 1988. La dynamique naturelle des peuplements équiennes d'épinette noire. Dans Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire : applications pratiques en aménagement. Colloque de l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Chicoutimi, 18-9 août, 11 p.
- GAGNON, R., J. POTVIN et E. GAGNÉ. 1998. Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay—Lac-Saint-Jean-Chibougamau-Chapais (Québec): vers un aménagement forestier durable. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 28p.
- GAGNON R. et H. MORIN. 2001. Les forêts d'épinette noire au Québec : dynamique, perturbations et biodiversité. Naturaliste Canadien 125 : 26-35.
- GAGNON, R., J. POTVIN et É. GAGNÉ. 1998. Les bases écologiques du fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay-Lac-Saint-Jean - Chibougamau-Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable. Université du Québec à Chicoutimi, , Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale. 27 p.
- GAULIN, J. et R. CÔTÉ. 2001. Le chasseur québécois : Analyses statistiques des fichiers administratifs 1996 à 1998. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction générale des ressources informationnelles. 246 p.
- GAUTHIER, J. et Y. AUBRY. 1995. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues (AQGO). Société québécoise de protection des oiseaux. Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal. 1 295 p.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. Nat. Can. 125 : 10-17.
- GERMAIN, G., P. LARUE, M. MORASSE et F. POTVIN. 1996. Aménagement de la faune et de ses habitats. Dans Manuel de foresterie, p. 673-702. Presses de l'Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, 1 428 p.
- GHAZAL, C., S. DUMOULIN et M.-C. LUSSIER. 2006. Portrait de l'environnement du bassin versant de la rivière Nicolet. Corporation de gestion des rivières des Bois-Francs. 173 p, et 9 annexes.
- GIRARD, C. 1999. Comparaison de l'utilisation de différents types de structure de forêt résiduelle par le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi comme exigence partielle de la maîtrise en ressources renouvelables. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 76 p.
- GIROUX, W, P. BLANCHETTE, J.-C. BOURGEOIS and G. CABANA. 2007. Ruffed grouse brood habitat use in mixed softwood-hardwood nordic-temperate forests, Quebec, Canada. J. Wildl Manage. 71 : 87-95.

- GODBOUT, G. 1999. Détermination de la présence d'un cycle de population du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec et des méthodes de suivi applicables à cette espèce. Société de la faune et des parcs du Québec et Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 95 p.
- GODBOUT, G. et M. POIRRIER. 1999. Stratégie d'échantillonnage pour le suivi du lièvre d'Amérique à l'aide du dénombrement de crottins. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec. 48 p.
- GODFREY, W. E. 1986. Encyclopédie des oiseaux du Québec. Les Éditions de l'homme, Montréal. 663 p.
- GRONDIN, P., C. ANSSEAU, L. BÉLANGER, J.-F. BERGERON, Y. BERGERON, A. BOUCHARD, J. BRISSON, L. DE GRANPRÉ, G. GAGNON, C. LAVOIE, G. LESSARD, S. PAYETTE, P.J.H. RICHARD, J.-P. SAUCIER, L. SIROIS et L. VASSEUR. 1996. Écologie forestière, dans Manuel de foresterie, p. 133-279. Presses de l'Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, Québec. 1 428 p.
- GUAY, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources, Québec. Document technique 93/6. 59 p.
- GUGLIELMO, C. G. and W. H. KARASOV. 1995. Nutritional quality of winter browse for ruffed grouse. J. Wildl Manage. 59 : 427-436.
- GULLION, G. 1977. Forest manipulation for ruffed grouse. Trans. 42nd N. Amer. Wildl. and Nat. Resources. Conf. 42 : 449-458.
- GULLION, G. 1984. Grouse of the north shore. Willow Creek Press, Wisconsin (USA). 136 p.
- HARPER, K. C. BOUDREAULT, L. De GRANDPRÉ, P. DRAPEAU, S. GAUTHIER et Y. BERGERON. 2003. Structure, composition and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the clay-belt region of Quebec and Ontario. Environ. Rev. 11: s79-s98.
- HARVEY, G., F. DUSCHENEAU, R. LEBRUN, P. DULUDE, D. NADEAU, J. ANDREWS. 1997. Mise en valeur de la faune. Rapport de l'équipe de réalisation du chantier. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec. 35 p.
- HAYDON, D. T., E. A. GILLIS, C. I. STEFAN and C. J. KREBS. 1999. Biases in the estimation of the demographic parameters of a snowshoe hare population. Ecological Society. 68 : 501-512.

- HERMAN, M. F. 1980. Spruce grouse habitat requirements in western Montana. Dissertation Abstracts International. 41 : 1179-1180.
- HERZOG, P. W. and D. M. KEPPIE. 1980. Migration in a local population of spruce grouse. The Condor. 82 : 366-372.
- HEWITT, D. G. and R. L. KIRKPATRICK. 1996. Forage intake rates of ruffed grouse and potential effects on grouse density. Can. J. Zool. 74 : 2016-2024.
- HEWITT, D. G. and R. L. KIRKPATRICK. 1997. Daily activity times of ruffed grouse in southwestern Virginia. J. Field Ornithol. 68 : 413-420.
- HIK, D. S. 1995. Does risk of predation influence population dynamics ? Evidence from the cyclic decline of snowshoe hares. Wildl. Res. 22 : 115-129.
- HOGSON, B. and M. TYRREL. 2003. Literature review : an annotated bibliography of the published and grey literature on family forest owners. Global institute of sustainable forestry research paper 002, Yale university. 17p.
- HUOT, J. 1976. Faune du Québec : les lièvres et les lapins. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la chasse et de la pêche, Québec. 8 p.
- INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC. 2008a - Perspectives démographiques, Québec et régions, 2001-2051, édition 2003 en ligne . - Réf. du 15 juillet. 2008 . - Disponible sur le site Internet. - Accès : http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/societe/demographie/persp_poplt/pers2001-2051/index.htm .
- INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC. 2008b. - Données démographiques régionales / Municipalités (découpage géographique au 1er janvier 2008) en ligne . - Réf. du 15 juillet. 2008 . - Disponible sur le site Internet. - Accès : http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/societe/demographie/dons_regnl/regional/index.htm .
- INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC 2008c. - Données statistiques / industrie bioalimentaire / cultures / grandes cultures en ligne . - Réf. du 15 juillet 2008 . - Disponible sur le site Internet. - Accès : http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/econm_finnc/filr_bioal/culture/culture/index.htm .
- ITÄMIES, J., A. PUTAALA, M. PIRINEN and R. HISSA. 1996. The food composition of grey partridge chicks *Perdix perdix* in central Finland. Ornis Fennica. 73 : 27-34.
- IVES, A. R. and D. L. MURRAY. 1997. Can sublethal parasitism destabilize predator-prey population dynamics ? A model of snowshoe hares, predators and parasites. J. of Anim. Ecol. 66 : 265-278.

- JAKUBAS, W. J. and G. W. GULLION. 1991. Use of quaking aspen flower buds by ruffed grouse : its relationship to grouse densities and bud chemical composition. *The Condor* 93 : 473-485.
- JOBIN, B. C. LATENDRESSE, C. MAISONNEUVE, A. SEBBANE et M. GRENIER. 2007. Changements de l'occupation du sol dans le sud du Québec pour la période 1993-2001. Série de rapports techniques n°483, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, Québec. 112 p. et annexes.
- KALLA, P. I., R. W. DIMMICK, and S. PATTON. 1997. Helminths in ruffed grouse at host's southeastern range boundary. *J. of Wildl. Dis.* 33 : 503-510.
- KEITH, L. B. 1990. Dynamics of snowshoe hare populations. *In* H.H. Genoways, éd. *Current mammalogy*. Plenum Press, New York. 4 :119-195.
- KEITH, L. B., S. E. M. BLOOMER and T. WILLEBRAND. 1993. Dynamics of a snowshoe hare population in fragmented habitat. *Can. J. Zool.* 71 : 1385-1392.
- KEITH, I. M., L. B. KEITH and J. R. CARY. 1986. Parasitism in a declining population of snowshoe hares *Lepus americanus*. *J. Wildl. Dis.* 22(3) : 349-363.
- KEPPIE, D. M. 1987. Impact of demographic parameters upon a population of spruce grouse in New Brunswick. *J. Wildl. Manage.* 51 : 771-777.
- KEPPIE, D. M. 1997. Fragmentation of spruce grouse *Dendragapus canadensis* habitat : a synthesis of the present and direction for the future. *Wildl. Biol.* 3(4) : 284.
- KILIAAN, H. P. L. 1989. A hawk-owl spruce grouse encounter in the Northwest Territories. *Blue Jay*. 47 : 213-214.
- KOEHLER, G. M. 1990. Population and habitat characteristics of lynx and snowshoe hares in north central Washington. *Can. J. Zool.* 68 : 845-851.
- KREBS, C. J., R. BOONSTRA, S. BOUTIN and A. R. E. SINCLAIR. 2001. What drives the 10-year cycle of snowshoe hare ? *BioScience*. 51(1) : 25-35.
- KREBS, C. J., B. S. GILBERT, S. BOUTIN and R. BOONSTRA. 1987. Estimation of snowshoe hare population density from turb transects. *Can. J. Zool.* 65 : 565-567.
- KREBS, C. J., B. S. GILBERT, S. BOUTIN, A. R. E. SINCLAIR and J. N. M. SMITH. 1986. Population biology of snowshoe hares I. Demography of food-supplemented populations in the southern Yukon, 1976-1984. *Journal of Animal Ecology* 55 : 963-982.
- LAFOND, R. 1999. La gestion du lynx du Canada au Québec : une histoire à suivre. *Naturaliste Canadien*. 123(3) : 26-31.

- LAFOND, R. 2000. Bilan du programme de suivi du lièvre. *In* A. Desrosiers, éd. Compte rendu du douzième atelier sur les animaux à fourrure 1999, tenu à Sainte-Foy du 29 novembre au 2 décembre 1999. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 125 p.
- LARIVÉE, J. 2006. Étude des populations du Québec (ÉPOQ). Base de données ornithologiques. Regroupement Québec Oiseau. Rimouski.
- LAVOIE, L. et L. SIROIS. 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science* 9 : 483-492.
- LEBEL, D. 1992. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1981-1991). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la réglementation, de la tarification et des permis, Québec. 62 p.
- LEBEL, D. 1993. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1982-1992). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la réglementation, de la tarification et des permis, Québec. 67 p.
- LEBEL, D. 1994a. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1983-1993). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la réglementation, de la tarification et des permis, Québec. 67 p.
- LEBEL, D. 1994b. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1984-1994). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la réglementation, de la tarification et des permis, Québec. 72 p.
- LEBEL, D. 1996. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1985-1995). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la réglementation et des permis, Québec. 74 p.
- LEBEL, D. 1997. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1986-1996). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des ressources financières, Québec. 74 p.
- LEBEL, D. et S. LÉGARÉ. 1999. Rapport statistique : évolution des ventes de permis de chasse, de pêche et de piégeage au Québec de 1987 à 1997. Ministère de l'Environnement, Direction des affaires institutionnelles et Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la réglementation des territoires fauniques, de la réglementation et des permis, Québec.

- LEDUC, A., Y. BERGERON, P. DRAPEAU, B. HARVEY et S. GAUTHIER. 2000. Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l'aménagement durable en forêt boréale. L'Aubelle 135 : 13-16.
- LEMAY, Y., 1989. Caractérisation de l'habitat du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) sur l'île d'Anticosti. Th. M. Sc. Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières. 133 p.
- LEMAY, Y., J. FERRON et R. COUTURE. 1991. Caractérisation de l'habitat de reproduction du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) sur l'île d'Anticosti. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats. Université du Québec à Trois-Rivières. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 101 p.
- LEMAY, Y., J. FERRON, J.-P. OUELLET et R. COUTURE. 1998. Habitat de reproduction et succès de nidification d'une population introduite de Tétrás du Canada, *Falcapennis canadensis*, dans l'île d'Anticosti, Québec. Can. Field-Nat. 112 : 267-275.
- LI, T., P. BEAUCHESNE et M.-J. OSMANN, 2003. Portrait du déboisement pour les périodes 1990-1999 et 1999-2002 pour les régions administratives de la Chaudière-Appalaches, du Centre-du-Québec, de la Montérégie et de Lanaudière. Ministère de l'environnement du Québec. 35 p.
- LINDSTRÖM, J. 1994. Tetraonid population studies - State of the art. Ann. Zool. Fennici. 31 : 347-364.
- LITVAITIS, J. A. 1990. Differential habitat use by sexes of snowshoe hares (*Lepus americanus*). J. Mamm. 71 : 520-523.
- LITVAITIS, J. A. 1991. Habitat use by snowshoe hares, *Lepus americanus*, in relation to pelage color. Can. Field-Nat. 105(2) : 275-277.
- LITVAITIS, J. A., J. T. MAJOR, J. A. SHERBURNE. 1982. In C. Kleberg, éd. A status report : bobcat movements in relation to snowshoe hare density. Cats of the world : Biology, conservation, and management. A proceedings of the Second international symposium. Wildlife research institute, College of agriculture, Texas. 375 p.
- LIUKKONEN-ANTTILA, T., A. PUTAALA and R. HISSA. 1999. Does shifting from a commercial to a natural diet affect the nutritional status of hand-reared grey partridges *Perdix perdix* ? Wildl. Biol. 5(3) : 147-156.
- McCRACKEN, J. G., W. D. STEIGERS and P. V. MAYER. 1988. Winter early habitat use by snowshoe hares, *Lepus americanus*, in south-central Alaska. Can. Field-Nat. 102 : 25-30.

- McDONALD, J. E. Jr., G. L. STORM and W. L. PALMER. 1998. Home range and habitat use of male ruffed grouse in managed mixed oak and aspen forests. *For. Ecol. and Manag.* 109 : 271-278.
- McLEAN, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks : a review and discussion. *The Forestry Chronicle* 56 : 213-221.
- McLEAN, D. A. and D. P. OSTAFF. 1989. Patterns of balsam fir mortality caused by an uncontrolled spruce budworm outbreak. *Can. J. For. Res.* 19: 1087-1095.
- McISAAC, H. P. 1997. Brood-defense behavior of a ruffed grouse, *Bonasa umbellus*. *Can. Field-Nat.* 111 : 473-475.
- MALTAIS, P. M. and E. A. OUELLETTE. 1983. Helminths parasites on the snowshoe hare (*Lepus americanus*), in New Brunswick. *Natur. Cana.* 110 : 103-105.
- MARJONIEMI, K., E. HOHTOLA, A. PUTAALA and R. HISSA. 1995. Development of temperature regulation in the grey partridge *Perdix perdix*. *Wildl. Biol.* 1(1): 39-46.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ) 2004. Statistiques de récolte de céréales et de maïs au Québec. Données non-publiées. 4 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DE LA FAUNE ET DES PARCS (MRNFP). 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en oeuvre. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec. 47 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC (MRN). 2000. Ressources et industries forestières : portrait statistique. Résumé de l'édition 2000. Ministère des Ressources naturelles, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC (MRN). 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. Ministère des Ressources naturelles. Direction de la planification et des communications.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MRNF). 2006a. – La faune et la nature en chiffres en ligne .- Réf. du 14 juillet 2008 .- Disponible sur le site Internet. – Accès : <<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/faune/statistiques/nature-chiffres.jsp>>.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MRNF). 2006b. Registre du domaine de l'État : base de données sur la tenure. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Bureau de l'arpenteur général, Québec.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MRNF). 2006c. Ressources et industries forestières. Portrait statistique édition 2005-2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, Québec.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MRNF). 2006d. Système Clef 4.5 : contenu légal et réglementaire sur la faune - Logiciel . Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec, Québec.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MRNF). 2008. – La chasse sportive au Québec – Principales règles du 1^{er} avril 2008 au 31 mars 2010. Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec, Québec. 79 p.
- MITCHELL, S. J., T. HAILEMARIAM et Y. KULIS. 2001. Empirical modeling of cutblock edge windthrow risk on Vancouver Island, Canada, using stand level information. *Forest Ecology and Management*, 154 : 117-130.
- MONTAGNA, D. and A. MERIGGI. 1991. Population dynamics of grey partridge (*Perdix perdix*) in northern Italy. *Boll. Zool.* 58 : 151-155.
- MORIN, H., D. LAPRISE et Y. BERGERON. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks in the Lake Duparquet region, Abitibi, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 23 : 1497-1506.
- MORISSETTE, J. 1995. L'ensapinage des pessières de la forêt boréale québécoise : conséquence de la protection contre les feux ? *L'Aubelle* 106 : 9-12.
- MURRAY, D. L. 1999. An assesement of overwinter food limitation in a snowshoe hare population at a cyclic low. *Oecologia* 120 : 50-58.
- MURRAY, D. L. 2000. A geographic analysis of snowshoe hare population demography. *Can. J. Zool.* 78 : 1207-1217.
- MURRAY, D. L. and S. BOUTIN. 1994. Winter habitat selection by lynx and coyotes in relation to snowshoe hare abundance. *Can. J. Zool.* 72 : 1444-1451.
- MURRAY, D. L., J. R. CARY and L. B. KEITH. 1997. Interactive effects of sublethal nematodes and nutritional status on snowshoe hare vulnerability to predation. *J. of Anim. Ecol.* 66 : 250-264.
- MURRAY, D. L., L. B. KEITH and J. R. CARY. 1998. Do parasitism and nutritional status interact to affect production in snowshoe hares. *Ecolo. Soc. of Amer.* 79 : 1209-1222.
- NADEAU, S. 2001. Les propriétaires forestiers et leurs forêts : portrait de la situation dans quelques régions du Québec. Rapport interne du Service canadien des forêts. 41 p.

- NAGORSEN, D. W. 1985. A morphometric study of geographic variation in the snowshoe hare (*Lepus americanus*). Can. J. Zool. 63 : 567-579.
- O'DONOGHUE, M., S. BOUTIN, C. J. KREBS and E. J. HOFER. 1997. Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. Oikos. 80 : 150-162.
- O'DONOGHUE, M., S. BOUTIN, C. J. KREBS, G. ZULETA, D. L. MURRAY and E. J. HOFER. 1998. Functional responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. Ecology 79 : 1193-1208.
- O'DONOGHUE, M. and C. J. KREBS. 1992. Effects of supplemental food on snowshoe hare reproduction and juvenile growth at a cyclic population peak. J. of Anim. Ecol. 61 : 631-641.
- OTTO, R. D. 1998. Attempted predation on a snowshoe hare, *Lepus americanus*, by an american marten, *Martes americana*, and a northern raven, *Corvus corax*. Can. Field-Nat. 112 : 333-334.
- OUELLET, H. 1990. A new ruffed grouse, Aves : Phasianidae : *Bonasa umbellus*, from Labrador, Canada. Canadian Field-Naturalist 104 (3) : 445-449.
- OUELLET, H., M. GOSSELIN et J.-P. ARTIGAU. 1990. Nomenclature française des oiseaux d'Amérique du Nord. Musée Canadien de la nature et Secrétariat d'état du Canada, Ottawa. 217 p.
- PANEK, M. 1992. The effects of environmental factors on survival of grey partridge (*Perdix perdix*) chicks in Poland during 1987-89. J. of Appl. Ecol. 29 : 745-750.
- PANEK, M. 1997a. Density-dependant brood production in the grey partridge *Perdix perdix* in relation to habitat quality. Bird Study. 44 : 235-238.
- PANEK, M. 1997b. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. J. of Appl. Ecol. 34 : 787-792.
- PELLETIER, C. 2000a. Étude des populations de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) et de tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) en Gaspésie. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 41 p.
- PELLETIER, C. 2000b. Carnet du chasseur. Réseau de la récolte annuelle. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 28 p.
- PELLETIER, C. 2001. Suivi de la récolte sportive de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) et de Tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) en territoire libre gaspésien. Saison 2000. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 36 p.

- PELLETIER, C. 2002. Suivi de la récolte sportive de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) et de Tétràs du Canada (*Dendragapus canadensis*) en territoire libre gaspésien. Saison 2001. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 39 p.
- PELLETIER, C. 2003. Suivi de la récolte sportive de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) et de Tétràs du Canada (*Dendragapus canadensis*) en territoire libre gaspésien. Saison 2002. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 37 p.
- PELLETIER, J., M. LACASSE, G. LAMONTAGNE et J.-L. DUCHARME. 1981. Aménagement et utilisation de la faune au Québec. Répertoire des données. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la planification, Québec. 243 p.
- PÉPIN, D. 1981. Sauvegarder et développer les populations de lièvres. La maison rustique, Paris. 158 p.
- POTTS, G. R. 1986. The partridge : pesticides, predation and conservation. Collins, London. 274 p.
- POTTS, G. R. and N. J. AEBISCHER. 1995. Population dynamics of the partridge *Perdix perdix* 1793-1993 : monitoring, modeling and management. Ibis 137 : 29-37.
- POTVIN, F. 1998. La martre d'Amérique (*Martes americana*) et la coupe à blanc en forêt boréale: une approche télémétrique et géomatique. Thèse de Doctorat, Université Laval, Ste-Foy, Québec. 245 p.
- POTVIN, F. et R. COURTOIS. 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : Synthèse d'une étude de 5 ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 91 p.
- POTVIN, F. and N. BERTRAND. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest : A management scenario suitable for wildlife? For chron. 80 : 44-53.
- POTVIN, F. and R. COURTOIS. 2006. Incidence of Spruce Grouse in residual forest strips within large clear-cut boreal forest landscapes. Northeastern Naturalist 13 : 507-520.
- POTVIN, F., R. COURTOIS and L. BÉLANGER. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Québec boreal forest : multiscale effects and management implications. Can. J. For. Res. 29 : 1120-1127.

- POTVIN, F., R. COURTOIS, C. GIRARD et J.-B. STROBEL. 2001a. Fréquentation par le tétras du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec. 48 p.
- POTVIN, F., N. BERTRAND et F. FERRON. 2001b. Relevés hivernaux de pistes dans de grandes aires de coupe pour mesurer l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec. 45 p.
- POTVIN, F., L. BRETON, R. COURTOIS. 2004. Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe avec protection de la régénération et des sols en forêt boréal : une réévaluation après 10 ans. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche. 26 p.
- PRESCOTT, J. et P. RICHARD. 1996. Mammifères du Québec et de l'est du Canada. Guides nature Quintin. Éditions Michel Quintin, Waterloo (Québec). 399 p.
- PUTAALA, A., E. HOHTOLA and R. HISSA. 1995. The effect of group size on metabolism in huddling gray partridge (*Perdix perdix*). Comp. Biochem. Physiol. 111B : 243-247.
- PUTAALA, A. and R. HISSA. 1995. Effects of hand-rearing on physiology and anatomy in the grey partridge. Wildl. Biol. 1 : 27-31.
- PUTAALA, A. and R. HISSA. 1998. Breeding dispersal and demography of wild and hand-reared grey partridges *Perdix perdix* in Finland. Wildl. Biol. 4 : 137-145.
- RATTI, J. T., D. L. MACKEY and R. J. ALLDREDGE. 1984. Analysis of spruce grouse habitat in north-central Washington. J. Wildl. Manage. 48 : 1188-1196.
- RICHER, M.-C. 2000. Évaluation des ressources alimentaires estivales des coyotes (*Canis latrans*) du sud-est du Québec. Mémoire présenté à l'Université du Québec à Rimouski comme exigence partielle du programme de Maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats, Rimouski. 89 p.
- ROBINSON, W. L. 1980. Fool Hen. The Spruce grouse on the Yellow Dog Plains. The University of Wisconsin Press, Londre. 221 p.
- RODGERS, A. R. and A. R. E. SINCLAIR. 1997. Diet choice and nutrition of captive snowshoe hares (*Lepus americanus*) : interactions of energy, protein, and plant secondary compounds. Écoscience 4 : 163-169.
- RODRIGUE, P. 2000a. Foresterie et zonage agricole : un équilibre difficile. Regroupement des sociétés d'aménagement forestier du Québec. Le RESAM Forestier. Décembre-Janvier 2000 : 1-1.

- RODRIGUE, P. 2000b. Le déboisement n'est pas la solution au problème. Regroupement des sociétés d'aménagement forestier du Québec. Le RESAM Forestier. Décembre-Janvier 2000 : 8-8.
- ROGOWITZ, G. L. 1988. Forage quality and use of reforested habitats by snowshoe hares. *Can J. Zool.* 66 : 2080-2083.
- ROHNER, C. 1995. Great horned owls and snowshoe hares : what causes the time lag in the numerical response of predators to cyclic prey ? *Oikos* 74 : 61-68.
- ROHNER, C. and C. J. KREBS. 1996. Owl predation on snowshoe hares : consequences of antipredator behaviour. *Oecologia*. 108 : 303-310.
- ROY, M.-H. 1991. Statistiques et évolution des ventes et des tarifs des permis de chasse, de pêche et de piégeage (1980-1990). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la réglementation, de la tarification et des permis, Service du développement et de la tarification, Québec. 59 p.
- RUEL, J.-C. 2000. Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. *Forest Ecology and Management* 135 : 169-178.
- RUEL, J.-C., D. PIN et K. COOPER. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effects of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management* 143 : 105-113.
- RUSCH, D. H., S. DESTEFANO, M. C. REYNOLDS and D. LAUTEN. 2000. Ruffed grouse. *The birds of North America*. No. 515. 28 p.
- SANSREGRET, H., J. COURTOIS, L. BÉLANGER et J. HUOT. 2000. Effets de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique, les oiseaux forestiers et les petits mammifères dans la sapinière à bouleau blanc. Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Département des sciences du bois et de la forêt, Québec. 33 p.
- SAVOIE, R., A. VERRET, Y. BELL, E. BRETON et S. TREMBLAY. 1999. Plan de protection et de mise en valeur de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent. 170 p.
- SCHROEDER, M. A. 1985a. Behavioral differences of female spruce grouse undertaking short and long migrations. *The Condor* 87 : 281-286.
- SCHROEDER, M. A. 1985b. The fall phase of dispersal in juvenile spruce grouse. *Can. J. Zool.* 64 : 16-20.
- SCHROEDER, M. A. and D. A. BOAG. 1985. Behaviour of spruce grouse broods in the field. *Can. J. Zool.* 63 : 2494-2500.

- SCOTT, J. G., M. J. LOVALLO, G. L. STORM and W. M. TZILKOWSKI. 1998. Summer habitat use by Ruffed grouse with broods in central Pennsylvania. *J. of Field Orni.* 69(3) : 474-485.
- SERVELO, F. A. and R. L. KIRKPATRICK. 1987. Regional variation, in the nutritional ecology of ruffed grouse. *J. Wildl. Manage.* 51 : 749-770.
- SERVELO, F. A. and R. L. KIRKPATRICK. 1988. Nutrition and condition of ruffed grouse during the breeding season in southwestern Virginia. *The Condor.* 90 : 836-842.
- SIMS, R. A., HERSHAW, H. M. and G. M. WICKWARE. 1990. The autecology of major tree species in north central region of Ontario. Forestry Canada, Ontario region and Ontario ministry of Natural Resources, COFRDA report 3302, 126 p.
- SINCLAIR, A. R. E., J. GOSLINE, G. HOLDSWORTH and C. J. KREBS. 1993. Can the solar cycle and climate synchronize the snowshoe hare cycle in Canada ? Evidence from tree rings and ice cores. *Am. Nat.* 141(2) : 173-198.
- SIROIS, L. 1996. Domaine de la pessière à mousses, *dans* Manuel de foresterie p. 223-246. Presses de l'Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, 1 428 p.
- SIROIS, L., et S. PAYETTE. 1991. Reduced postfire tree regeneration along a boreal forest-forest-tundra transect in northern Quebec. *Ecology* 72 : 619-627.
- SMALL, R. J. and L. B. LLOYD. 1992. An experimental study of red fox predation on arctic and snowshoe hares. *Can. J. Zool.* 70 : 1614-1621.
- SMALL, R. J., J. C. HOLZWART and D. H. RUSCH. 1996. Nataly of ruffed grouse *Bonasa umbellus* in central Wisconsin, USA. *Wildl. Biol.* 2 : 49-52.
- SMALL, R. J. and D. H. RUSCH. 1989. The natal dispersal of ruffed grouse. *The Auk.* 106 : 72-79.
- SMYTH, K. E. and D. A. BOAG. 1984. Production in spruce grouse and its relationship to environmental factors and population parameters. *Can. J. Zool.* 62 : 2250-2257.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. 1997. La chasse au Québec, principales règles du 1^{er} avril 1997 au 31 mars 1998. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2000a. La chasse au Québec, principales règles du 1^{er} avril 2000 au 31 mars 2001. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 79 p.

- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2000b. La tularémie, une maladie que l'on peut éviter. - Dépliant . Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 6 p.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2004a. - Rapport annuel de gestion 2003-2004 de la Société de la faune et des parcs du Québec en ligne .- Réf. du 14 juillet 2008 .- Disponible sur le site Internet. - Accès : <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/publications/ministere/rapport/FAPAQ_Rapport_Annuel-2003-2004.pdf>.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2004b. - Évolution des ventes de permis de chasse, de pêche et de piégeage en ligne .- Réf. du 8 janv. 2004 . - Disponible sur le site Internet. - Accès : <<http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/faune/statistiques/vente-permis.jsp>>.
- STATBEC Inc. 1985. Étude sur le trappage du lièvre au Québec à l'aide de collets entre avril 83 et mars 84. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Québec. 75 p.
- STENSETH, C. N., W. FALCK, O. N. BJORNSTAD and C. J. KREBS. 1997. Population regulation in snowshoe hare and Canadian lynx : asymmetric food web configurations between hare and lynx. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 94 : 5147-5152.
- ST-GEORGES, M., S. NADEAU, D. LAMBERT and R. 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.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON and P. BELLEFLEUR. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale. Canadian Journal of Forest Research 22 : 474-481.
- STOLL, R. J. and W. L. CULBERTSON. 1995. Ruffed grouse hunting and harvest on an Ohio public area. Ohio department of natural resources, Division of wildlife. Ohio fish and wildl. rep. 12. 15 p.
- SULLIVAN, T. P. and R. A. MOSES. 1986. Demographic and feeding responses of a snowshoe hare population to habitat alteration. J. Appl. Ecol. 23 : 53-63.
- SZUBA, K. J. and J. F. BENDELL. 1988. Nonterritorial males in populations of spruce grouse. The Condor 90 : 492-496.
- TANGUAY, J. 1995. Fluctuations des populations de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) et de téttras du Canada (*Dendragapus canadensis*) dans huit zecs de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean de 1981 à 1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la faune, Québec. 24 p.

- TAPPER, S. C., G. R. POTTS and M. H. BROCKLESS. 1996. The effects of an experimental reduction on predation pressure on the breeding success and population density of grey partridge *Perdix perdix*. J. of Appl. Ecol. 33 : 965-978.
- THIBAUT, M. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional. Service de la recherche forestière et Service de la cartographie, ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec.
- THOMAS, V. G. 1987. Similar winter energy strategies of grouse, hares and rabbits in northern biomes. Oikos 50 : 206-212.
- THOMPSON, I. D. and P. W. COLGAN. 1990. Prey choice by marten during a decline in prey abundance. Oecologia 83 : 443-451.
- THOMPSON, F. R. and E. K. FRITZELL. 1988. Ruffed grouse metabolic rate and temperature cycles. J. Wild. Manage. 52 : 450-453.
- THOMPSON, F. R. and E. K. FRITZELL. 1989a. Habitat differences between perennial and transient drumming sites of ruffed grouse. J. Wildl. Manage. 53 : 820-823.
- THOMPSON, F. R. and E. K. FRITZELL. 1989b. Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse. J. Wild. Manage. 53 : 15-21.
- THOMPSON, F. R., D. A. FREILING and E. K. FRITZELL. 1987. Drumming, nesting, and brood habitats of ruffed grouse in an oak-hickory forest. J. Wild. Manage. 51 : 568-575.
- TURCOTTE, F., R. COUTURE, J. FERRON et R. COURTOIS. 1993. Caractérisation des habitats essentiels du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Université du Québec à Trois-Rivières, Université du Québec à Rimouski et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Trois-Rivières. 57 p.
- TURCOTTE, F., R. COUTURE, R. COURTOIS et J. FERRON. 1994. Réactions du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) face à l'exploitation forestière en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et de ses habitats, Québec. 77 p.
- TURCOTTE, F., R. COURTOIS, R. COUTURE et J. FERRON. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*). Can. J. For. Res. 30 : 202-210.
- TWEDDELL, S., Y. LEMAY et A. CARON. 2000. Modèle de qualité de l'habitat pour le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 21 p.

- VÉZINA, A. 1994a. De la foresterie de cueillette à la sylviculture. *Forêt & Conservation* 61:11-16.
- VÉZINA, A. 1994b. Le lynx. *Forêt Conservation*. 60 : 16-19.
- VÉZINA, B. 1975. Écologie de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) au Québec. Thèse M. Sc. Université Laval, Québec. 126 p.
- WATSON, J. W., D. W. HAYS and S. P. FINN. 1998. Prey of breeding northern goshawks in Washington. *J. Raptor. Res.* 32 : 297-305.
- WHITCOMB, S. D., F. A. SERVELLO and A. F. O'CONNELL, Jr. 1996. Patch occupancy and dispersal of spruce grouse on the edge of its range in Maine. *Can. J. Zool.* 74 : 1951-1955.

ANNEXE 1

Espèces animales contenues dans la catégorie « petit gibier » selon le *Règlement sur les activités de chasse* de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*.

Nom commun	Nom latin
Caille	<i>Coturnix coturnix</i>
Carouge à épaulettes	<i>Agelaius phoeniceus</i>
Colin de Virginie	<i>Colinus virginianus</i>
Corneille d'Amérique	<i>Corvus brachyrhynchos</i>
Coyote	<i>Canis latrans</i>
Dindon sauvage	<i>Meleagris gallopavo</i>
Étourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>
Faisan	<i>Phasianus sp.</i>
Francolin	<i>Francolinus francolinus</i>
Gélinotte huppée	<i>Bonasa umbellus</i>
Lagopède alpin	<i>Lagopus mutus</i>
Lagopède des saules	<i>Lagopus lagopus</i>
Lapin à queue blanche	<i>Sylvilagus floridanus</i>
Lièvre arctique	<i>Lepus arcticus</i>
Lièvre d'Amérique	<i>Lepus americanus</i>
Loup	<i>Canis lupus</i>
Marmotte commune	<i>Marmota monax</i>
Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>
Perdrix bartavelle	<i>Alectoris graeca</i>
Perdrix choukar	<i>Alectoris chukar</i>
Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>
Perdrix rouge	<i>Alectoris rufa</i>
Pigeon biset	<i>Columba livia</i>
Pintade	<i>Numida meleagris</i>
Quiscale bronzé	<i>Quiscalus quiscula</i>
Raton laveur	<i>Procyon lotor</i>
Renard roux, croisé ou argenté	<i>Vulpes vulpes</i>
Tétras à queue fine	<i>Tympanuchus phasianellus</i>
Tétras du Canada	<i>Falci pennis canadensis</i>
Vacher à tête brune	<i>Molothrus ater</i>
et les oiseaux migrants considérés comme gibier par la Loi sur la convention concernant les oiseaux migrants (L.C., 1994, c.22).	
Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune (2006d)	

ANNEXE 2

Critères permettant de distinguer les juvéniles des adultes chez la gélinotte
huppée en début d'automne.

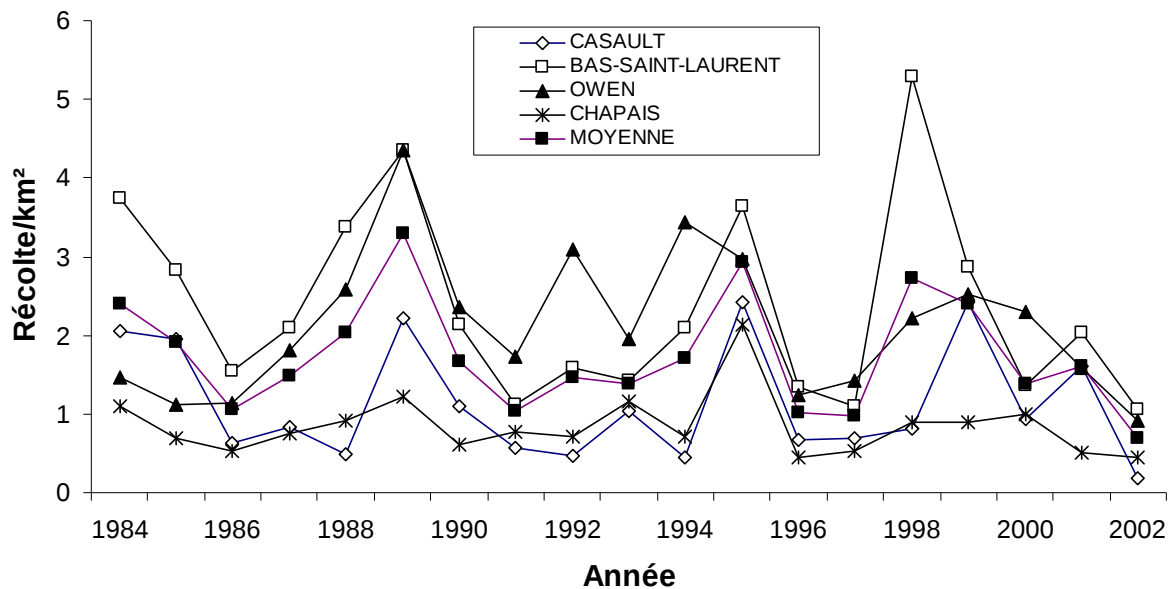
Juvéniles	8 ^e rémige primaire n'ayant pas atteint sa pleine longueur.
	Présence d'un fourreau cireux enveloppant le calamus (parfois absent tard en saison).
	L'extrémité du calamus est molle.
	L'extrémité des 9 ^e et 10 ^e rémiges primaires est plutôt pointue.
	La face interne de l'extrémité des 9 ^e et 10 ^e rémiges primaires est parfois mouchetée.
	Le rapport du diamètre du calamus de la 9 ^e rémige primaire sur celui de la 8 ^e rémige primaire (P9/P8) est inférieur à 0,89.
Adultes	La croissance de la 8 ^e rémige primaire est complète.
	Il n'y a pas de fourreau ni de dépôt cireux enveloppant le calamus.
	L'extrémité du calamus est rigide.
	L'extrémité des 9 ^e et 10 ^e rémiges primaires est plutôt arrondie.
	La face interne de l'extrémité des 9 ^e et 10 ^e rémiges primaires est plutôt unie.
	Le rapport du diamètre du calamus de la 9 ^e rémige primaire sur celui de la 8 ^e rémige primaire (P9/P8) est supérieur à 0,89.

Source : Rodgers (1979) *in* Pelletier (2000a).

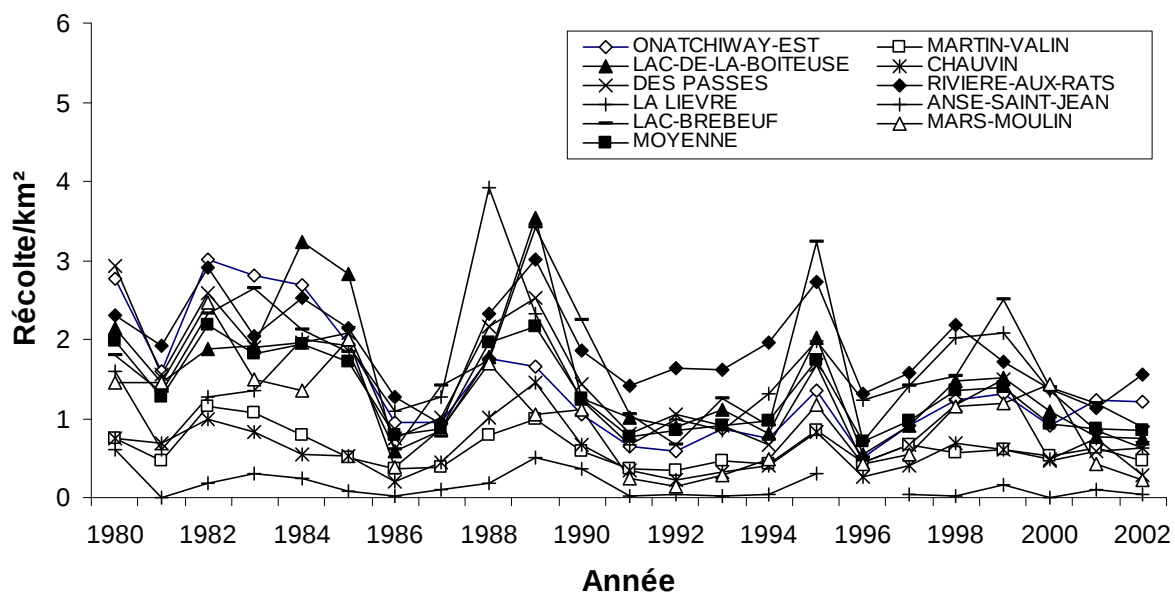
ANNEXE 3

Statistiques de récolte de « perdrix » (gélinotte huppée et tétras du Canada) dans les zecs du Québec, par région administrative. Noter que les valeurs des abscisses peuvent varier selon le graphique.

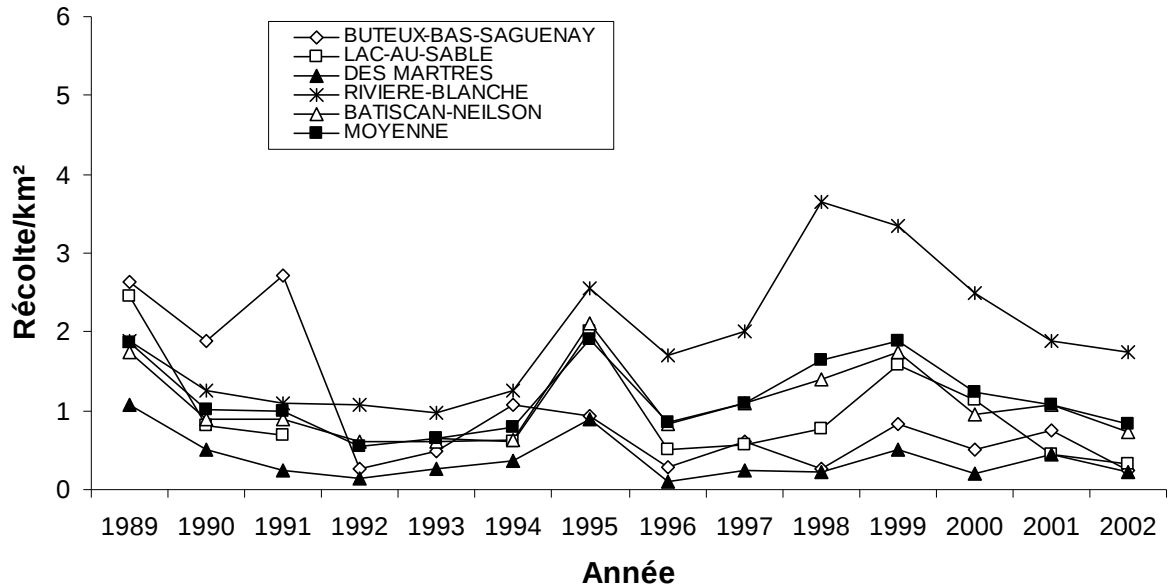
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 1



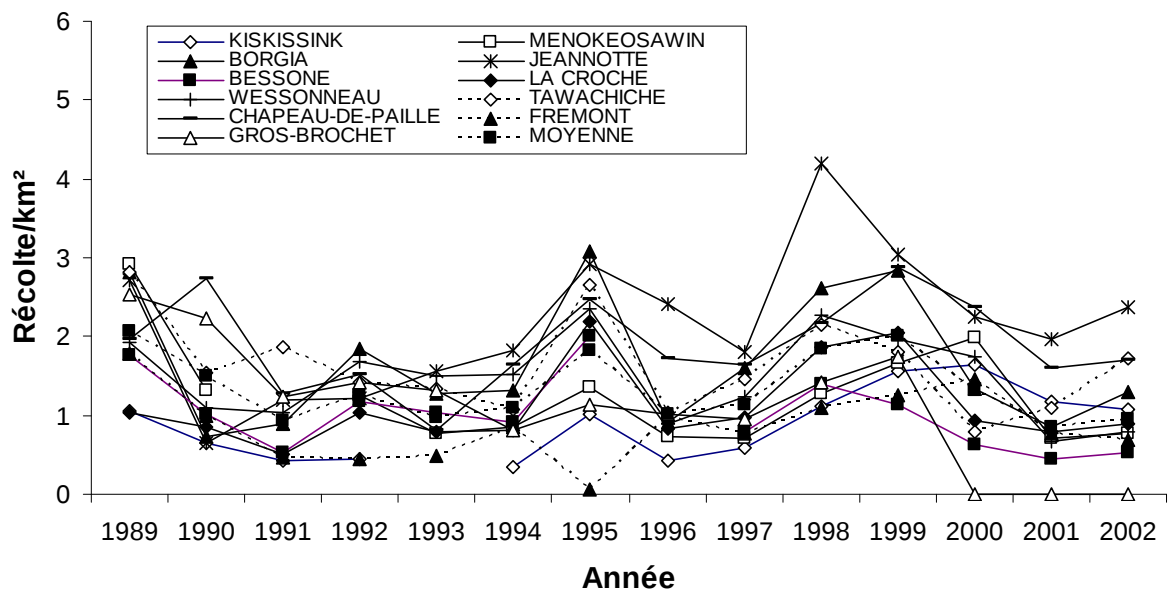
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 2



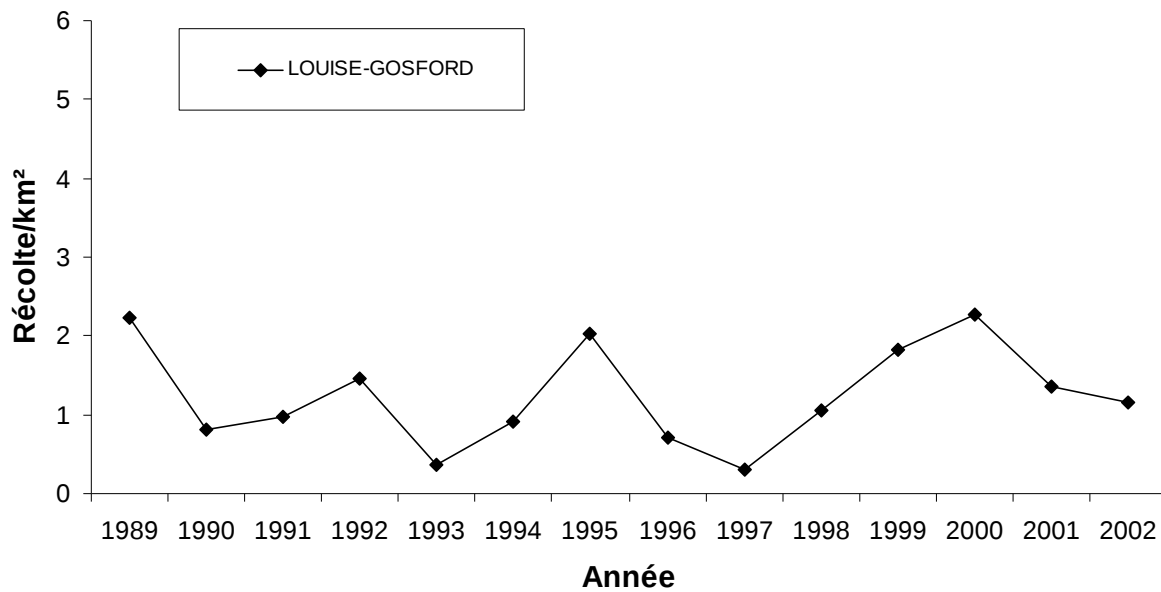
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 3



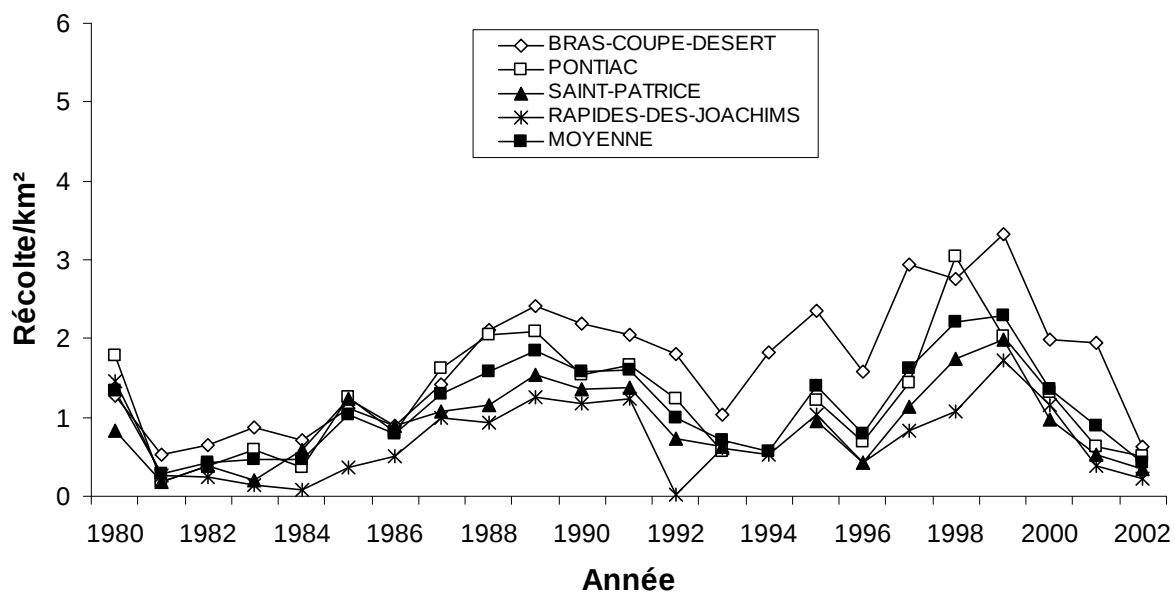
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 4



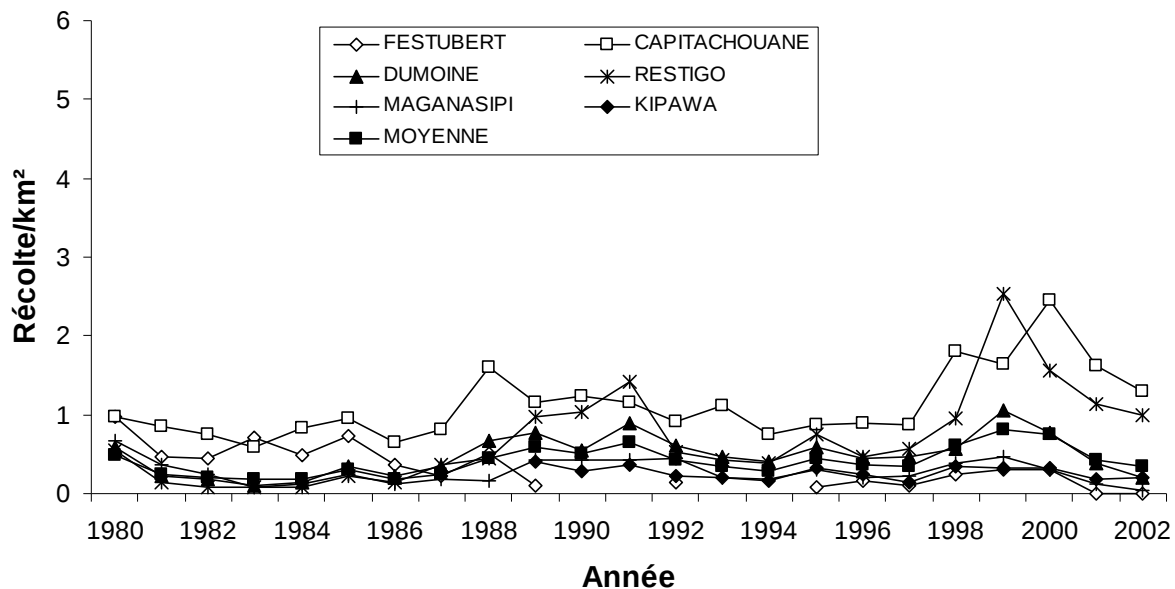
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 5



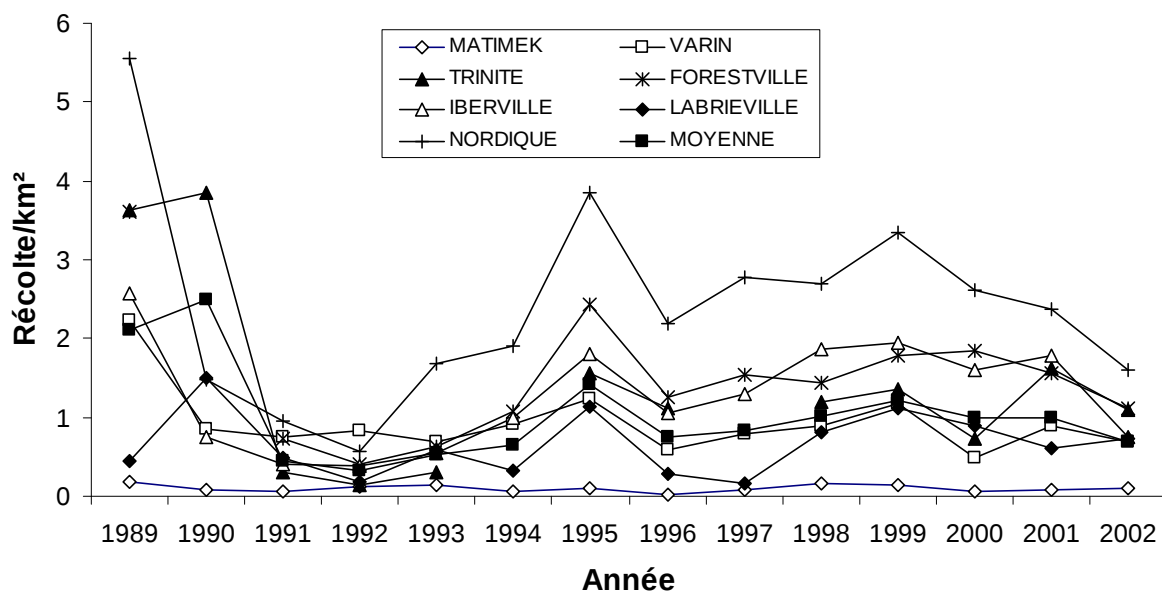
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 7



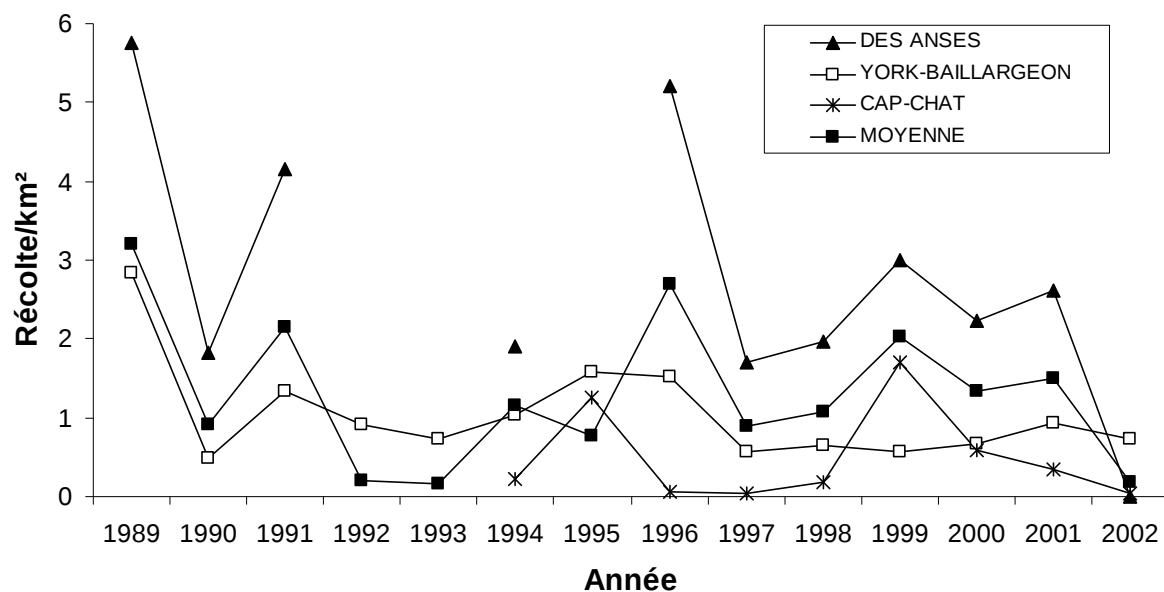
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 8



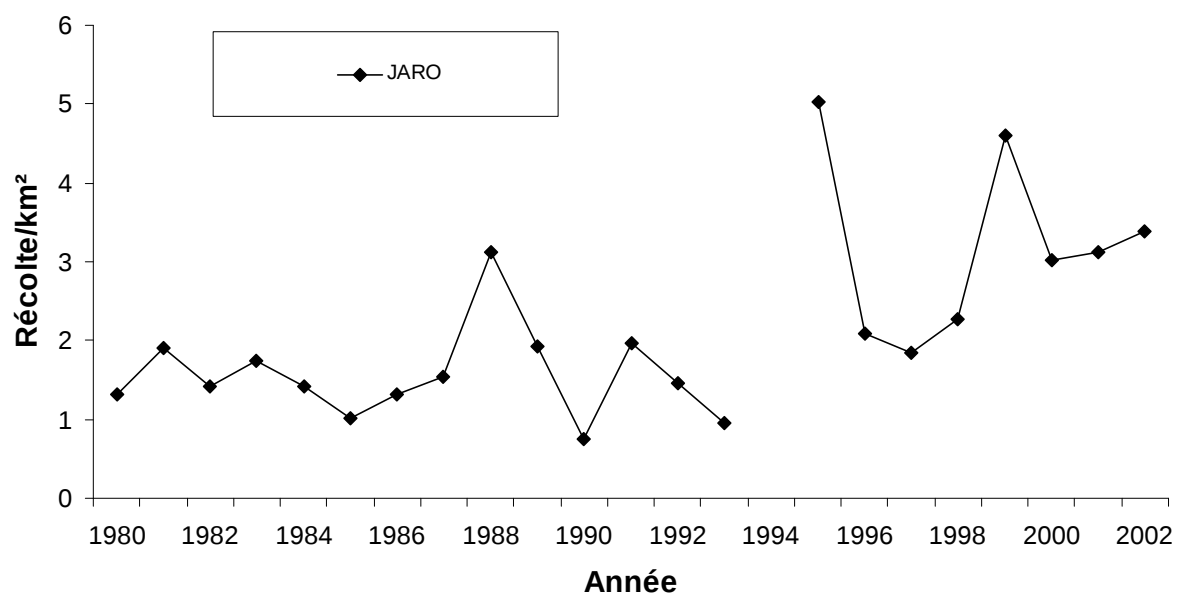
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 9



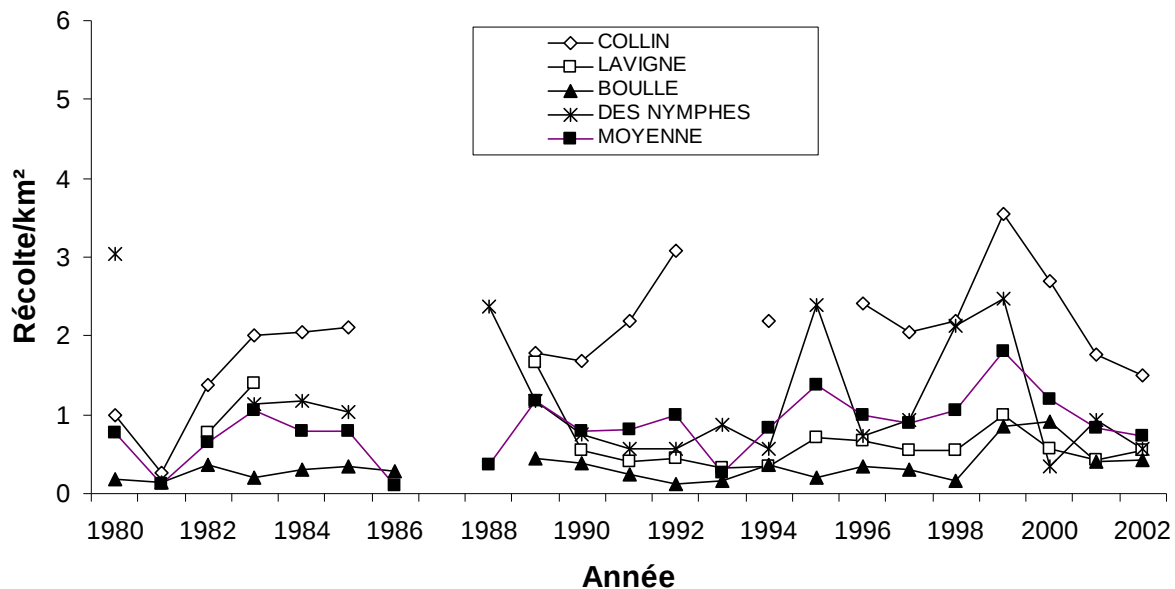
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 11



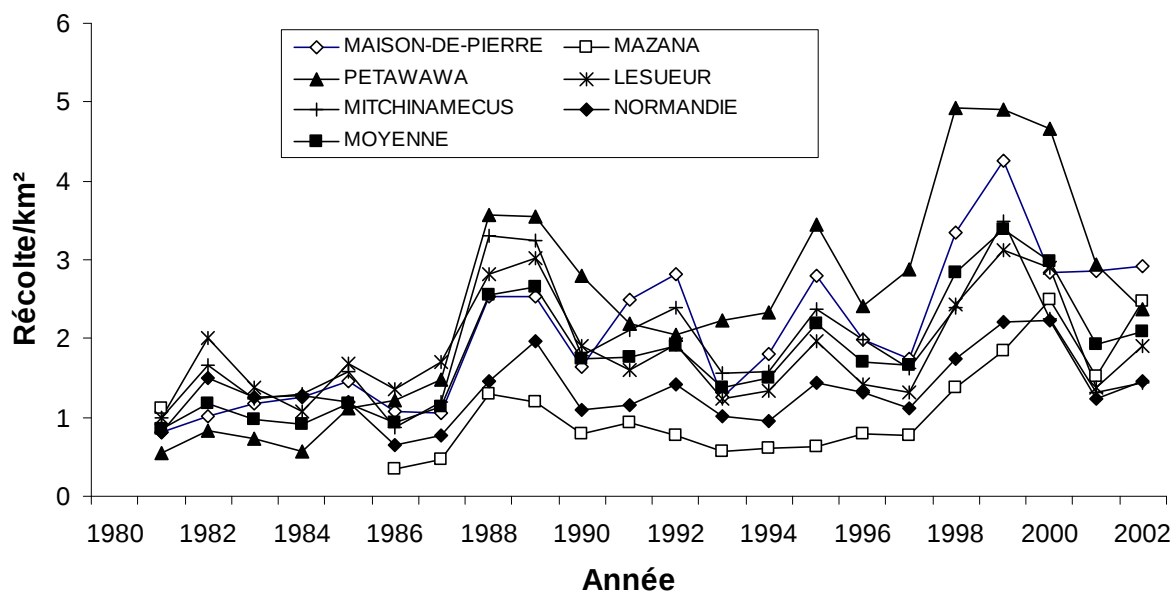
Récolte/km² de "perdrix" dans la région 12



Récolte/km² de "perdrix" dans la région 14



Récolte/km² de "perdrix" dans la région 15



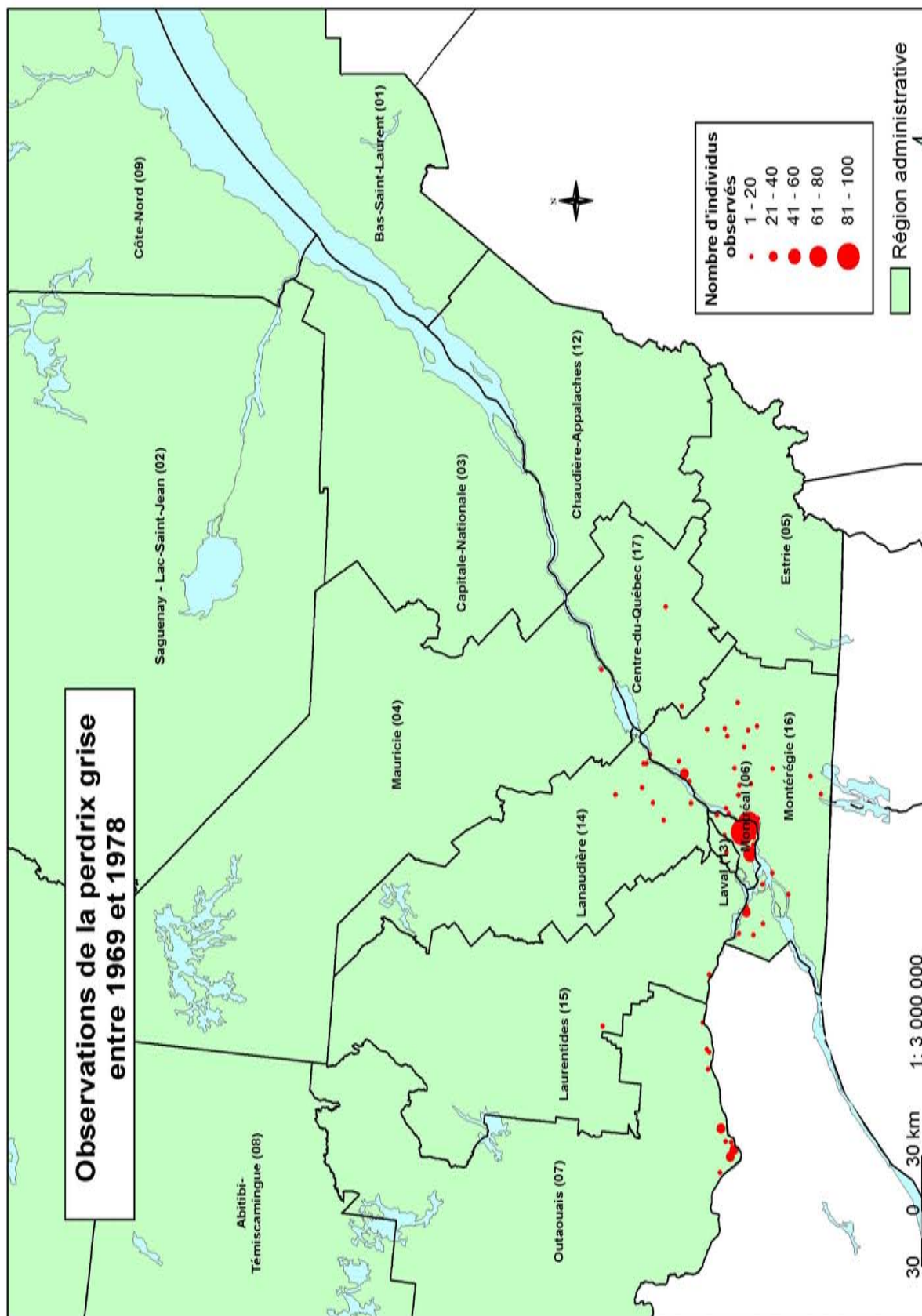
Récolte totale de "perdrix" dans les zecs du Québec

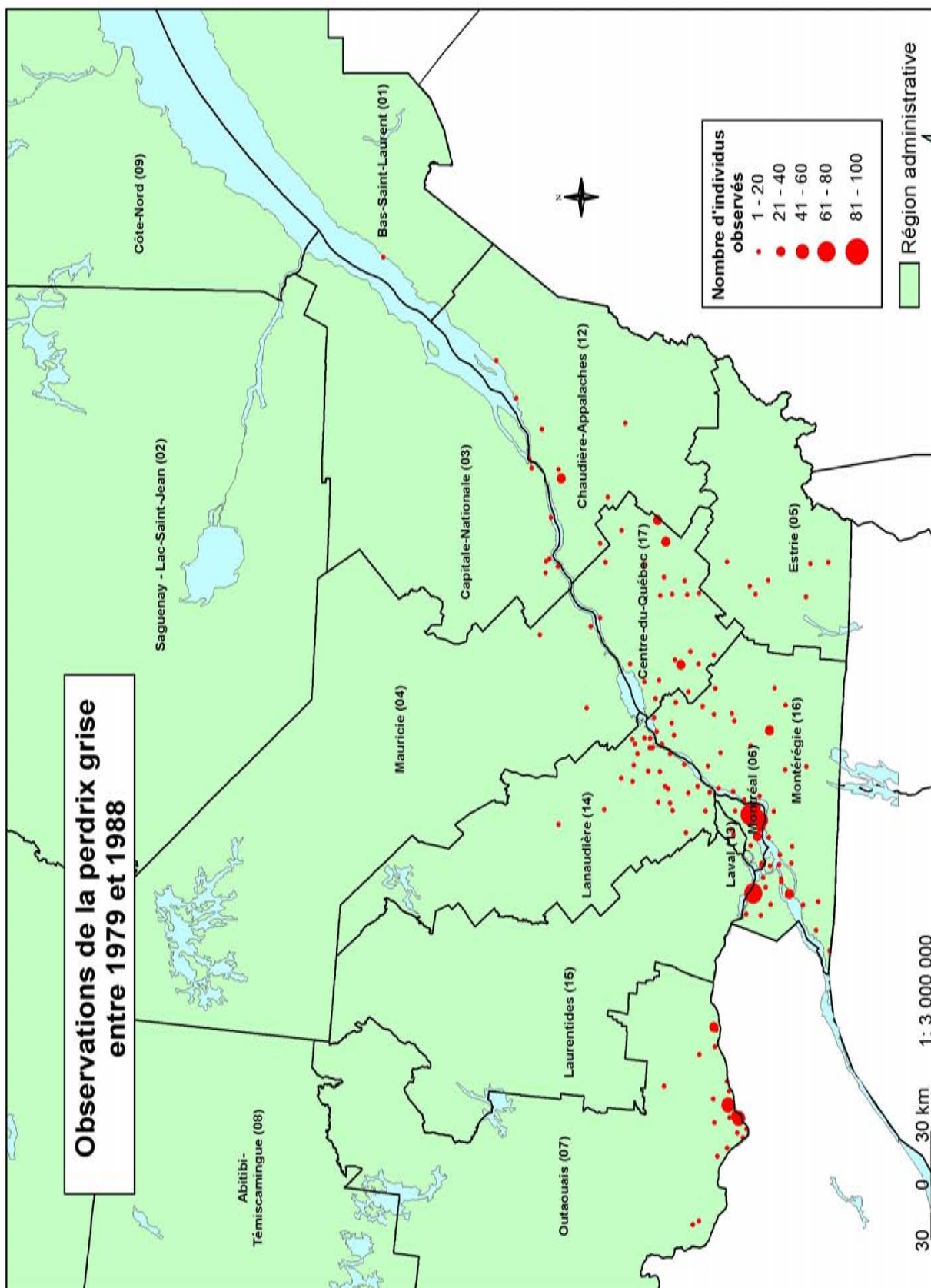


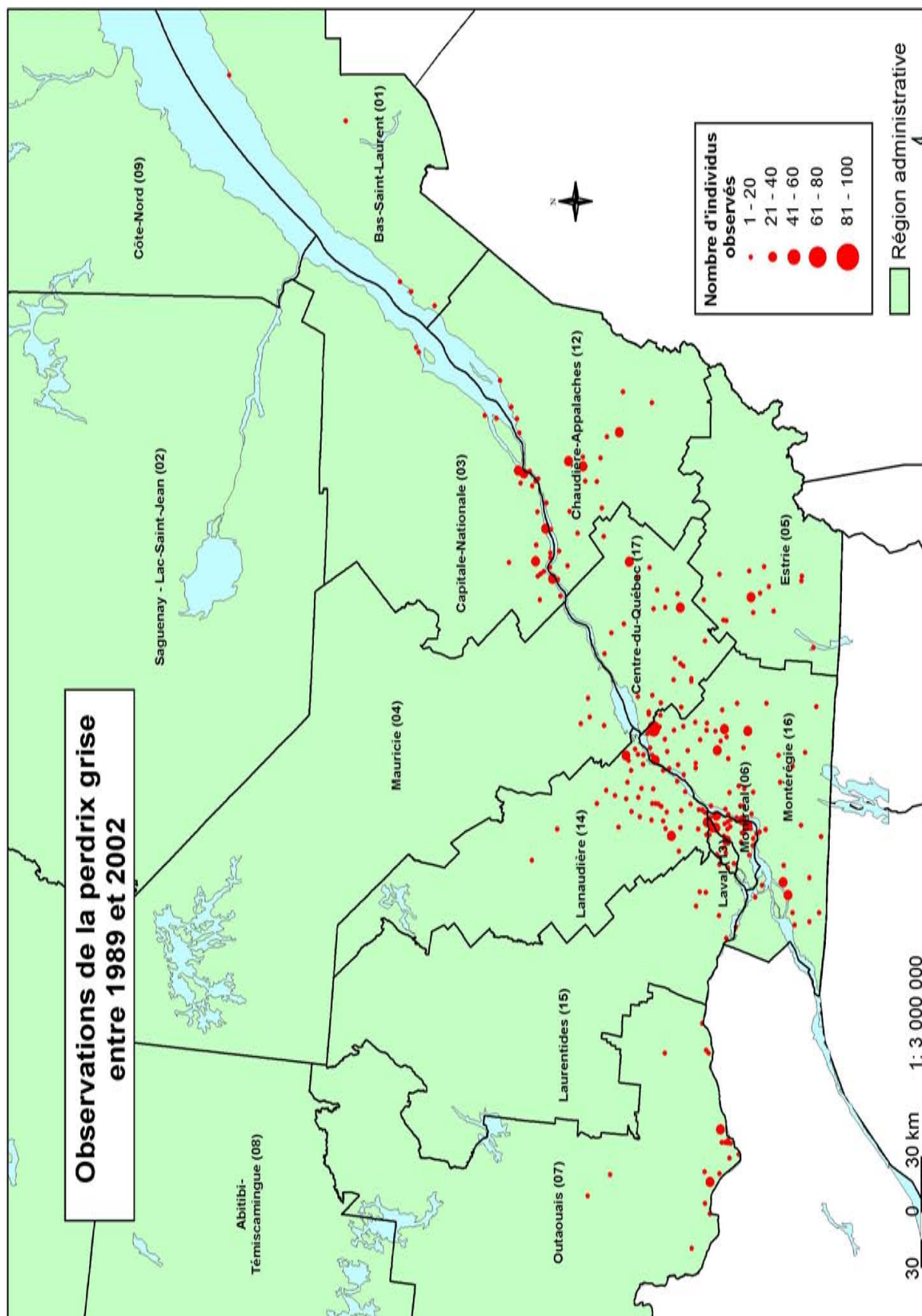
ANNEXE 4

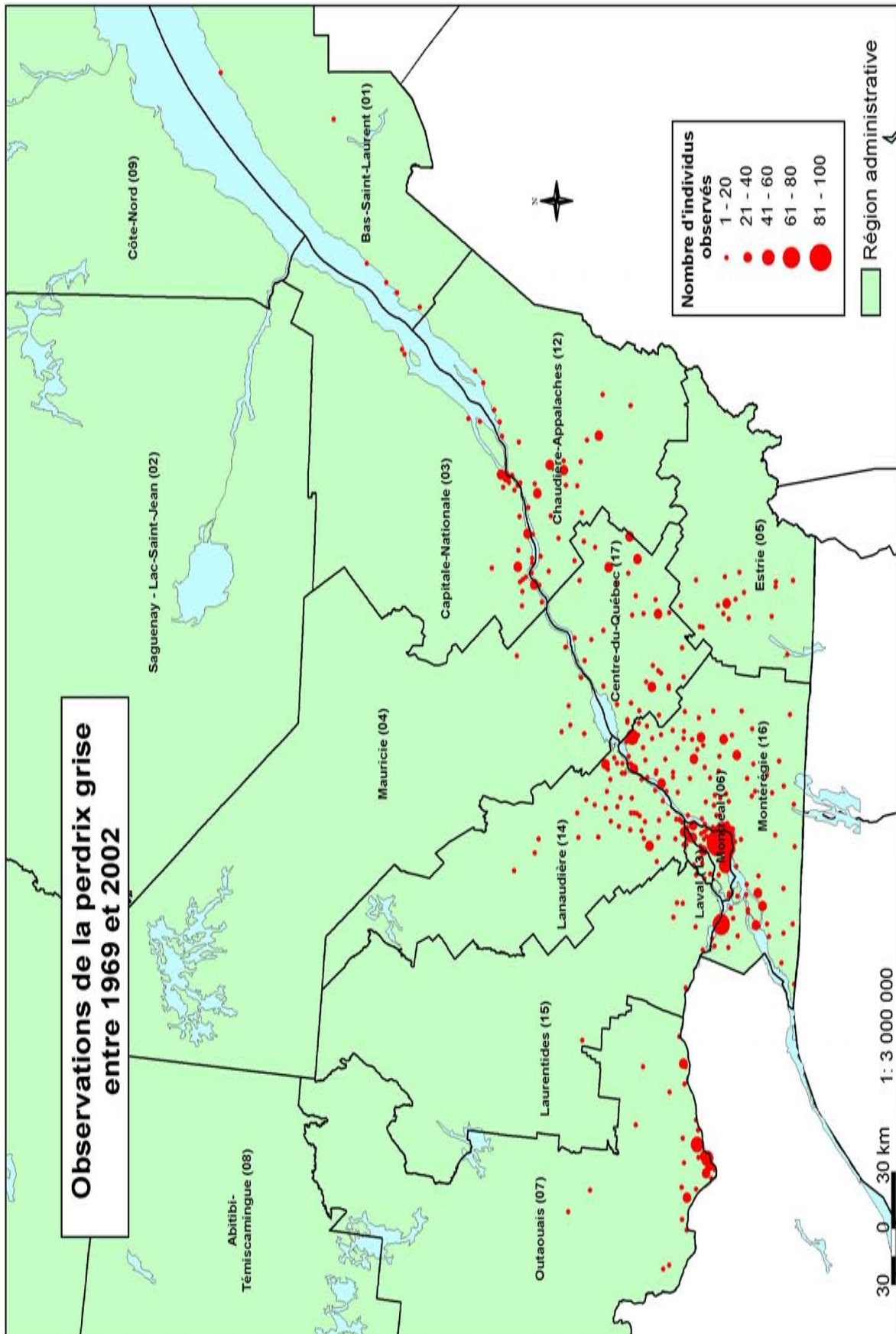
Aire de répartition de la perdrix grise au Québec
à partir des données ÉPOQ faites entre 1969 et 2002.

EPOQ : Étude des Populations d'Oiseaux du Québec
(Base de données d'ornithologues. Regroupement QuébecOiseaux).



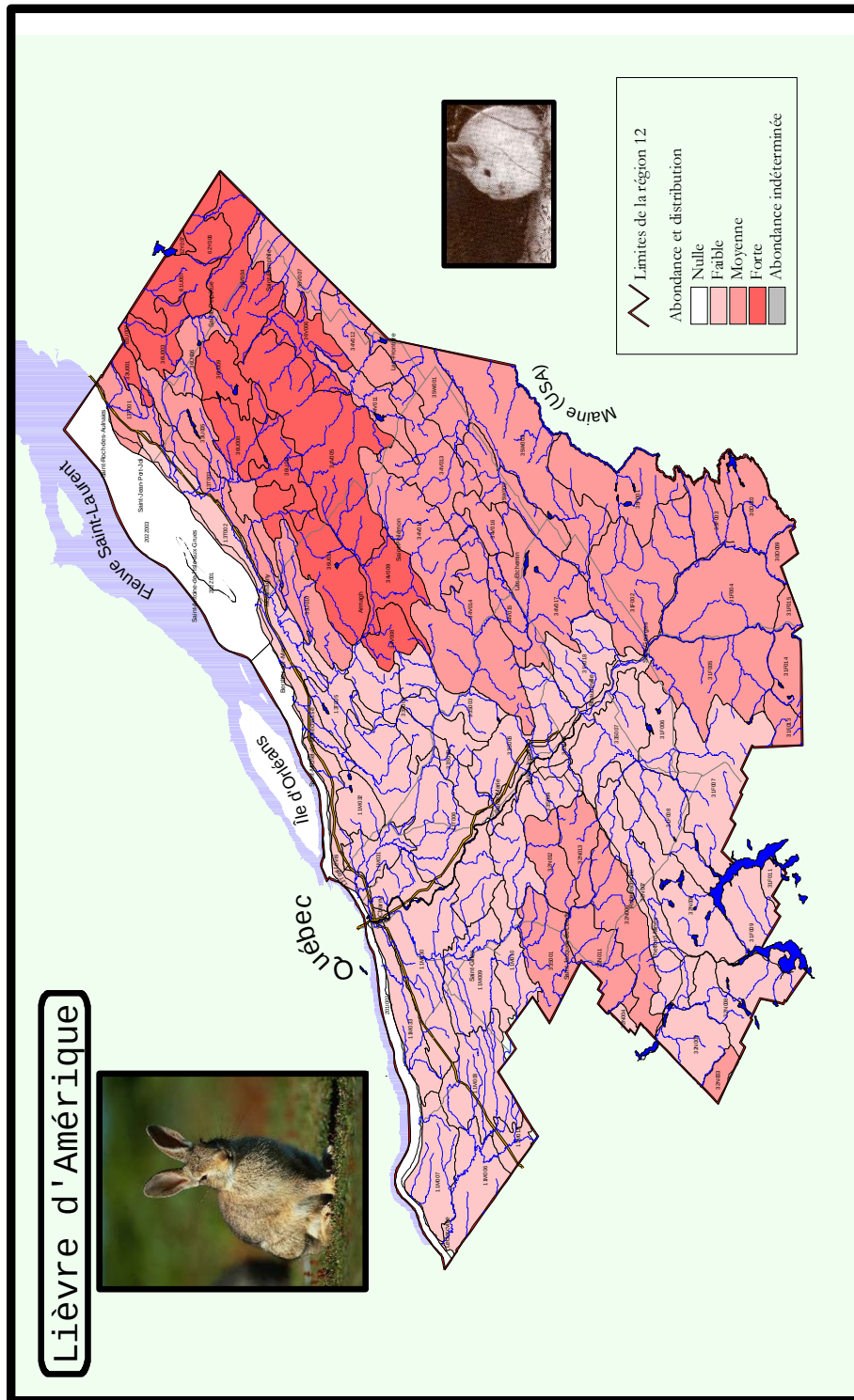






ANNEXE 5

Abondance et répartition du lièvre d'Amérique dans la région Chaudière-Appalaches.

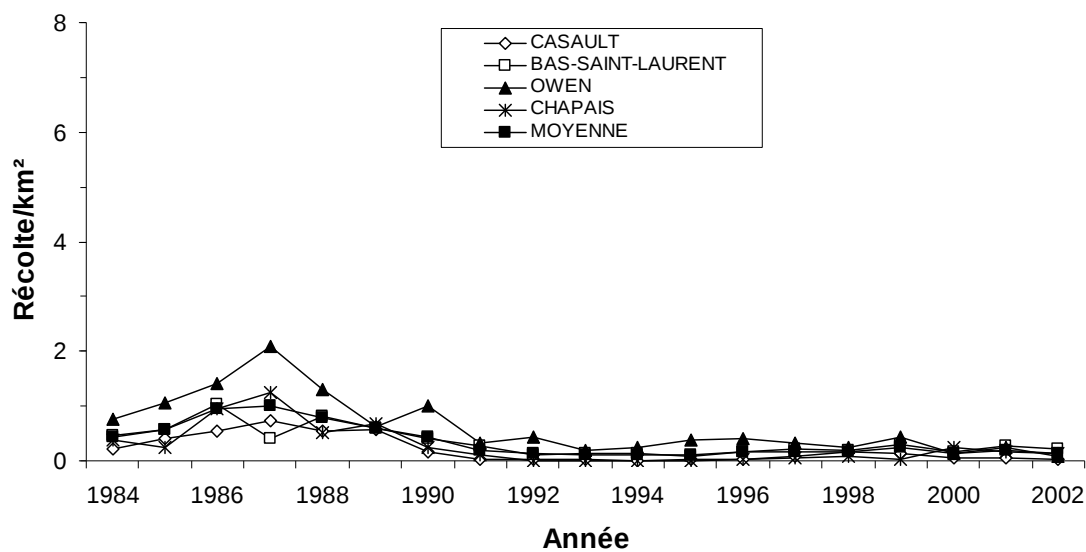


Source : Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Chaudière-Appalaches (2001)

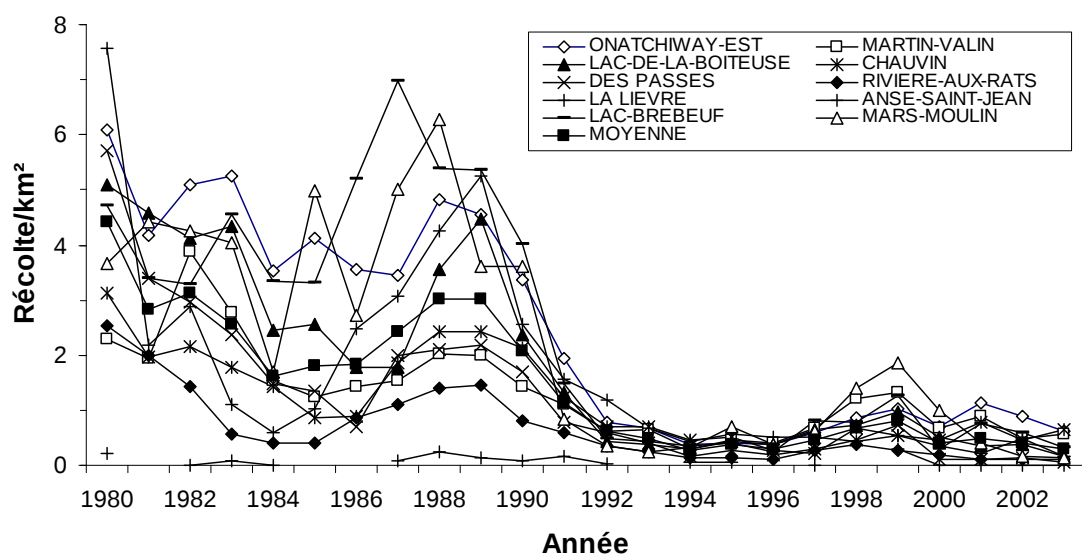
ANNEXE 6

Statistiques de récolte de « lièvres » (lièvre d'Amérique, lièvre arctique et lapin à queue blanche) dans les zecs du Québec, par région administrative. Noter que les valeurs des abscisses peuvent varier selon le graphique

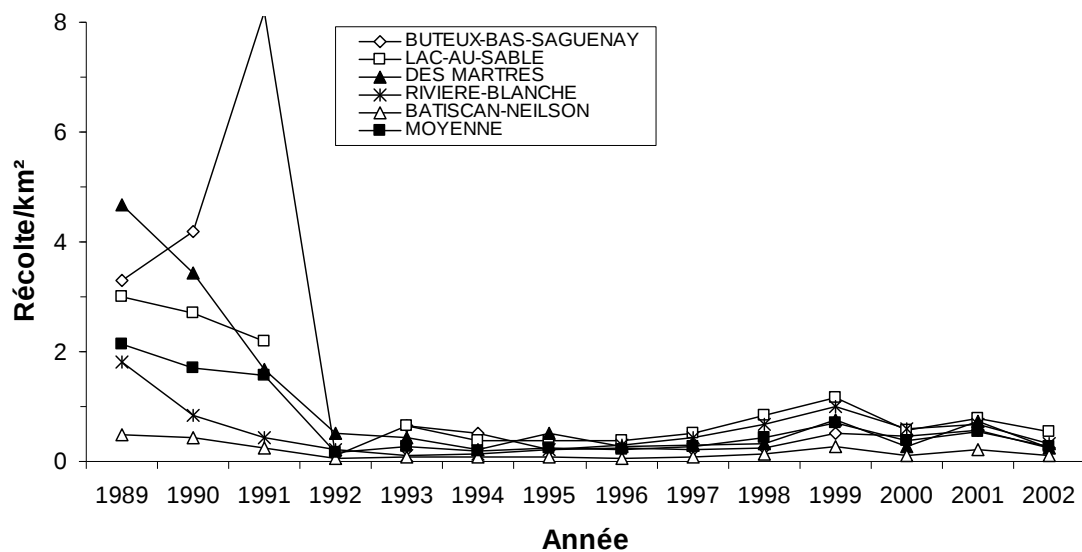
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 1



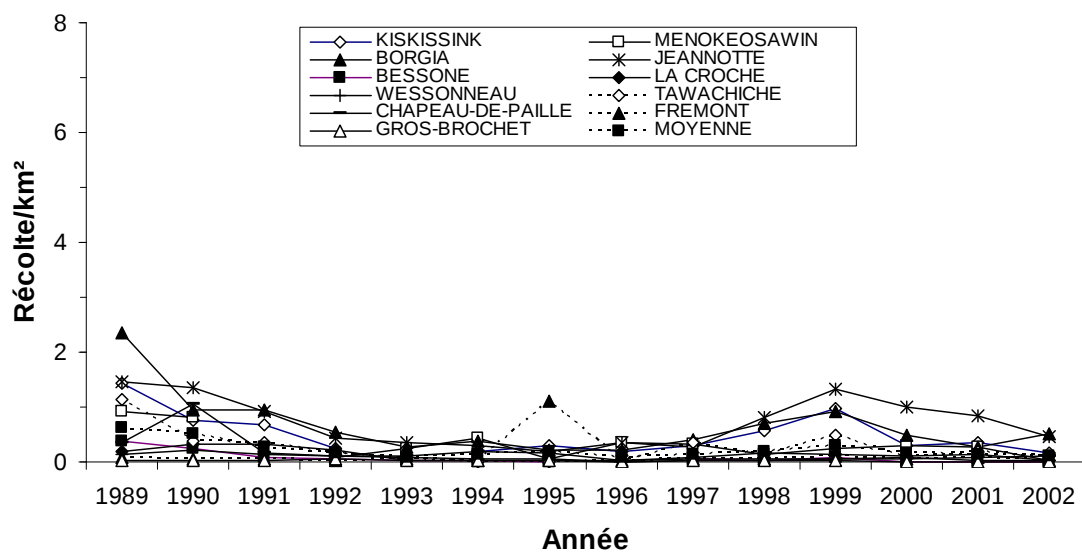
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 2



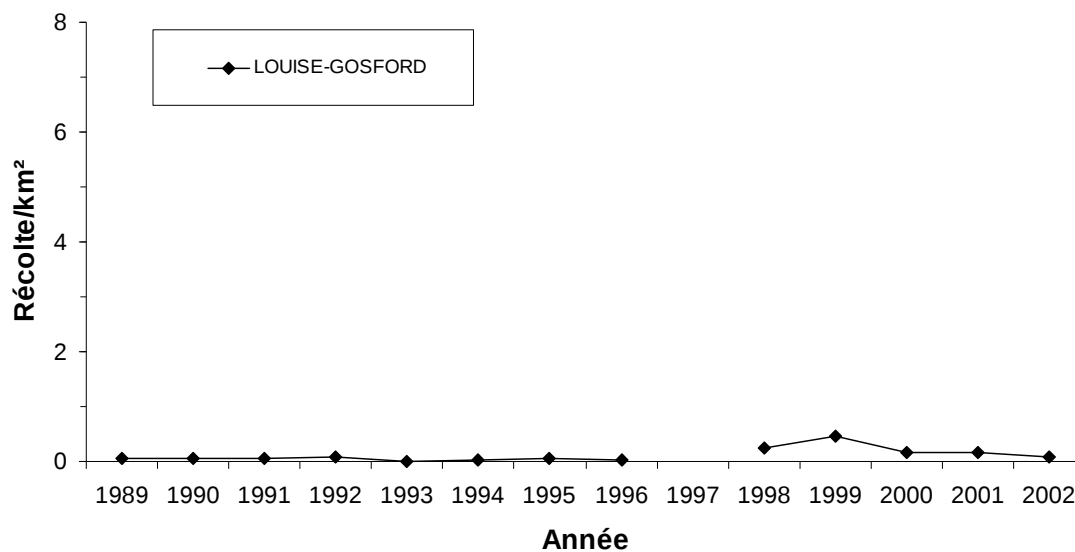
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 3



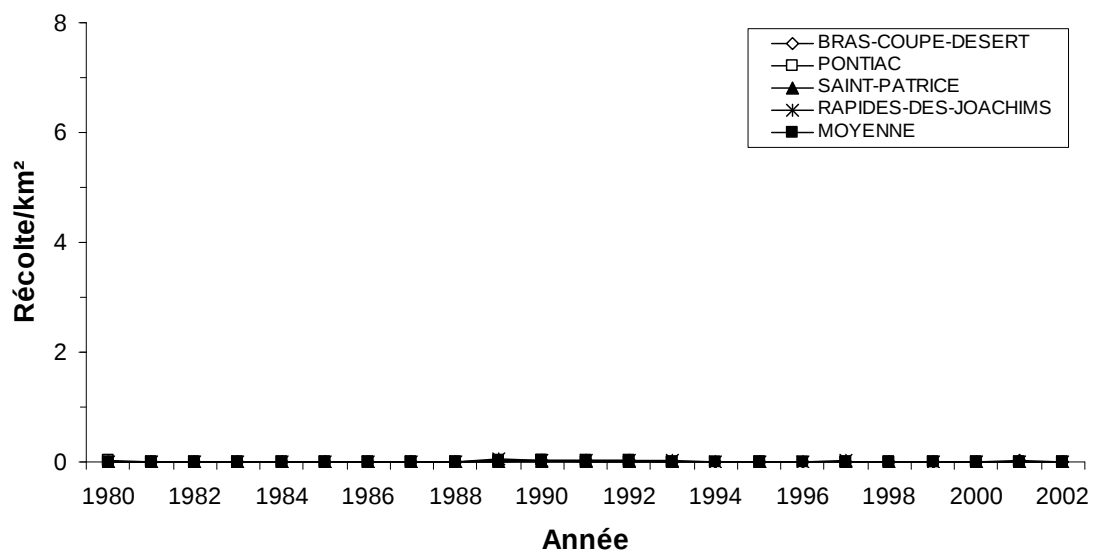
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 4



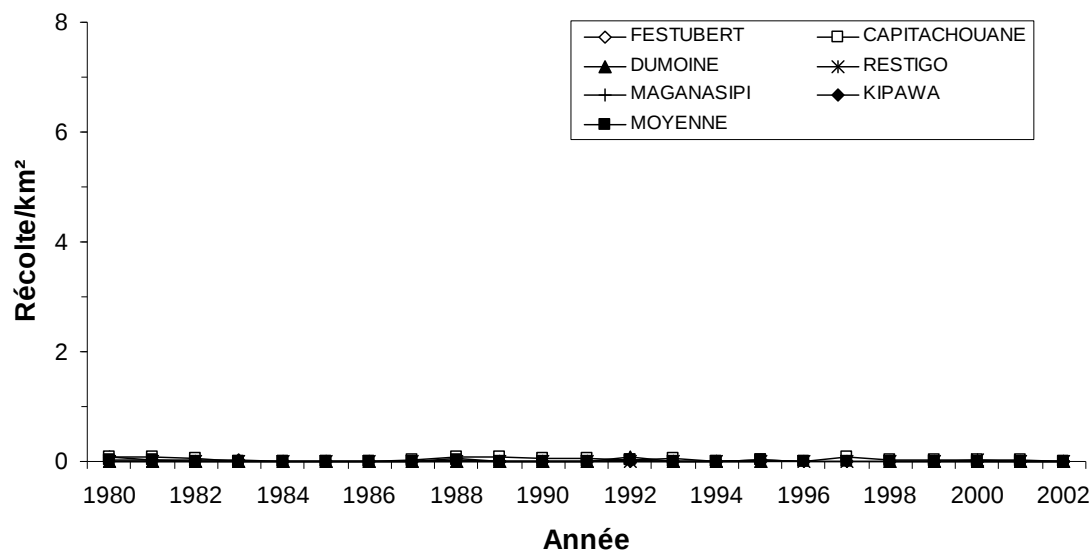
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 5



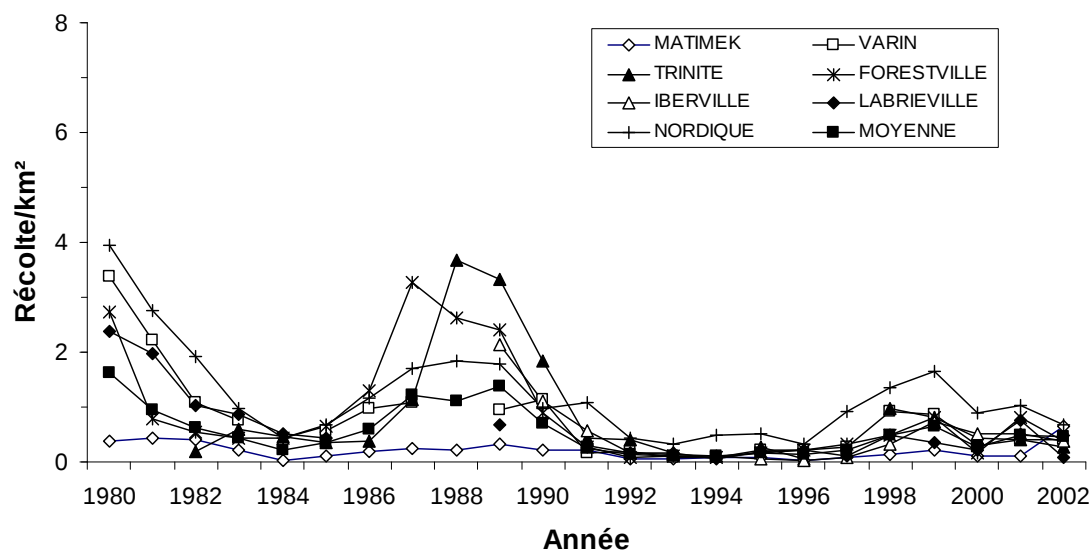
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 7



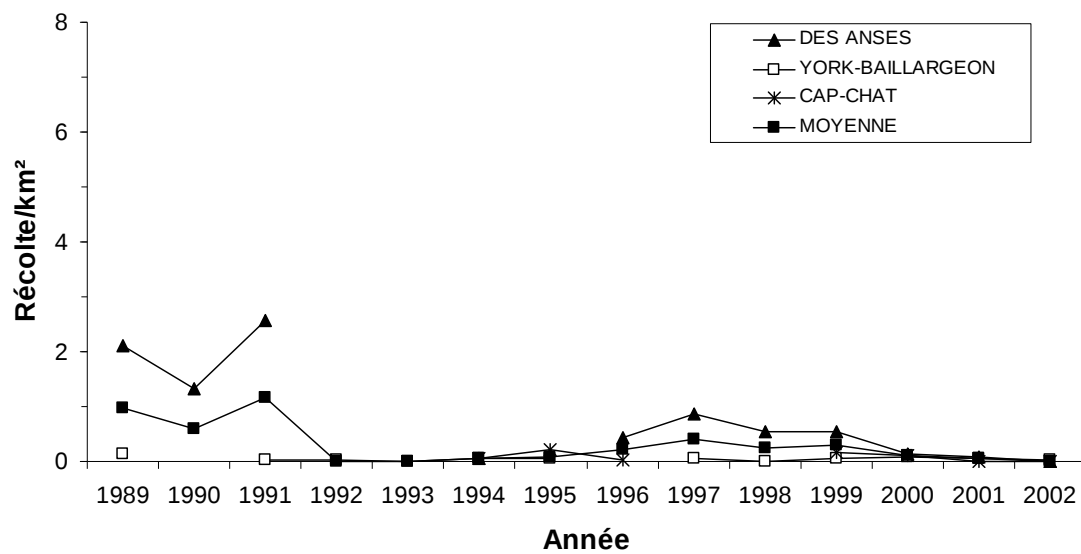
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 8



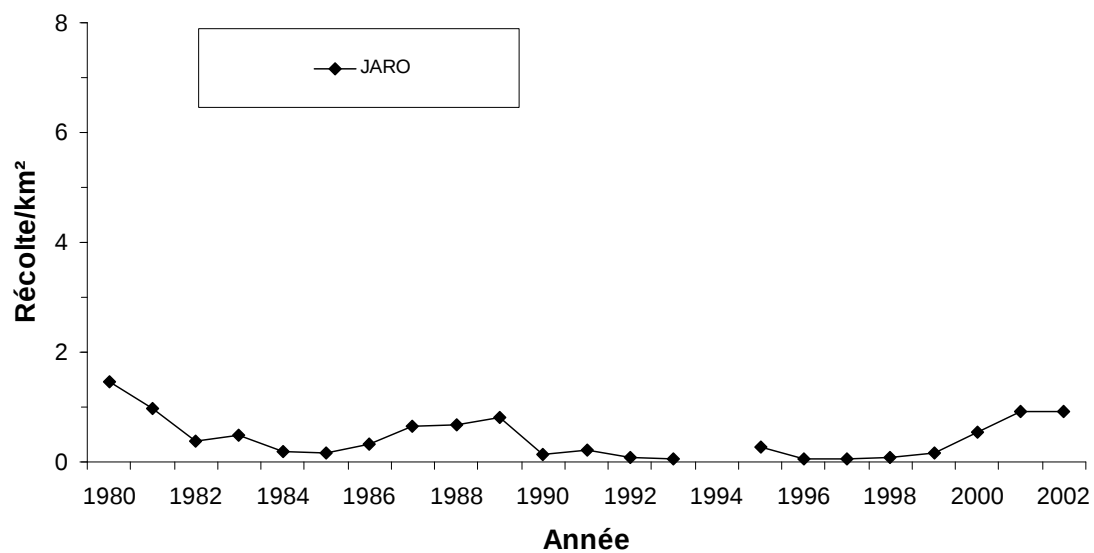
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 9



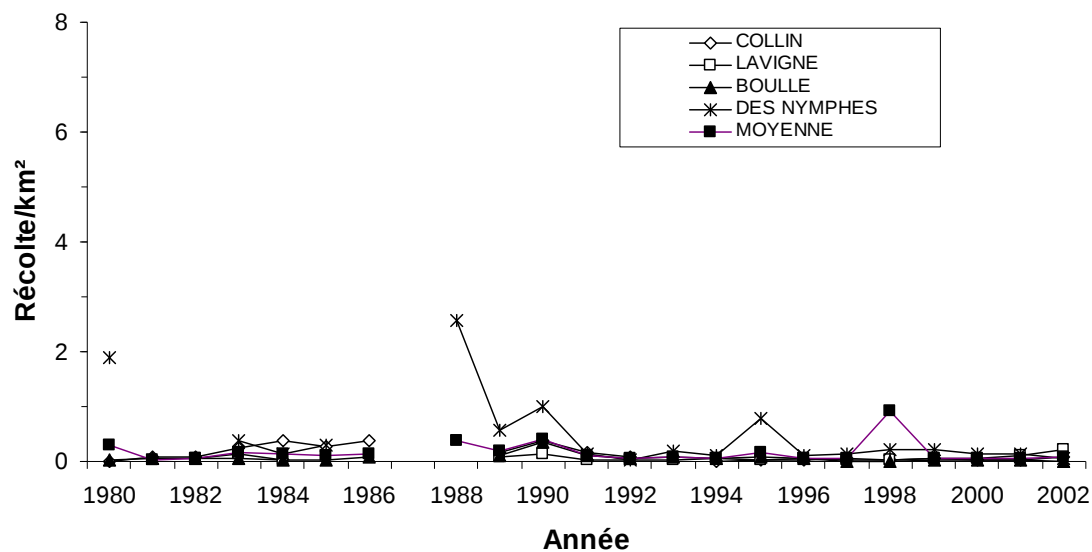
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 11



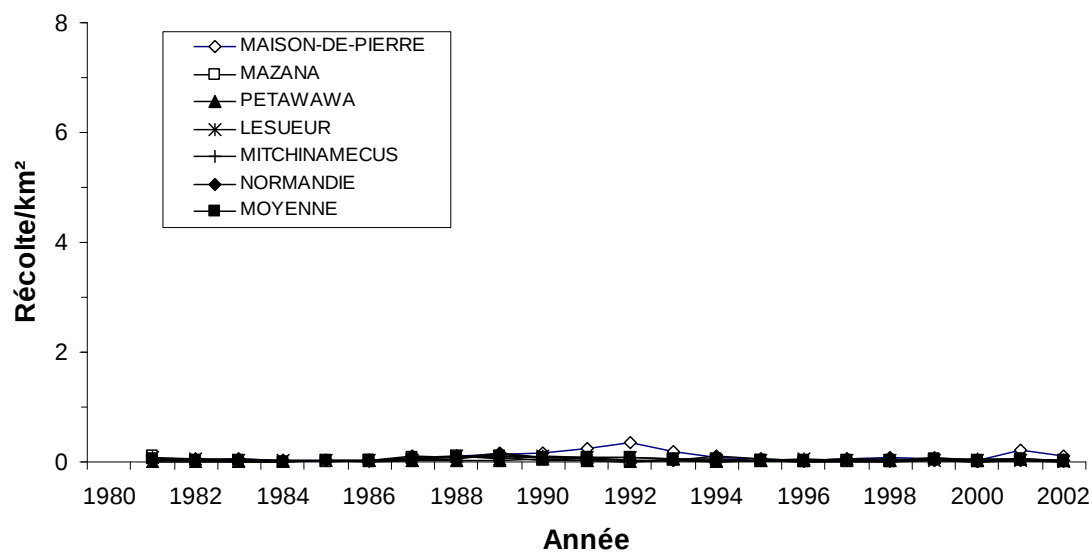
Récolte/km² de "lièvres" dans la région 12

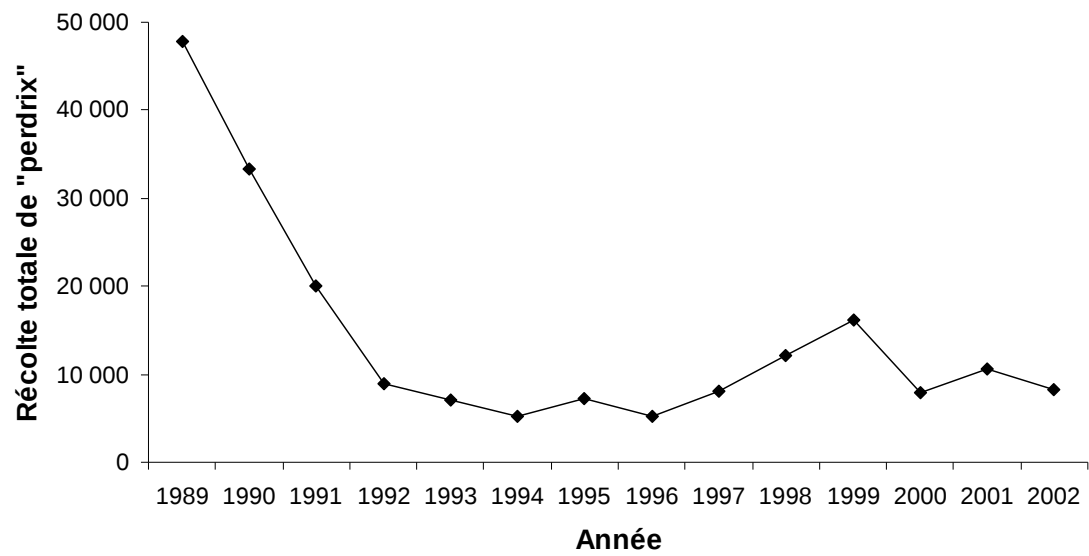


Récolte/km² de "lièvres" dans la région 14



Récolte/km² de "lièvres" dans la région 15



Récolte totale de "lièvres" dans les zecs du Québec

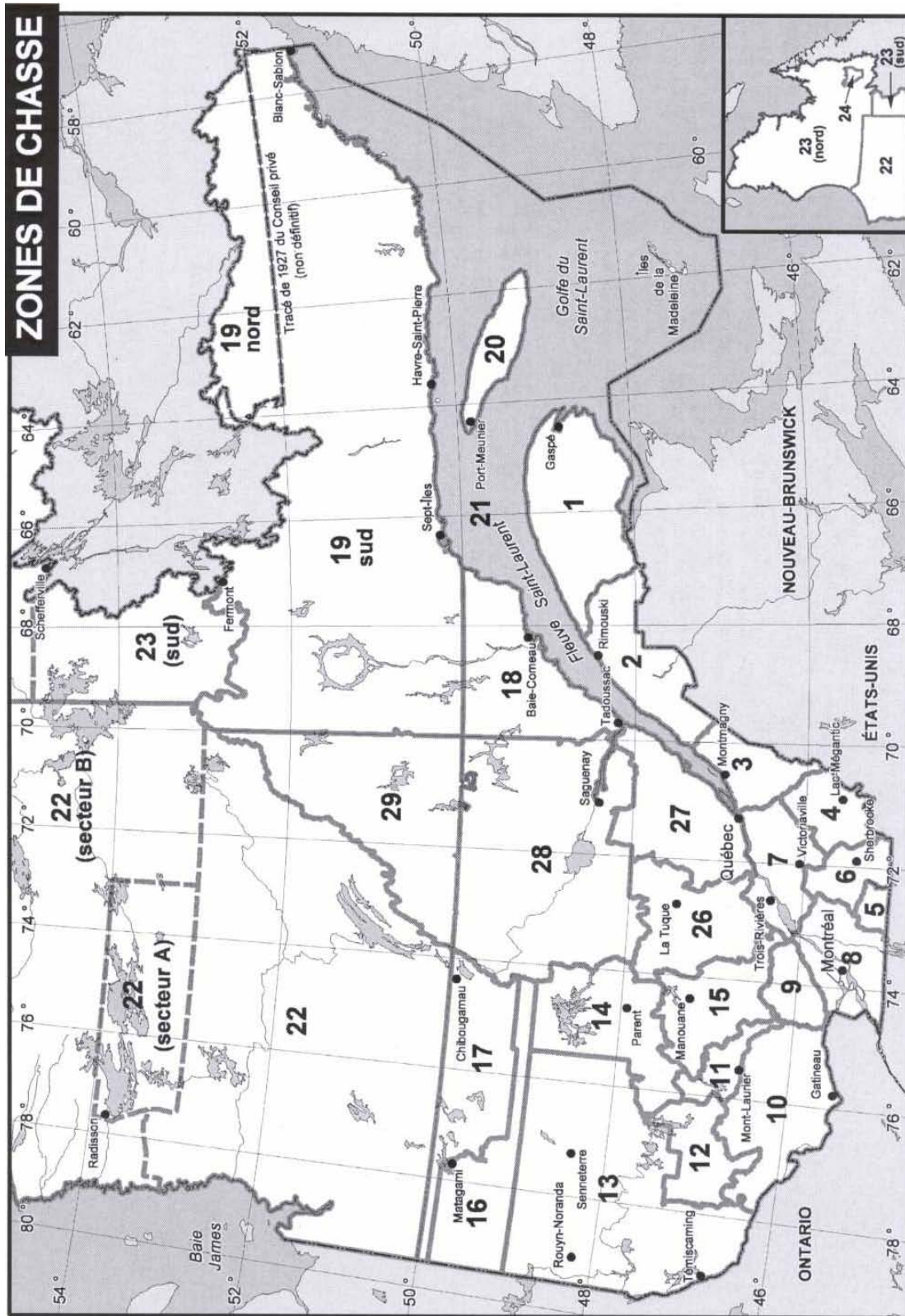
ANNEXE 7

Liste des régions administratives du Québec.

Numéro de la région	Région
01	Bas-Saint-Laurent
02	Saguenay-Lac-Saint-Jean
03	Capitale-Nationale
04	Mauricie
05	Estrie
06	Montréal
07	Outaouais
08	Abitibi-Témiscamingue
09	Côte-Nord
10	Nord-du-Québec
11	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine
12	Chaudière-Appalaches
13	Laval
14	Lanaudière
15	Laurentides
16	Montréal
17	Centre-du-Québec

ANNEXE 8

Zones de chasse au Québec.



Adapté de Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

ANNEXE 9

Périodes de chasse des espèces de petit gibier au Québec, 2008-2009.

Périodes de chasse des espèces de petits gibiers mentionnées dans le présent rapport,
pour les zones et les zecs du Québec

ESPÈCES/ENGINS	ZONES OÙ LA CHASSE EST PERMISE	PÉRIODES
LAPIN À QUEUE BLANCHE, LIÈVRE ARCTIQUE ET LIÈVRE D'AMÉRIQUE, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 21 (note 10), 26, 27, 28	20 sept. – 31 mars
	19 sud, 29	13 sept. – 30 avril
	22	1 ^{er} sept. – 30 avril
	23, 24	25 août – 30 avril
LAPIN À QUEUE BLANCHE, LIÈVRE ARCTIQUE ET LIÈVRE D'AMÉRIQUE, COLLET	1, 2, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 (note 11), 18, 20, 26, 27(sauf l'île d'Orléans), 28	20 sept. – 31 mars
	3, 4, 5, 6, 7, 9, 21 (sauf les îles de la Madeleine)	1 ^{er} déc. – 31 mars
	19 sud, 29	13 sept. – 30 avril
GÉLINOTTE HUPPÉE, TÉTRAS DU CANADA ET TÉTRAS À QUEUE FINE, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2 (sauf l'île Verte), 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 27, 28	20 sept. – 15 janv.
	19 sud, 29	13 sept. – 15 janv.
	22	1 ^{er} sept. – 15 janv.
	23, 24	25 août – 15 janv.
PERDRIX GRISE, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 sud, 20, 21, 22, 23, 24 26, 27, 28, 29	20 sept. – 15 nov.

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24

Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

Périodes de chasse des espèces de petits gibiers traitées dans le présent rapport,
pour les réserves fauniques du Québec

RÉSERVES FAUNIQUES/ZONES ESPÈCES/ENGINS	PÉRIODES DE CHASSE
Ashuapmushuan (zone 28)	
GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	6 sept. – 19 sept. (note 15) 20 sept. – 26 oct.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	6 sept. – 19 sept. (note 15) 20 sept. – 26 oct.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	20 sept. – 31 mars
Chic-Chocs, des (zone 1)	
GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	25 oct. – 2 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	25 oct. – 2 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	22 oct. – 31 mars
Duchénier (zone 2 est)	
GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	13 sept. – 22 sept. 17 oct. – 27 oct. et 17 nov. – 30 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	13 sept. – 22 sept. 17 oct. – 27 oct. et 17 nov. – 30 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	17 nov. – 31 mars
Dunière, de (zone 1)	
GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	6 nov. – 16 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	6 nov. – 16 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	6 nov. – 31 mars

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24
Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

Laurentides, des (zone 27)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	11 oct. – 2 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	11 oct. – 2 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	18 oct. – 31 mars

La Vérendrye (zones 12 et 13)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	8 sept. – 8 oct. (note 15) 1 ^{er} nov. – 16 nov (note 15). 9 oct. – 15 janv.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	8 sept. – 8 oct. (note 15) 1 ^{er} nov – 16 nov. (note 15) 9 oct. – 15 janv.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	17 nov. – 31 mars

Mastigouche (zone 26)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	27 sept. – 26 oct.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	27 sept. – 26 oct.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	27 sept. – 31 mars

Matane, de (zone 1)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	21 oct. – 2 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	21 oct. – 2 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	21 oct. – 31 mars

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24
Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

Papineau-Labelle, de (zone 10 est)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	1 ^{er} sept. – 7 sept. 26 sept. – 13 oct. 14 oct. – 8 nov. (note 15) 10 nov. – 15 nov. (note 15) et 16 nov. – 15 janv.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE ET LAPIN À QUEUE BLANCHE, arme à feu et arbalète, arc	1 ^{er} sept. – 7 sept. 26 sept. – 13 oct. 14 oct. – 8 nov. (note 15) 10 nov. – 15 nov. (note 15) et 16 nov. – 15 janv.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE ET LAPIN À QUEUE BLANCHE, collet	16 nov. – 31 mars

Port-Cartier Sept-Îles, de (zone 19 sud)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	6 sept. – 3 oct. (note 15) 4 oct. – 15 janv.
LAGOPÈDES, arme à feu et arbalète, arc	4 oct. – 30 avril
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	6 sept. – 3 oct. (note 15) 4 oct. – 30 avril
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	4 oct. – 30 avril

Port-Daniel, de (zone 1)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	26 sept. – 30 oct. (note 15) 1 ^{er} oct. 12 oct.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	26 sept. – 30 sept. (note 15) 1 ^{er} oct. – 12 oct.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	1 ^{er} oct. – 31 mars

Portneuf, de (zone 27)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	4 oct. – 14 déc.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	4 oct. – 14 déc.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	4 oct. – 31 mars

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24
Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

Rimouski, de (zone 2 est)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	8 oct. – 27 oct. 7 nov. – 16 nov. 7 nov. – 16 nov. (note 15)
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	8 oct. – 27 oct. 7 nov. – 16 nov. 7 nov. – 16 nov. (note 15)
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	17 nov. – 31 mars

Rouge-Matawin (zone 15 ouest)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	5 sept. – 9 nov. 12 oct. – 9 nov. (note 15)
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	5 sept. – 9 nov. 12 oct. – 9 nov. (note 15)
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	10 nov. – 31 mars

Saint-Maurice, du (zone 26)

GÉLINOTTE HUPPÉE ET TÉTRAS DU CANADA, arme à feu et arbalète, arc	3 oct. – 23 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, arme à feu et arbalète, arc	3 oct. – 23 nov.
LIÈVRE D'AMÉRIQUE, collet	3 oct. – 31 mars

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24
 Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

Périodes de chasse des espèces de petits gibiers non traitées dans le présent rapport
pour les zones et les zecs du Québec

ESPÈCES/ENGINS	ZONES OÙ LA CHASSE EST PERMISE	PÉRIODES
LAGOPÈDE ALPIN ET LAGOPÈDE DES SAULES, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 27, 28	20 sept. – 30 avril
	19 sud, 29	13 sept. – 30 avril
	22	1 ^{er} sept. – 30 avril
	23, 24	25 août – 30 avril
COYOTE ET LOUP, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 12, 13, 14, 16, 18, 21, 28	18 oct. – 31 mars
	2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 15, 26, 27	25 oct. – 31 mars
	8	8 nov. – 31 mars
	19 sud, 29	11 oct. – 15 avril
MARMOTTE COMMUNE, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19 sud, 21, 26, 27, 28, 29	Toute l'année
RATON LAVEUR ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	4, 5, 6, 7, <u>8</u>	25 oct. – 1 ^{er} mars
RATON LAVEUR, CARABINE .22 À PERCUSSION LATÉRALE LA NUIT AVEC DES CHIENS	4, 5, 6, 7, <u>8</u>	25 oct. – 15 déc.
RENARD ARGENTÉ, CROISÉ OU ROUX, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	4, 5, 6, 7	25 oct. – 1 ^{er} mars
	8	8 nov – 1 ^{er} mars

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24
Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)

CAROUGE À ÉPAULETTES, CORNEILLE D'AMÉRIQUE, ÉTOURNEAU SANSONNET, MOINEAU DOMESTIQUE, QUISCALE BRONZÉ ET VACHER À TÊTE BRUNE, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 sud, 20, 21, 22, 23, 24 26, 27, 28, 29	1 ^{er} juillet – 30 avril
PIGEON BISET, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2 (sauf l'île Verte), 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 sud, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29	Toute l'année
CAILLE, COLIN DE VIRGINIE, FAISAN, FRANCOLIN, PERDRIX BARTAVELLE, PERDRIX CHOUKAR, PERDRIX ROUGE ET PINTADE, ARME À FEU ET ARBALÈTE, ARC	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 sud, 20, 21, 22, 23, 24 26, 27, 28, 29	1 ^{er} août – 31 déc.
OISEAUX MIGRATEURS, ARME À FEU ET ARC dans les zones, les zecs et les réserves fauniques	Consulter la brochure du Règlement de chasse d'Environnement Canada Tél. : 1-800-463-4311 Site Internet : http://www.qc.ec.gc.ca/faune/faune.html	

Note 10 : Aux îles de la Madeleine, la chasse au lièvre d'Amérique est permise sur l'île du Havre Aubert seulement. La période de chasse va du 13 au 21 novembre.

Note 11 : Dans la zone 17, l'utilisation de collets pour prendre du lièvre n'est permise que dans les établissements non autochtones et dans les alentours de ceux-ci.

Note 15 : Réservé aux participants d'une chasse contingentée.

L'utilisation de l'arbalète est interdite dans les zones 17, 22, 23 et 24
Source : Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (2008)