

CATHERINE LIMOGES

**CARACTÉRISATION ET ESTIMATION DE L'UTILISATION
DES ÉRABLIÈRES RECHERCHÉES PAR L'OURS NOIR (*URSUS AMERICANUS*)
DANS UNE FORêt MIXTE DU SUD DU QUÉBEC**

Mémoire
présenté
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

Département de biologie
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL

AVRIL 1999



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-41951-7

Canada

RÉSUMÉ SUCCINCT

L'objectif de l'étude est d'identifier les caractéristiques responsables des différences d'utilisation des érablières par les ours noirs et de vérifier l'applicabilité de méthodes pour évaluer leur degré de fréquentation. Nous avons analysé les caractéristiques dendrométriques de 43 érablières, pour lesquelles le degré d'utilisation était connu. La densité des marques de griffes d'ours sur l'écorce des hêtres a servi d'indice de la fréquentation. Une analyse dendrochronologique de 296 carottes de hêtres présentant des cicatrices de griffes a permis de retracer l'historique de leur utilisation. La présence de hêtres serait le principal facteur expliquant l'utilisation d'une érablière et les érablières à feuillus tolérants matures sont les peuplements les plus recherchés. Ces derniers avaient plus de 90 tiges/ha et plus de 3 m²/ha de hêtre. Les données de télémetrie présentent une image à plus court terme de la fréquentation par rapport aux marques de cicatrices. L'analyse de la fréquence de l'âge des cicatrices n'a pas permis d'identifier un cycle de fréquentation des érablières par les ours.

AVANT-PROPOS

Plusieurs personnes ont collaboré en d'autant de façons à la réalisation de mon projet de maîtrise. Je tiens d'abord à remercier mon directeur de recherche, M. Jean Huot, ainsi que Claude Samson, pour m'avoir guidée tout au long du projet. Les conseils, les échanges et les corrections toujours enrichissants font partie du bagage que je rapporte du département de bio de l'université Laval! Je suis aussi reconnaissante à Denis Masse, biologiste au Parc national de la Mauricie, pour l'aide logistique, les conseils judicieux, les invitations aux tanières et la bonne humeur qui ont contribué à rendre ma maîtrise plus enrichissante tant du point de vue humain que scientifique.

Un merci tout spécial à Marc Bélanger qui est un aide de terrain exceptionnel, sans qui cet été aurait été beaucoup plus difficile! Finalement, ce fut un été éprouvant physiquement mais jamais moralement, grâce à Marc. Je remercie aussi du fond du cœur mes parents, qui croient en moi et qui sont toujours là pour me soutenir et m'encourager, et sans qui ma maîtrise n'aurait pu être, et mon ami Simon Lebel, pour son appui et ses encouragements constants.

Enfin, je suis reconnaissante à Sylvain Paradis et Julie Bouchard, de Parcs Canada, pour leur support logistique et matériel et à Ann Delwaide du Centre d'Études Nordiques, pour les conseils et le support matériel en ce qui concerne la dendrochronologie. Je remercie de plus les membres de mon jury de mémoire de maîtrise, soit MM. Jacques Bovet et Gilles Houle.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
RÉSUMÉ SUCCINCT	i
AVANT-PROPOS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX	iv
LISTE DES FIGURES	v
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE 1 : Characterisation of maple stands researched by black bears (<i>Ursus americanus</i>) in La Mauricie national park's region	8
Introduction	9
Study area	13
Methods	19
Results	25
Discussion	37
CHAPITRE 2 : Assessing past utilisation of maple stands by black bears (<i>Ursus americanus</i>), using scar marks	43
Introduction	44
Study area	46
Methods	48
Results	52
Discussion	56
CONCLUSION GÉNÉRALE	58
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	63

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Table 1 Ecoforestry stand types retained for sampling	19
Table 2 Stand types classified according to their degree of utilisation by black bears during fall in the LMNP region.....	22
Table 3 Criteria for the classification of utilisation intensity of beech trees, based on the bear's claw marks (adapted from Wolfson and Hammond, 1992) ...	24
Table 4 Observed and expected frequencies of female black bear locations for each stand type.....	25
Table 5 Relative importance of the main tree species in the studied stands ($n = 43$)	27
Table 6 Results of linear multiple regression relating the presence of the different tree species to the radio-tracking data	28
Table 7 Stem density, basal area and mean DBH of stands classified according to their degree of utilisation by black bears during fall in the LMNP region...	29
Table 8 Structure of stands according to their degree of use by black bears during fall in the LMNP region.....	31
Table 9 Mean DBH of beech stems according to their intensity of utilisation by bears in fall.....	34
Table 10 Criteria for the classification of utilisation intensity of beech trees, based on the bear's claw marks (adapted from Wolfson and Hammond, 1992) ...	49
Table 11 Number of cores collected according to category and year of collection.....	52
Table 12 Results of the correlogram analysis for the scar ages	54

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1	Core area of female 044 at LMNP (fall locations in 1992 and 1994).
Figure 2	Location of LMNP.....
Figure 3	Core areas of adult females in LMNP (1990-1994).....
Figure 4	Stands sampled during field work.....
Figure 5	Relative importance (% of surface area) of each stand type according to utilisation by bears based on radio-tracking data.....
Figure 6	Beech distribution according to intensity of utilisation and DBH
Figure 7	Beech age in relation to DBH
Figure 8	Sugar maple-tolerant hardwood stands in LMNP
Figure 9	Beech density and presence of red oak in LMNP
Figure 10	Scar core classified "A"
Figure 11	Relationship between the maple stand utilisation index based on scar marks and radio-tracking data
Figure 12	Distribution of A cores without correction for loss of marks with time.....
Figure 13	A cores with correction for loss of marks with time

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Problématique de l'ours noir (*Ursus americanus*) en Amérique du Nord et au Québec

Bien qu'en moindre densité qu'autrefois, on retrouve encore aujourd'hui l'ours noir dans l'ensemble des grandes forêts du Canada et des États-Unis (Smith, 1985). L'ours suscite beaucoup d'intérêt à la fois chez les chercheurs et dans la population en général; il a fait l'objet de plusieurs études en maints endroits de son aire de répartition. Toutes ces études sont cependant justifiées par la variabilité régionale de son écologie. Au Québec, un nombre restreint d'études récentes sur l'ours ont été réalisées (Fréchette, 1992; Jolicoeur *et al.*, 1993; Boileau *et al.*, 1994; Larivière *et al.*, 1994; Samson, 1995). L'intérêt suscité par l'ours vient, entre autres, du fait qu'il est à la fois une espèce chassée et un prédateur qui peut se nourrir, à l'occasion, d'autres espèces chassées.

Les études sur l'ours s'inscrivent souvent dans un optique de conservation de l'espèce, qui requiert de très grandes surfaces pour l'ensemble de ses activités (Beeman, 1975; Rogers, 1987; Boileau *et al.*, 1994; Samson et Huot, 1998). De nos jours, la conservation des espèces à grands domaines vitaux devient en effet critique. D'immenses territoires sont nécessaires afin de prévenir notamment les effets délétères de la dérive génétique (Primack, 1993; Samson et Huot, 1993) et ces territoires sont de plus en plus difficiles à préserver. Les parcs de conservation qui remplissent ce rôle constituent cependant des îlots qui sont de jour en jour plus isolés. Une bonne connaissance de l'écologie des animaux à grands domaines vitaux s'avère donc importante afin de bien choisir les habitats à préserver pour ceux-ci. La préservation de ces territoires est souvent, d'ailleurs, la clé de voûte sur laquelle repose la sauvegarde de tout un écosystème puisque leur conservation amène du même coup la sauvegarde d'autres espèces plus sédentaires (Primack, 1993).

La qualité de l'habitat de l'ours est le facteur majeur influençant sa productivité (Bunnell et Tait, 1981; Elowe et Dodge, 1989). La gestion des populations d'ours au Québec se doit

donc d'intégrer la gestion des habitats et de la récolte par la chasse. Un nouveau plan de gestion de l'ours noir, plus sévère en ce qui a trait à la récolte, est entré en vigueur en 1998 (Jolicoeur *et al.*, 1996). En effet, une diminution des populations était redoutée vu l'augmentation de la récolte par la chasse. De plus, la perte d'habitat se fait de plus en plus menaçante: les peuplements matures souvent recherchés durant l'automne sont conservés à l'intérieur des parcs, au détriment cependant des peuplements perturbés, produisant durant l'été les petits fruits dont les ours se nourrissent. Ces peuplements jeunes sont par ailleurs de plus en plus abondants à l'extérieur des parcs, attirant les ours là où ils sont susceptibles d'être victimes des chasseurs, des braconniers et de la déprédateur (Samson et Huot, 1998).

Importance de la nourriture d'automne

L'ours entrant dans une période de dormance durant l'hiver, l'automne constitue pour lui une période importante pour l'accumulation de réserves. Étant un opportuniste omnivore, son régime alimentaire varie selon la disponibilité de nourriture. Dans la région du parc national de la Mauricie (PNLM), les faînes du hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) constituent l'essentiel de son régime alimentaire durant l'automne, lorsqu'elles sont disponibles (Samson, 1995). En effet, la production de faînes est variable d'une année à l'autre (Gysel, 1971; Tubbs et Houston, 1990). Au PNLM, lors des années de bonnes production de faînes, ces dernières représentent 87-90% du régime alimentaire de l'ours, contrairement aux mauvaises années de production, où elles représentent à peine 2% (Samson, 1995).

Cette variabilité dans le régime alimentaire de l'ours a des répercussions sur plusieurs aspects de sa biologie: la reproduction des femelles est synchronisée dans plusieurs régions où la disponibilité de nourriture d'automne varie d'une année à l'autre (Eiler *et al.*, 1989; Elowe et Dodge, 1989; McLaughlin *et al.*, 1994; Samson et Huot, 1995). Au Maine, 80% des femelles ont produit des portées durant les hivers suivant une bonne année de production de faînes, par rapport à 13% lors des mauvaises années (McLaughlin *et al.*, 1994). Au PNLM, 83% des femelles se sont reproduites après un automne où les faînes étaient abondantes, contre 36%

alors qu'elles ne l'étaient pas (Samson, 1995). Le contraste de production de jeunes lors des bonnes et des mauvaises années était cependant moins prononcé dans les régions où les ours avaient accès à une plus grande diversité de nourriture d'automne (McLaughlin *et al.*, 1994; Kashbom *et al.*, 1996).

La disponibilité de la nourriture durant l'automne influence aussi les mouvements des ours: de façon générale, les ours se déplacent, lorsque cela s'avère nécessaire, pour avoir accès à la nourriture (Meddleton et Litvaitis, 1990; Beringer *et al.*, 1998; Samson et Huot, 1998). Au PNLM, les ours demeurent à l'intérieur du parc lors des années de bonne production de faînes, alors qu'ils continuent à se nourrir de petits fruits dans les jeunes peuplements situés à l'extérieur du parc lorsque les faînes ne sont pas disponibles (Samson et Huot, 1998). Des mouvements très importants vers les forêts de feuillus tolérants du Maine ont été observés lors des bonnes années de production de faînes, au contraire des années sans faînes (Schooley *et al.*, 1994b).

Enfin, l'automne, les ours ont tendance à entrer en dormance lorsque la nourriture commence à manquer, c'est-à-dire lorsque la balance énergétique devient négative (Elowe, 1987; Schooley *et al.*, 1994a). En effet, lors des années de bonne production de faînes, au Maine, les ours ont rejoint leur tanière vers la mi-novembre, contrairement à la mi-octobre quand les faînes n'étaient pas disponibles (Schooley *et al.*, 1994a). Le même patron est observé au PNLM alors que les ours entrent en dormance vers novembre quand les faînes sont disponibles et en octobre quand elles ne le sont pas (Larivière *et al.*, 1994; Samson, 1995).

La disponibilité de nourriture ainsi que la date d'entrée en dormance influencent à leur tour la mortalité (Rogers, 1987; Samson et Huot, 1993). Lorsque la nourriture se fait rare, les ours cherchent souvent à satisfaire leur appétit grâce à des sources artificielles de nourriture; cela entraîne évidemment des conflits avec les humains, où les ours trouvent souvent la mort (Rogers, 1987; Samson, 1995). De plus, les longs mouvements que les ours sont souvent obligés de faire, à la recherche de nourriture, augmentent la probabilité qu'ils se fassent frapper par un véhicule ou qu'ils soient tués par un chasseur (Rogers, 1987; Noyce et Garshelis, 1997;

Samson et Huot, 1993, 1998). À l'inverse, les ours hibernant plus tard lorsque les faînes sont abondantes, ils sont durant un temps plus long susceptibles de succomber aux chasseurs et trappeurs (Samson et Huot, 1993; Noyce et Garshelis, 1997). Cependant, depuis 1998 au Québec, la chasse de l'ours à l'automne a été abolie. Le piégeage, par contre, est encore permis, mais est dorénavant limité à deux ours par trappeur.

Contraintes de recherche de nourriture

Il est probable qu'un animal aussi imposant que l'ours, se nourrissant de petits fruits et devant accumuler des réserves en prévision de la dormance hivernale, doive rencontrer certaines contraintes alimentaires. Effectivement, pour les ours se nourrissant de petits fruits, plusieurs facteurs sont en cause: le taux d'ingestion, la capacité physiologique du tube digestif et l'efficacité métabolique du gain de masse corporelle (Welch *et al.*, 1997). L'ours noir, cependant, rencontre des contraintes moins importantes que l'ours grizzly (*Ursus arctos*), vu sa plus petite masse corporelle (Welch *et al.*, 1997). Il n'en résulte pas moins que la répartition spatiale et la grosseur des fruits sont des facteurs qui contraignent l'ours noir dans sa recherche de nourriture (Welch *et al.*, 1997). Outre ces contraintes, la valeur énergétique et la digestibilité des fruits s'avèrent tout aussi importantes (Pritchard et Robbins, 1990). Les faînes du hêtre, comme les autres fruits durs, sont riches en lipides, ce qui augmente l'énergie digestible par rapport à la matière sèche digestible (Grodzinski et Sawicka-Kapusta, 1970; Pritchard et Robbins, 1990) et qui fait donc des faînes une nourriture de première qualité pour l'ours durant l'automne.

Hêtre à grandes feuilles

Le hêtre à grandes feuilles est un feuillu commun très tolérant à l'ombre et associé dans le sud du Québec et au nord-est des États-Unis à l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh) et au bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) dans les peuplements de succession avancée

(Lalumière et Thibault, 1988; Tubbs et Houston, 1990). Il peut vivre jusqu'à 300 ans, commence à produire des faînes vers l'âge de 40 ans et en produit de grandes quantités à partir de 60 ans (Tubbs et Houston, 1990).

L'abondance du hêtre a beaucoup diminué dans le nord-est du continent depuis l'arrivée des premiers colons (Brisson *et al.*, 1988). Il semble qu'il supporte mal les coupes sévères et les perturbations. Sous le régime des perturbations anthropiques, l'érytre à sucre tend à dominer le hêtre dans les peuplements, vu le grand nombre et la meilleure dissémination de ses graines, qui sont plus légères que celles du hêtre (Brisson *et al.*, 1988). Par contre, il semble que dans le cas d'un peuplement subissant un minimum de perturbations, le hêtre soit la principale espèce climacique: en effet, sa reproduction clonale par rejet de racine lui confère alors un avantage (Brisson *et al.*, 1994). De plus, l'acidification du sol produite par la lente décomposition de ses feuilles rend progressivement le sol impropre à la survie des autres espèces (Brisson *et al.*, 1994).

Outre les coupes et le déboisement, l'acériculture contribue au déclin du hêtre dans nos paysages; puisque le hêtre acidifie le sol et qu'il est aussi en compétition avec les érables pour l'accès aux ressources, il est généralement recommandé d'éliminer les hêtres dans une érablière exploitée pour le sucre d'érytre (Chamberland, 1967; Paquet, 1980; Vézina, 1995). De plus, l'acériculture risque de contribuer davantage au déclin du hêtre dans l'avenir puisque les acériculteurs réclament actuellement le droit d'exploiter les érablières des terres publiques.

Enfin, la maladie corticale du hêtre amène un nouveau problème: d'après le ministère des Ressources naturelles (Direction de la conservation des forêts, 1996), l'intensité de la maladie dans la région du PNLM est de légère à modérée. Cette maladie est causée par un champignon (*Nectria coccinea* var. *faginata* Lohman, Watson et Ayres) qui cause la mortalité de l'écorce. La pénétration du champignon est par ailleurs facilitée par l'action de la cochenille du hêtre (*Cryptococcus fagisuga* Lind.). La maladie origine d'Europe et a été observée pour la première fois en Nouvelle-Écosse en 1911 (Brisson et Le Sauteur, 1997). Les conséquences de la maladie sont mal connues en Amérique du Nord (Shigo, 1972; Brisson *et al.*, 1996).

Jusqu'à maintenant, il n'y a pas eu de mortalité massive observée au Québec. On sait que la présence de cochenilles est négativement corrélée avec la quantité de pluie automnale et le nombre de jours de grand froid durant l'hiver (Perrin, 1979; Houston et Valentine, 1988; Brisson *et al.*, 1996). La maladie pourrait s'avérer moins sévère au Québec qu'aux États-Unis, le hêtre y étant à la limite nord de sa répartition (Brisson *et al.*, 1996). Dans les régions plus méridionales, la mortalité des arbres dépasse souvent 50% et les survivants montrent des déformations importantes (Brisson et Le Sauteur, 1997). La maladie n'entraîne cependant pas la disparition du hêtre de la forêt, car la mortalité des arbres stimule la formation de nombreux drageons, eux-mêmes susceptibles à la maladie lorsqu'ils atteignent la maturité (Brisson *et al.*, 1996).

Objectifs de l'étude

Dans ce contexte, la protection des habitats d'automne de haute qualité pour l'ours exige une connaissance des facteurs qui orientent la sélection des ours. Des observations basées sur des repérages télémétriques au PNLM indiquent en effet que toutes les érablières ne reçoivent pas la même intensité d'utilisation. Nos objectifs généraux visent donc à identifier les facteurs de sélection et à développer les méthodes d'évaluation de l'utilisation des érablières par les ours.

Le premier chapitre a donc pour objectifs: 1) de déterminer quels peuplements définis par les cartes écoforestières ont le plus de potentiel d'habitat d'automne pour l'ours noir durant les années de bonne production de faines; 2) d'identifier quelles sont les caractéristiques précises de l'habitat d'automne de l'ours noir dans la région du PNLM, en termes de composition spécifique et de structure, dans le but de pouvoir identifier quels sont les peuplements ayant le plus de potentiel d'habitat d'automne. Ces caractéristiques ont été obtenues à partir des inventaires forestiers faits dans des peuplements dont l'utilisation récente était connue grâce aux données de repérage télémétrique. Dans la perspective de protéger un type d'habitat, il est important de bien connaître celui-ci et de pouvoir l'identifier facilement.

Le deuxième chapitre présente la validation de deux techniques visant à connaître le degré d'utilisation des érablières par l'ours. L'une utilise la quantité de marques de griffes sur l'écorce des hêtres comme indice de l'utilisation présente, l'autre présente la dendrochronologie comme outil pour renseigner sur l'utilisation passée d'une érablière, à partir des marques de griffes. Connaître l'utilisation des habitats permet d'orienter leur protection et d'être à l'affût des changements ainsi que de leurs causes.

CHAPITRE I

Characterisation of maple stands researched by black bears (*Ursus americanus*) in La Mauricie national park's region

RÉSUMÉ

Une étude récente au parc national de la Mauricie a démontré que les érablières étaient des habitats recherchés durant l'automne par l'ours noir. Cependant, certaines observations réalisées durant cette étude indiquaient que toutes les érablières ne présentaient pas la même intensité d'utilisation. L'objectif de la présente étude était donc d'identifier les facteurs pouvant être responsables de ces différences entre les érablières. Nous avons analysé les caractéristiques dendrométriques de 43 érablières pour lesquelles le degré d'utilisation des récentes années était connu par le repérage télémétrique d'ours munis de colliers émetteurs. L'analyse de la relation âge-DHP (diamètre à hauteur de poitrine) à partir de carottes de hêtres a servi à établir l'âge des hêtres utilisés. Parmi les différents types d'érablières identifiés sur la carte écoforestière, les érablières à feuillus tolérants matures se sont avérées les plus recherchées. Les autres types de peuplements (conifères, mixtes et feuillus intolérants) étaient peu fréquentés en automne. La présence de hêtres dans les peuplements serait le principal facteur expliquant l'utilisation d'une érablière. Les peuplements fortement utilisés avaient plus de 90 tiges/ha et plus de 3 m²/ha de surface terrière en hêtres de 6 cm de DHP et plus. Par ailleurs, les hêtres ne sont utilisés par les ours qu'à partir de 16 cm de DHP, soit environ à l'âge de 60 ans, et le DHP moyen des arbres utilisés se situe entre 33,5 et 38,5 cm de DHP. Les arbres ont alors atteint une centaine d'années.

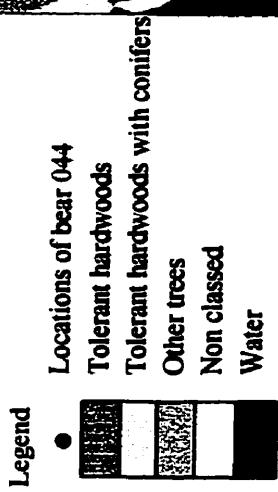
INTRODUCTION

Black bears (*Ursus americanus*) often have to move over large areas to obtain all the food diversity they need (Beeman, 1975; Rogers, 1987; Boileau *et al.*, 1994; Samson and Huot, 1998). In spring, they feed mainly on green plants (Hugie, 1982; Elowe, 1987; Samson, 1995), whereas in summer, they turn to small fruits such as raspberries (*Rubus spp.*) and blueberries (*Vaccinium spp.*) for an increased supply in energy. In fall, when available, hard mast will distract bears from all other sources of natural food (Hugie, 1982; Elowe, 1987; Samson, 1995). Bears enter in an intensive activity period during summer and fall when they are accumulating large reserves for winter (Graber, 1981; Hellgren, 1988; Larivière *et al.*, 1994). In mixed and deciduous forests of northeastern North America, bears prefer beechnuts from American beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.) (Tubbs and Houston, 1990; Schooley *et al.*, 1994a; Samson, 1995). This hard mast is the most available in that region. Elsewhere in North America, the acorns of the red oak (*Quercus rubra* L.) are utilised by bears (Payne and Bryant, 1994).

American beech is a common deciduous tree very tolerant to shade and associated in northeastern North America with sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) and yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britt.) in mature stands (Lalumière and Thibault, 1988; Tubbs and Houston, 1990; Brisson *et al.*, 1994). It can live up to 300 years of age, starts producing beechnuts at 40, and produces large quantities after 60 years (Tubbs and Houston, 1990). The hard mast production is variable from one year to another (Gysel, 1971; Schooley *et al.*, 1994a; Samson and Huot, 1998). In fact, good beechnut productions are observed every two to eight years (Gysel, 1971; Tubbs and Houston, 1990), and bears respond to this variation by hibernating later when production is high (Larivière *et al.*, 1994; Schooley *et al.*, 1994a). It is also known that food availability in fall determines the reproductive success of female black bears. In regions where the hard mast production is variable, the reproduction rate fluctuates from one year to another (Elowe, 1987; Rogers, 1987; Alt, 1989; Eiler *et al.*, 1989; Samson and Huot, 1995). The variability of mast production also influences mortality (Rogers, 1987; Samson and Huot, 1993). Beechnuts are therefore of primary importance for bears.

In La Maurice national park (LMNP), maple stands are regularly used by bears during years of good beechnut crop (Samson and Huot, 1998; D. Masse – unpublished data; figure 1). In the park and peripheral area, good beechnut crops are observed every even year, and the cycle seems well established (Samson, 1995; D. Masse – unpublished data). However, intensity of use varies greatly among maple stands. We hypothesised that the abundance of mature beech trees would be responsible for the differential use of maple stands by bears. The aims of our study were to: 1) determine which stands, as identified by ecoforestry maps, are the most used by black bears in fall during years of good beechnut production, and 2) identify the best maple stands for black bear in LMNP. The criteria for maple stand quality will be based on beech tree density in the stand, age of beech trees (maturity) and presence of other species.

Figure 1 : Core area of female 044 at LMNP (polygon based on 90% of all locations from 1991 to 1994; dots are only fall locations in 1992 and 1994).



SCRN, Canada Parks, 1998
Data source : Laval University, 1992

STUDY AREA

LMNP covers 536 km² and is located 150 km northeast of Montréal (46°50'N, 73°00'W) (figure 2). The park is bordered by the St-Maurice river to the east and by the Mattawin river to the north. Two wildlife reserves are adjacent to the park, the St-Maurice Wildlife Reserve to the north and the Mastigouche Wildlife Reserve to the west. Agricultural lands and residential areas are concentrated to the south.

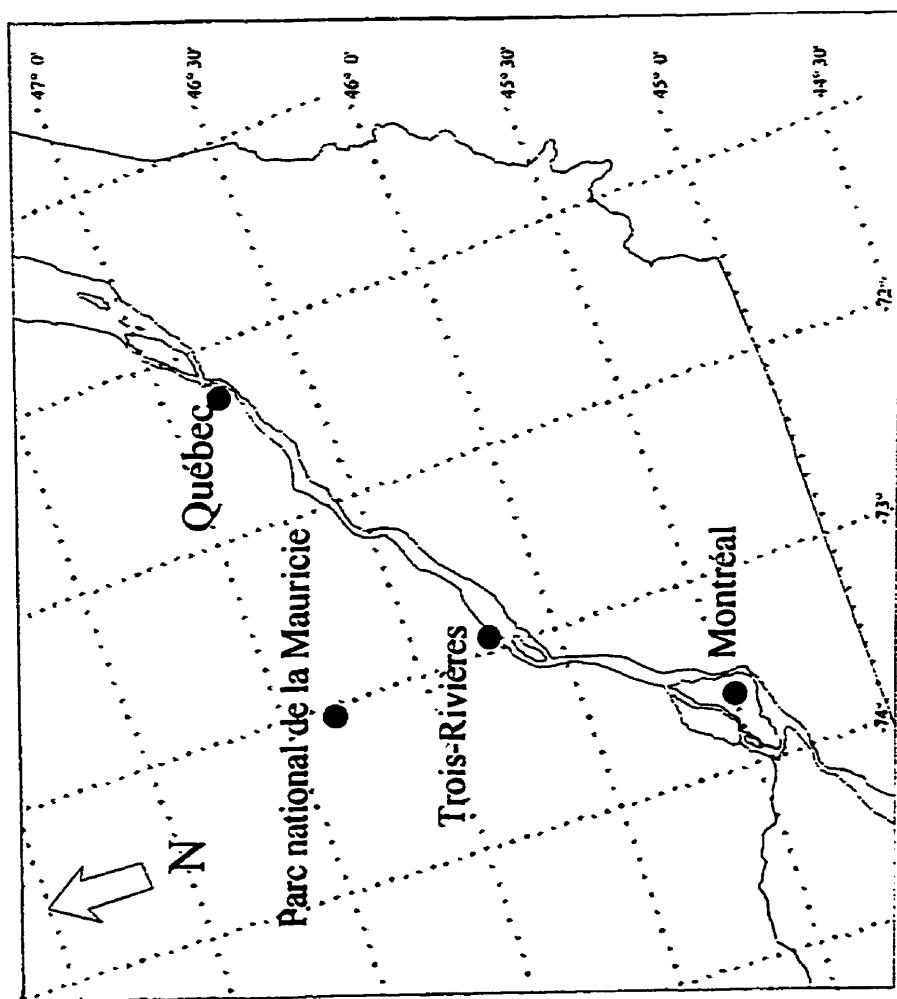
January and July mean temperatures are -12.2°C and 20°C respectively. The annual precipitation is approximately 93 cm, including 265 cm of snow (1941-1970 period, Service de la Conservation des Ressources Naturelles, 1981). Snow cover lasts from early December to late April.

The park is located in the transition zone between the Laurentian and the boreal forests (Pastor and Mladenoff, 1992). Deciduous forests are abundant, but conifers increase towards the northern section of the park. Deciduous forests are composed of maple-yellow birch stands and maple-yellow birch-beech stands (Lalumière and Thibault, 1988). Conifer stands are dominated by balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.), black spruce (*Picea mariana* [Mill.] BSP.) and white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss.). Yellow and paper birches (*Betula papyrifera* Marsh), quaking aspen (*Populus tremuloides* Michx.), balsam fir and spruces are the main components of mixed stands (Lalumière and Thibault, 1988).

Before the creation of the park in 1970, the forests were under a commercial cutting regime. Fire and forest cuts have perturbed almost all the park territory during the last 100 years (Lalumière and Thibault, 1988). Today, commercial cuttings are active near the park limits, notably to the south and south-west (Fortin, 1988; Géophysique GPR inc., 1993). Wild forests fires are suppressed, but controlled fires (<1% of park territory) have been experimented in the recent years.

Figure 2 : Location of LMNP.

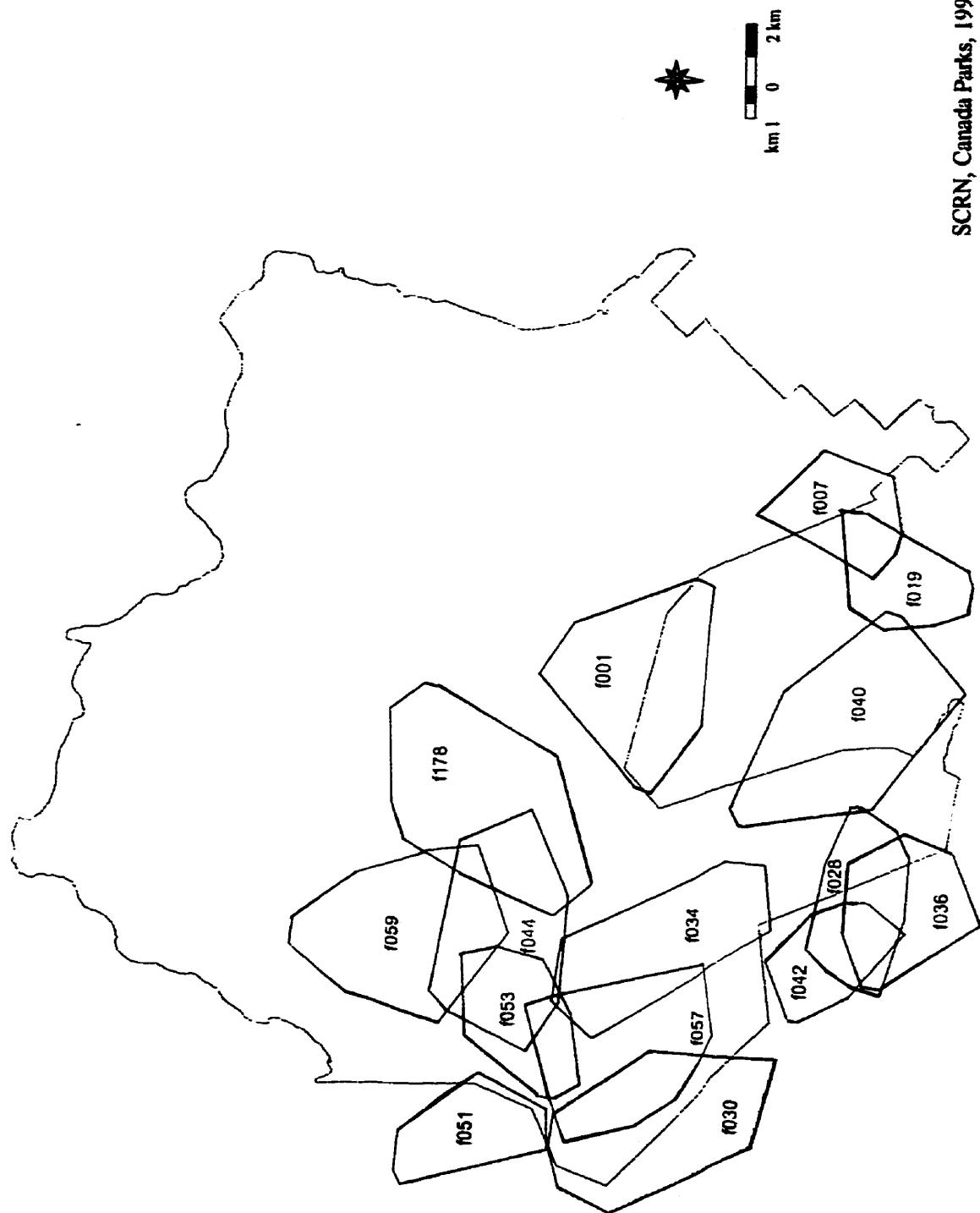
100 km
-10 0



The study area (243 km^2) has been defined according to the home ranges of 15 adult females (figure 3). These bears were captured and radio-tracked between the summer of 1990 and the fall of 1994. Only bears tracked during at least two years of good beechnut production (1990-92-94) were considered in this study. The area most intensively used by each bear (the core area) was determined by cluster analysis (Kenward, 1987; Harris *et al.*, 1990; Samson and Huot, 1998). Core areas were defined after eliminating 10% of the most-distant locations. Most of the study area is inside the LMNP but it also includes some peripheral areas.

Figure 3 : Core areas of adult females in LMNP (1990-1994).

SCRN, Canada Parks, 1998
Data source : Laval University, 1997



METHODS

Stand sampling

All deciduous stands which possibly contain some beech trees and that were located in the core area of a radio-tracked female were identified from ecoforestry maps (scale 1:20 000, 1994 edition). These stands are sugar maple (Ma), sugar maple-yellow birch (MaYB), sugar maple-paper birch (MaPB), sugar maple-tolerant hardwoods (MaTH), yellow birch (YB) and tolerant hardwoods (TH) stands (table 1). Of the 235 stands counted in the 15 core areas, 43 were selected using a simple random sampling procedure and surveyed between 22 July and 27 September 1996 (figure 4).

Table 1 : Ecoforestry stand types retained for sampling¹.

Code	Name	Description
Ma	Sugar maple stands	Sugar maple, or sugar maple and red maple ² (minor component), occupy at least 66% of the basal area of the hardwood component.
MaYB	Sugar maple-yellow birch stands	33 to 50% of yellow birch
MaPB	Sugar maple-paper birch stands	33 to 50% of paper birch and/or grey birch ³
MaTH	Sugar maple-tolerant hardwoods stands	33 to 50% of tolerant hardwoods ⁴
YB	Yellow birch stands	At least 50% of the basal area of the hardwood component is occupied by yellow birch, or yellow birch and sugar maple (in lower quantity).
TH	Tolerant hardwoods	Different from types above, but tolerant hardwoods ⁴ occupy at least 50% of the basal area of the hardwood component.

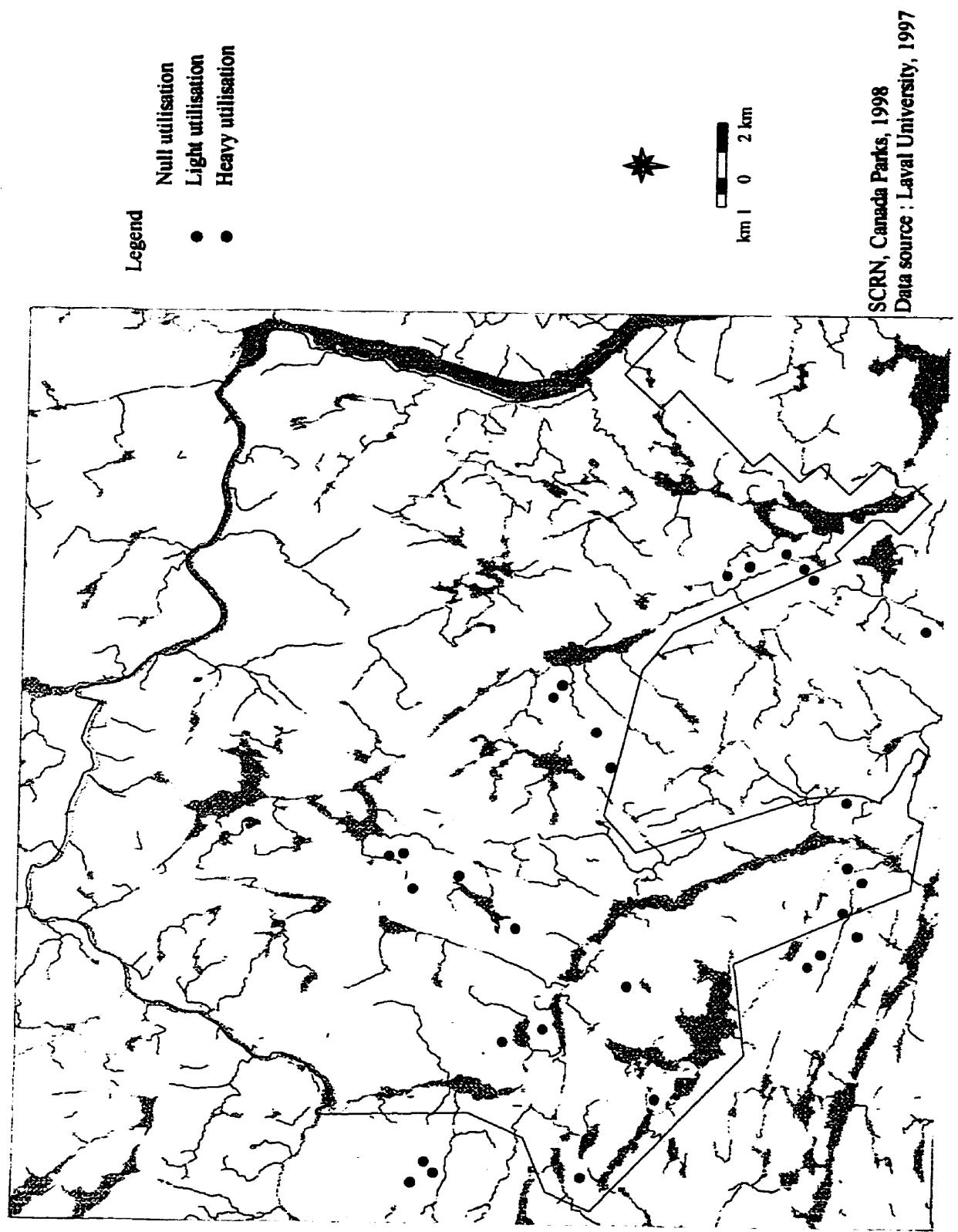
¹ : Saucier *et al.*, 1994

² : *Acer rubrum* L.

³ : *Betula populifolia* Marsh

⁴ : All hardwoods species other than paper or grey birch and poplars.

Figure 4 : Stands sampled during field work.



Intensity of utilisation of stands was estimated according to the proportion of all the fall radio-tracking locations which were located within a given stand in the study area ($n = 232$ locations; 15 females). Stands with ≥ 4 locations were classified as heavily used ($n = 17$) (table 2). These were almost all selected for surveying (i.e. $n = 16$; simple random sampling) because of their low occurrence. Stands with 1 to 3 locations were classified as lightly used. Of these 54 stands, 14 were randomly selected for the survey. Finally, of the 164 stands where there was no bear locations, 13 were randomly selected. Only stands dominated by maples were sampled; no TH neither YB stands were visited.

In each selected stand, 10 plots were randomly located using a 100 m grid. However, plots in 5 small stands were selected with a 50 m grid. One small stand (200 ha) was sampled with only 5 plots.

Table 2 : Stand types classified according to their degree of utilisation by black bears during fall in the LMNP region.

Utilisation class	Number of stands							Total
	Ma	MaYB	MaPB	MaTH	YB	TH		
Null	56(6)	75(5)	6(1)	26(1)	1(0)	0(0) ¹		164(13)
Low	10(2)	28(7)	1(0)	15(5)	0(0)	0(0)		54(14)
Heavy	4(4)	2(2)	0(0)	11(10)	0(0)	0(0)		17(16)
Total	70(12)	105(14)	7(1)	52(16)	1(0)	0(0)		235(43)

¹ : Numbers in parentheses indicate the number of surveyed stands.

Habitat selection

In order to determine the stand types preferred by bear during fall, the availability of the stands possibly containing beech trees was estimated according to the percentage of the surface

they occupied in the study area. The surfaces were determined with an electronic planimeter (Placom, Koizumi Kp-90). The availability of the stand types was compared with the proportion of radio-locations of bears in the stand type with a conformity test and a Bonferroni Z-test (Neu *et al.*, 1974). The three stand types retained for the analysis were (some types were lumped together because they were not in sufficient number) : sugar maple and sugar maple-paper birch stands (Ma+MaPB), sugar maple-yellow birch and yellow birch stands (MaYB+YB) and sugar maple-tolerant hardwood stands (MaTH). For each stand type, we also compared use according to age classes. Because American beech matures at 60 years, we classified the stands according to age: mature stands (70, 90, 120 and old uneven-age), and young stands (50 and young uneven-age).

Stands description

- Stand structure

The prism method (factor X2) was used to estimate the basal area (m^2/ha) and the stem density according to the tree species (Hays *et al.*, 1981; Higgins *et al.*, 1994). Only trees having at least 6 cm DBH (diameter at breast height) were included. Tree diameter was measured to the nearest ± 1 mm with a diameter tape and separated into 5 cm classes. Stands were described according to the basal area and stem density by DBH class.

The species retained for analysis are American beech, sugar maple, red maple, yellow birch, paper birch and conifers in general (white and black spruces, balsam fir, red and white pines [*Pinus resinosa* Ait., *Pinus strobus* L.], eastern hemlock [*Tsuga canadensis* (L.) Carr.], white cedar [*Thuja occidentalis* L.]). We examined the relationship between the stem density (nb/ha) and the basal area (m^2/ha) of the main tree species and the degree of utilisation according to the radio-tracking data with a multiple linear regression. A Kruskall-Wallis test followed by a Bonferroni test (Zolman, 1993), expressing the relationship between utilisation and stem density and basal area for beech, was performed to establish criteria to differentiate the stands. A similar test allowed us to compare stem density and the basal area of beech by stand type.

- Utilisation of beech and dendrochronological analysis

Each beech tree located in our plots was classified depending on its utilisation intensity, according to the method proposed by Wolfson and Hammond (1992). This method is based on the number and aspect of the scars resulting from bear claws. Four categories were used: null, low, moderate and heavy (table 3).

Table 3 : Criteria for the classification of utilisation intensity of beech trees, based on bear claw marks (adapted from Wolfson and Hammond, 1992).

Category	Criteria
Null	No claw marks on bark.
Low	One or two sets of "tracks" of the same or different years. Sets of "tracks" are easily distinguished from one another.
Moderate	Three or more sets of "tracks" of at least 2 different years. Individual sets of "tracks" can still be distinguished from one another.
Heavy	Multiple sets of "tracks" of at least 3 different years. Individual sets of "tracks" cannot be distinguished from one another.

A core sample was extracted from the first beech encountered on each plot with a Pressler borer, at breast height. The tree age was determined by counting the number of growth rings in the core (Schweingruber, 1988). The cores that did not hit the centre of the tree were eliminated. We did not take into account the missing rings. The relationship between the age and DBH was established using a simple linear regression.

Software used for statistical analyses

The Statistica software 4.3 (1993 StatSoft Inc.) was used to conduct conformity tests. The SigmaStat software 1.0 (Jandel Corp. 1993 MicroHelp Inc.) served for the Kruskall-Wallis test and the Bonferroni test (also called Dunn's test) (Zolman, 1988). The SAS software 6.08 (1992 SAS Institute Inc.) was used for the simple and multiple linear regressions.

RESULTS

Stands characteristics

- Stands selected by bears

The radio-tracking of bears shows that 87% of the locations ($N = 232$) are situated in stands susceptible to contain beech trees. Among those, bears prefer the mature sugar maple-tolerant hardwood stands, and use less the mature sugar maple-yellow birch and yellow birch stands. The other stands are used according to their availability ($\chi^2 = 70.7$, $df = 4$, $p < 0.0001$) (table 4). The young sugar maple-yellow birch and yellow birch stands were not included in the analysis because of their low availability. The sugar maple-tolerant hardwood stands account for nearly 60% of the surface area of the highly used stands (figure 5).

Table 4 : Observed and expected frequencies of black bears locations for each stand type.

Stand type	Age classes	Surface		Locations ¹				$Z_{(a - 0.95)}^3$
		km ²	%	Obs.	%	Exp.	freq. ²	
Ma + MaPB	Mature	12.2	28.3	46	22.8	57.2	=	
Ma + MaPB	Young	0.7	1.6	2	1.0	3.2	=	
MaYB + YB	Mature	18.6	43.2	48	23.8	87.3	-	
MaTH	Mature	9.9	23.0	90	44.6	46.5	+	
MaTH	Young	1.6	3.7	16	7.9	7.5	=	
Total		43.0	100	202	100	202		

¹ : According to the number and percentage of telemetric locations observed between September 11 and the date of denning entrance during the years 1990, 1992 and 1994.

² : According to the relative surface area of each stand type.

³ : The symbol associated to Z indicates an utilisation equal, inferior or superior to the availability.

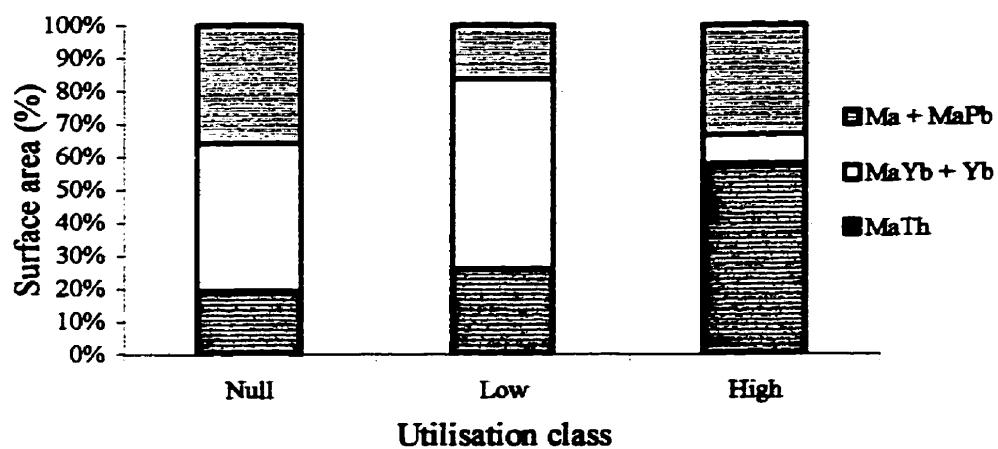


Figure 5 : Relative importance (% of surface area) of each stand type according to utilisation by bears based on radio-tracking data (all age classes pooled).

- Stand description

The tree species retained for analysis were the most abundant in the visited stands (table 5). The multiple regression analysis shows that the degree of utilisation is related only to presence of beech trees (table 6). Neither the basal area nor the stem density of any other species was significantly correlated with the percentage of radio-locations in the stands. We also compared the MaTH stands with the other deciduous stands in terms of abundance of beech trees. For stem density, the MaTH stands contain significantly more beech trees than the other stands ($H = 10.4$, $df = 2$, $p < 0.01$). The results are similar in terms of basal area ($H = 9.59$, $df = 2$, $p < 0.01$).

Table 5 : Relative importance of the main tree species in the studied stands (n=43).

Species	Stem density		Basal area	
	(nb/ha) ± SD	%	(m²/ha) ± SD	%
Paper birch	26.0 ± 52.6	3.7	0.7 ± 1.5	2.9
Yellow birch	44.4 ± 35.2	6.4	3.2 ± 1.9	13.1
Red maple	49.2 ± 45.4	7.1	1.5 ± 1.1	6.1
Sugar maple	262.4 ± 125.3	37.8	10.6 ± 4.1	43.4
Beech	108.1 ± 95.2	15.6	3.7 ± 3.3	15.2
Conifers	155.9 ± 107.4	22.5	4.1 ± 2.5	16.8
Others	48.3 ± 79.4	7.0	0.6 ± 1.1	2.5
Total	694.3 ± 85.0	100	24.4 ± 3.4	100

Table 6 : Results of the multiple linear regressions relating the presence of the different tree species to the radio-tracking data.

Species	Stem density (nb/ha) (n = 43)			Basal area (m ² /ha) (n = 43)		
	Partial r²	F	p	Partial r²	F	p
Beech	0.24	13.0	0.00	0.27	15.1	0.00
Red maple	0.03	1.9	0.18	0.00	0.1	0.83
Yellow birch	0.02	1.2	0.28	0.01	0.6	0.42
Sugar maple	0.01	0.6	0.44	0.01	0.5	0.47
Conifers	0.01	0.6	0.45	0.00	0.1	0.73
Others	0.01	0.2	0.62	0.00	0.5	0.47
Paper birch	0.00	0.0	0.93	0.00	0.1	0.78

Stem density and basal area of beech in highly used maple stands was significantly different from the density and basal area in non-used maple stands (table 7). However, the mean DBH of beech trees and other species was not significantly different according to the stand class utilisation (table 7). Stem density of conifers in highly used maple stands was significantly lower from the density in non-used maple stands (table 7). Forest structure is comparable between the different stand class utilisation, except for beech density by DBH which was higher in heavily used stands (table 8).

Table 7 : Stem density (nb/ha), basal area (m^2/ha) and mean DBH (cm) of stands classified according to their degree of utilisation by black bears during fall in the LMNP region ($df = 2$).

BEECH	Stand utilisation class¹			H²	P
	Null	Low	High		
Stem dens. \pm SD ³	61.6 \pm 85.3 ^a	90.1 \pm 67.5 ^{ab}	161.6 \pm 101.8 ^b	11.5	0.00
Basal area \bullet SD ³	2.1 \pm 2.9 ^a	3.0 \pm 1.9 ^{ab}	5.7 \pm 3.8 ^b	11.6	0.00
Mean DBH \pm SD ³	20.8 \pm 5.0 ^a	18.8 \pm 6.6 ^a	17.3 \pm 3.3 ^a	3.19	0.20
RED MAPLE					
Stem dens. \bullet SD	71.4 \pm 64.8 ^a	43.3 \pm 28.3 ^a	36.4 \pm 33.0 ^a	2.20	0.33
Basal area \bullet SD	1.7 \bullet 1.3 ^a	1.6 \bullet 1.1 ^a	1.4 \bullet 1.1 ^a	0.46	0.79
Mean DBH \bullet SD	19.1 \pm 6.4 ^a	22.4 \bullet 6.01 ^a	23.1 \bullet 6.3 ^a	2.36	0.31
YELLOW BIRCH					
Stem dens. \pm SD	51.1 \bullet 29.8 ^a	51.9 \bullet 50.2 ^a	32.4 \bullet 17.6 ^a	2.23	0.33
Basal area \bullet SD	3.7 \bullet 2.1 ^a	3.7 \bullet 2.2 ^a	2.4 \bullet 0.9 ^a	4.68	0.10
Mean DBH \pm SD	28.7 \bullet 8.8 ^a	32.7 \pm 8.8 ^a	30.7 \pm 9.1 ^a	0.80	0.67
SUGAR MAPLE					
Stem dens. \pm SD	278.0 \pm 105.1 ^a	304.3 \pm 165.7 ^a	213.1 \pm 82.9 ^a	4.14	0.13
Basal area \pm SD	10.0 \pm 4.1 ^a	11.2 \pm 5.0 ^a	10.5 \bullet 3.3 ^a	1.11	0.57
Mean DBH \bullet SD	18.5 \bullet 4.0 ^a	20.0 \bullet 4.7 ^a	22.3 \pm 6.3 ^a	3.87	0.14

Table 7 : (continued)

CONIFERS	Stand utilisation class			H	p
	Null	Low	High		
Stem dens. \pm SD	222.7 \pm 107.5 ^a	110.6 \pm 79.5 ^b	141.2 \pm 107.6 ^b	8.96	0.01
Basal area \pm SD	5.4 \pm 2.9 ^a	3.3 \pm 2.0 ^a	3.7 \pm 2.2 ^a	4.15	0.13
Mean DBH \pm SD	15.8 \pm 3.1 ^a	19.7 \pm 6.5 ^a	18.0 \pm 5.9 ^a	2.54	0.28
OTHERS					
Stem dens. \pm SD	67.8 \pm 73.4 ^a	34.1 \pm 43.8 ^a	45.0 \pm 105.7 ^a	1.66	0.44
Basal area \pm SD	1.1 \pm 1.5 ^a	0.6 \pm 1.1 ^a	0.4 \pm 0.7 ^a	1.93	0.38
Mean DBH \pm SD	15.7 \pm 8.9 ^a	12.7 \pm 5.1 ^a	13.8 \pm 10.3 ^a	0.83	0.66
PAPER BIRCH					
Stem dens. \pm SD	47.9 \pm 84.1 ^a	14.9 \pm 25.5 ^a	17.9 \pm 30.5 ^a	0.64	0.73
Basal area \pm SD	1.4 \pm 2.5 ^a	0.5 \pm 0.6 ^a	0.4 \pm 0.6 ^a	0.81	0.67
Mean DBH \pm SD	26.7 \pm 12.7 ^a	26.1 \pm 8.7 ^a	24.7 \pm 8.7 ^a	0.38	0.83

¹ : Classes with different letters are significantly different.

² : Statistics for Kruskall-Wallis test.

³ : Stems \geq 6 cm DBH only.

Table 8 : Structure of stands according to their degree of use by black bears during fall in the LMNP region.

A) Null utilisation

DBH classes	Hardwood species (incl. beech)		Beech	
	Stem density (nb/ha) ± SD	Basal area (m²/ha) ± SD	Stem density (nb/ha) ± SD	Basal area (m²/ha) ± SD
6-10	220.3 ± 90.9	1.3 ± 0.5	20.9 ± 22.6	0.1 ± 0.1
11-15	98.9 ± 62.1	1.4 ± 0.9	8.6 ± 18.5	0.1 ± 0.3
16-20	77.6 ± 47.7	2.1 ± 1.3	9.7 ± 20.7	0.3 ± 0.6
21-25	67.9 ± 42.9	3.0 ± 1.9	9.1 ± 15.4	0.4 ± 0.7
26-30	43.8 ± 12.3	2.8 ± 0.8	6.1 ± 8.5	0.4 ± 0.5
31-35	26.2 ± 9.4	2.3 ± 0.8	3.9 ± 6.0	0.4 ± 0.5
36-40	19.0 ± 9.0	2.2 ± 1.0	1.7 ± 2.2	0.2 ± 0.3
41-45	10.4 ± 5.0	1.5 ± 0.7	1.0 ± 1.7	0.2 ± 0.3
46-50	7.0 ± 4.4	1.3 ± 0.8	0.3 ± 0.7	0.1 ± 0.1
51-55	3.5 ± 3.1	0.8 ± 0.7	0.1 ± 0.3	0.0 ± 0.1
56-60	2.0 ± 1.4	0.5 ± 0.4	0.1 ± 0.2	0.0 ± 0.1
61-65	1.2 ± 1.5	0.4 ± 0.5	0.1 ± 0.2	0.0 ± 0.1
66+	0.8 ± 0.4	0.4 ± 0.1	-	-
Total	578.6 ± 62.1	20.0 ± 0.89	61.6 ± 6.2	2.2 ± 0.2

B) Low utilisation

DBH classes	Hardwood species (incl. beech)		Beech	
	Stem density (nb/ha) ± SD	Basal area (m ² /ha) ± SD	Stem density (nb/ha) ± SD	Basal area (m ² /ha) ± SD
6-10	171.3 ± 113.5	1.0 ± 0.6	36.5 ± 42.9	0.2 ± 0.2
11-15	91.8 ± 62.5	1.3 ± 0.9	16.5 ± 18.5	0.2 ± 0.3
16-20	64.6 ± 31.7	1.7 ± 0.9	11.2 ± 11.0	0.3 ± 0.3
21-25	46.9 ± 20.1	2.0 ± 0.9	7.1 ± 7.2	0.3 ± 0.3
26-30	35.9 ± 18.2	2.3 ± 1.2	6.0 ± 6.6	0.4 ± 0.4
31-35	27.6 ± 10.0	2.4 ± 0.9	5.1 ± 4.9	0.5 ± 0.4
36-40	18.2 ± 8.0	2.1 ± 0.9	3.8 ± 2.6	0.4 ± 0.3
41-45	13.3 ± 6.1	2.0 ± 0.9	2.1 ± 1.8	0.3 ± 0.3
46-50	6.4 ± 4.0	1.2 ± 0.7	0.9 ± 1.6	0.2 ± 0.3
51-55	5.0 ± 3.1	1.1 ± 0.7	0.8 ± 0.7	0.2 ± 0.2
56-60	2.1 ± 1.7	0.6 ± 0.5	0.1 ± 0.3	0.0 ± 0.1
61-65	1.5 ± 1.1	0.5 ± 0.4	0.1 ± 0.2	0.0 ± 0.1
66+	1.5 ± 0.9	0.6 ± 0.3	-	-
Total	486.1 ± 48.8	18.8 ± 0.7	90.2 ± 10.4	3.0 ± 0.2

C) Heavy utilisation

DBH classes	Hardwood species (incl. beech)		Beech	
	Stem density (nb/ha) ± SD	Basal area (m ² /ha) ± SD	Stem density (nb/ha) ± SD	Basal area (m ² /ha) ± SD
6-10	182.5 ± 109.4	1.0 ± 0.6	70.8 ± 49.3	0.4 ± 0.3
11-15	75.7 ± 36.9	1.1 ± 0.5	17.1 ± 20.5	0.3 ± 0.3
16-20	68.9 ± 33.0	1.9 ± 0.9	20.0 ± 14.1	0.5 ± 0.4
21-25	47.6 ± 14.3	2.1 ± 0.6	13.9 ± 17.6	0.6 ± 0.8
26-30	41.6 ± 15.4	2.7 ± 1.0	13.0 ± 13.4	0.8 ± 0.9
31-35	33.5 ± 12.2	3.0 ± 1.1	13.2 ± 9.8	1.2 ± 0.9
36-40	22.1 ± 7.9	2.6 ± 0.9	7.3 ± 5.7	0.9 ± 0.7
41-45	16.1 ± 7.5	2.4 ± 1.1	3.7 ± 2.7	0.6 ± 0.4
46-50	8.9 ± 4.0	1.6 ± 0.7	1.8 ± 1.8	0.3 ± 0.3
51-55	4.6 ± 2.9	1.0 ± 0.7	0.6 ± 0.1	0.1 ± 0.2
56-60	2.2 ± 2.0	0.6 ± 0.5	0.1 ± 0.3	0.0 ± 0.1
61-65	1.2 ± 1.0	0.4 ± 0.3	0.1 ± 0.3	0.0 ± 0.1
66+	1.3 ± 0.7	0.5 ± 0.3	-	-
Total	506.2 ± 50.0	20.9 ± 0.9	161.6 ± 19.4	5.7 ± 0.4

When classified according to their degree of use by bears based on claw scars, beech trees showing no sign of use were smaller (table 9). Mean DBH of other classes did not differ but the degree of utilisation apparently increased with size for trees between 16 cm and 30 cm (figure 6).

Table 9 : Mean DBH of beech stems according to their intensity of utilisation by bears in fall.

Utilisation intensity	Mean DBH (cm) ± SD¹
Null	14.6 ± 3.6 ^a
Low	33.5 ± 6.6 ^b
Average	37.3 ± 6.2 ^b
High	38.5 ± 4.8 ^b

¹ : Intensities having a different letter are significantly different.

The analysis of 116 beech cores showed a relationship between age and DBH ($r^2 = 0.40$, $p < 0.01$, $N = 116$) (figure 7). According to this relationship, the smallest trees used (16 cm) would be approximately 60 years old. At this age beech trees begin to produce fruits in significant quantity (Tubbs and Houston, 1990). At 30 cm, when intensity of use seems to stabilise (figure 6), beech trees have reached 90 years of age.

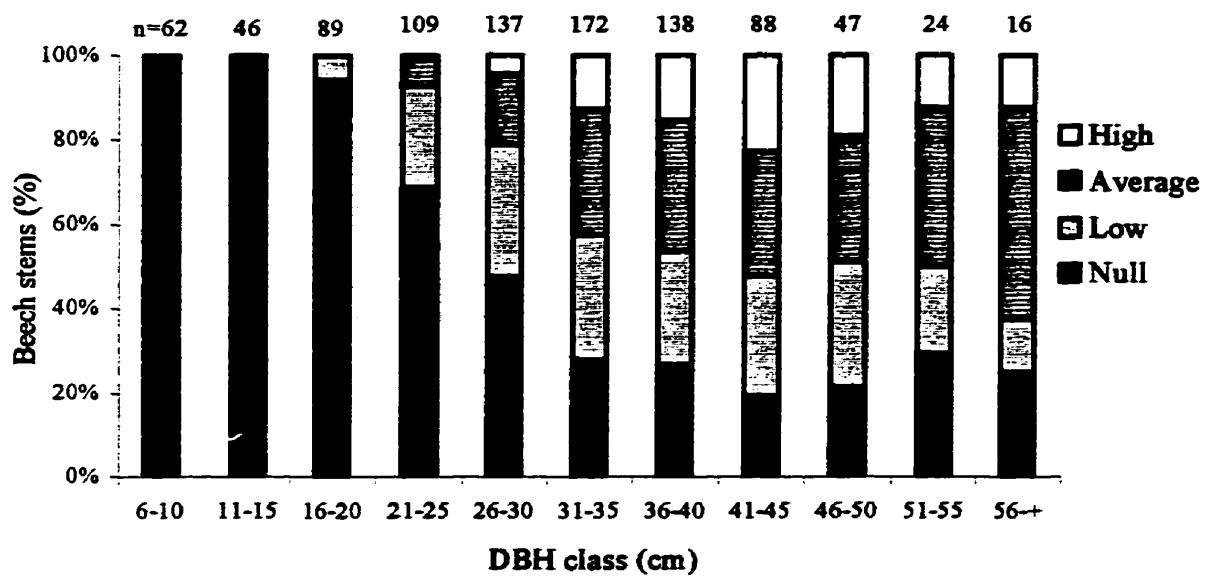


Figure 6 : Beech distribution according to intensity of utilisation and DBH.

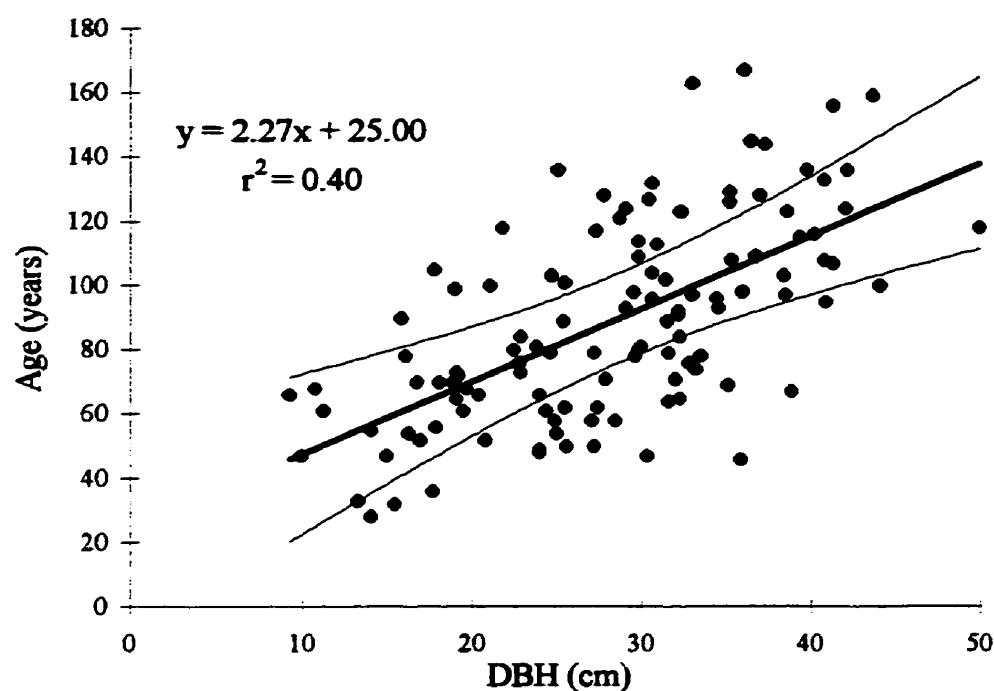


Figure 7 : Beech age in relation to DBH (thin lines indicate confidence intervals (0.05) of predicted values).

DISCUSSION

The black bears' preference for maple stands is strong if we consider that 87% of the fall locations are in this type of stands during years of good beechnut crops, while maple stands cover only 19% of the study area. Bears also prefer sugar maple-tolerant hardwood stands to the other types of maple stands. During the years when beechnuts are abundant, 84-90% of fall locations were also observed in beech stands in Maine (Schooley *et al.*, 1994b). Furthermore, the studies of Hugie (1982), Garshelis *et al.* (1988), Meddleton and Litvaitis (1990) and Costello and Sage (1994) have shown that bears use mature hardwood forests during fall. My study shows that bears select stands that have the greatest potential for beechnut production. In the LMNP region, highly used stands are mature (70 years old and older) and have a stem density averaging 161 stems/ha ($5.7\text{m}^2/\text{ha}$) although stands with a minimum of 90 stem/ha of beech ($\geq 3\text{m}^2/\text{ha}$) are also used. American beech is a widespread species in the northern hardwood forests (Pastor and Mladenoff, 1992), however, stands presenting these characteristics might not be very common. In the LMNP only 8.7% of the surface area of tolerant hardwood stands have ≥ 161 beech stem/ha and these stands cover only 0.9% (4.8 km²) of the surface of the park. Mature tolerant hardwood stands containing beech are mostly found in the south-east and north part of the park (figure 8). Beech densities and distribution of other hard-mast producing species of the park, mainly red oak, are illustrated in figure 9.

Several factors may contribute to the decline of beech in the general landscape : Protection of forests with abundant mature beech trees should be a management priority in the Northeast, especially with the loss of beechnut production associated with beech bark disease (Costello and Sage, 1994). According to the Natural Resources Ministry (Forests Conservation Direction, 1996), the intensity of the disease in the LMNP region is low to moderate. The consequences of the disease are not well known in North America (Shigo, 1972; Brisson *et al.*, 1996). Until now, there has been no massive mortality observed in Québec. The probability of this disease spreading into Québec is unknown and it is dependent on climatic conditions. The presence of beech scale (disease vector) is negatively correlated with the rain fall and the number of cold days in winter (Perrin, 1979; Houston and Valentine, 1988; Brisson *et al.*, 1996).

Figure 8 : Sugar maple-tolerant hardwood stands in LMNP.

SCRN, Canada Parks, 1997
Data source : Ecoforestry map, 1993

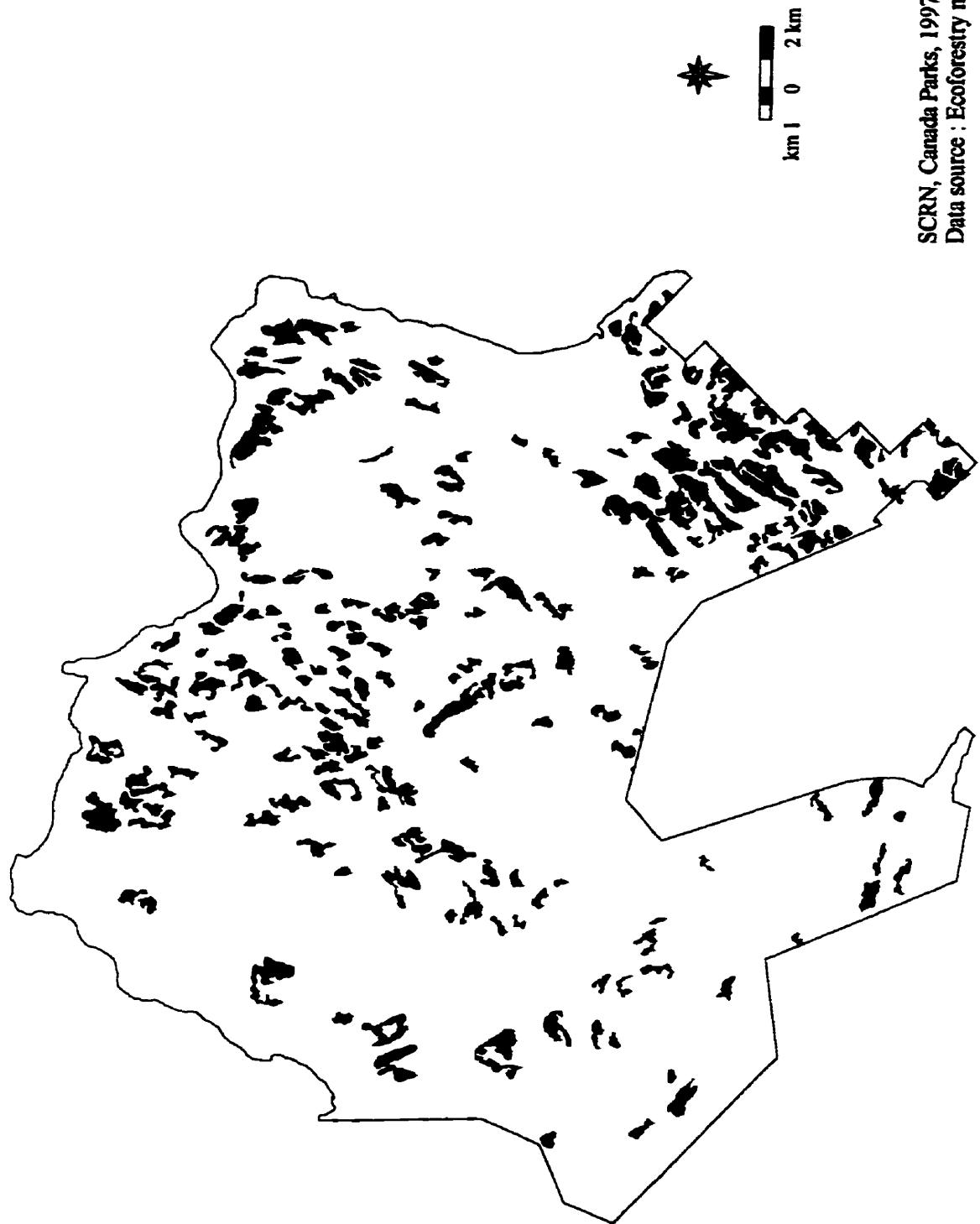
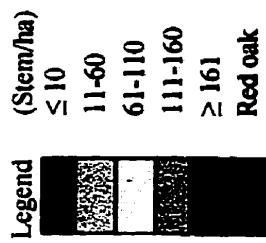


Figure 9 : Beech density and presence of red oak in LMNP.



SCRN, Canada Parks, 1997
Data source : Ecoforestry map, 1993



In affected regions, mortality exceeds 50% and the survivors show important malformations (Brisson and Le Sauteur, 1997). This reduction is most likely to bring beech density below the criteria recorded in the stands selected by bears in our study.

The forest practices are also contributing to the decline of beech; being not economically valuable, beech is eliminated during stand improvement operations. In doing so, its presence is slowly declining in the landscape. Finally, acericultural practices often eliminate beech trees in favour of sugar maple. Considering the importance of these practices on the landscape, it is critical to evaluate the impact of such activities on bear habitat potential.

CHAPITRE II

Assessing past utilisation of maple stands by black bears (*Ursus americanus*), using scar marks

RÉSUMÉ

Une étude récente au parc national de la Mauricie a démontré que les érablières étaient des habitats recherchés durant l'automne par l'ours noir. Cependant, certaines observations réalisées durant cette étude indiquaient que toutes les érablières ne présentaient pas la même intensité d'utilisation. L'objectif de la présente étude était donc de vérifier l'applicabilité de méthodes pour évaluer le degré de fréquentation ainsi que l'historique récent de l'utilisation des érablières. Le degré d'utilisation au cours des années récentes était connu par le repérage télémétrique d'ours munis de colliers émetteurs. L'estimation de la densité des marques de griffes d'ours sur l'écorce des hêtres a servi d'indice de la fréquentation au cours des dernières années. Une analyse dendrochronologique de 296 carottes de hêtre présentant des cicatrices de griffes a permis de retracer l'historique de l'utilisation. Les données de repérage télémétrique présentent une image satisfaisante mais à court terme de la fréquentation des érablières par rapport aux marques de cicatrices. L'identification des peuplements utilisés doit être vérifiée par la présence de ces marques puisque tous les peuplements utilisés n'abritent pas nécessairement des ours marqués. L'analyse de la fréquence de l'âge des cicatrices n'a pas permis d'identifier un cycle de fréquentation. L'impossibilité de dater une grande partie des 296 carottes peut être partiellement responsable de cette absence de cycle. Des recommandations sont fournies sur des procédures qui permettraient d'obtenir des résultats plus concluants.

INTRODUCTION

Estimating habitat utilisation is an important part of wildlife research. It is crucial to know the preferred habitat of a species in order to determine the appropriate management measures (Shaw, 1985). For black bears (*Ursus americanus*), fall habitat is known to be critical as most of their energy reserves are accumulated during this period. In northeastern North America, including the southern part of Québec, bears use the old-growth deciduous forests to feed on hard mast in the fall. American beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.) appears to be the main source of hard mast for them (Tubbs and Houston, 1990; Fréchette, 1992; Schooley *et al.*, 1994a), although red oak (*Quercus rubra*) is also a major hard mast producer in some areas (Payne and Bryant, 1994).

American beech is a common deciduous tree very tolerant to shade and associated in northeastern North America to sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) and yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britt.) in the late-successional stands (Lalumière and Thibault, 1988; Tubbs and Houston, 1990; Brisson *et al.*, 1994). Beech trees reach their full maturity at the age of 60 years (Tubbs and Houston, 1990). However, hard mast production is variable from year to year (Gysel, 1971; Schooley *et al.*, 1994a; Samson, 1995). Indeed, good beechnut productions are observed every two to eight years (Gysel, 1971; Tubbs and Houston, 1990). In La Mauricie national park (LMNP), a two-years cycle has been observed in beechnut production (Samson, 1995; D. Masse – unpublished data). This cycle influences many aspects of the bear biology such as the date of hibernation (Larivière *et al.*, 1994; Schooley *et al.*, 1994a; Samson, 1995), reproduction (Elowe, 1987; Rogers, 1987; Alt, 1989; Eiler *et al.*, 1989; Samson, 1995) and mortality (Rogers, 1987; Samson and Huot, 1993).

Bears, climbing up beech trees to feed on beechnuts, leave claw marks on the bark. As the cambium is usually damaged by the claw, the mark is apparent for many years and can be dated by counting the number of growth rings over the scar. This suggests that it should be possible to assess past stand utilisation using the abundance and age of these marks. To date, Wolfson and Hammond (1992) have defined an utilisation index for individual trees based on

claw marks but this index has not been validated. To our knowledge no attempts has been made to date past utilisation using scar datation.

The first objective of this study was to compare the assessment of stand use based on claw marks to stand use based on radio-tracking of black bears in fall. The second objective was to assess changes in the past use of stands by bears based on dating of scars on beech tree bark.

STUDY AREA

LMNP covers 536 km² and is located 150 km northeast of Montréal (46°50'N, 73°00'W). The park is bordered by the St-Maurice river to the east and by the Mattawin river to the north. Two wildlife reserves are adjacent to the park, the St-Maurice Wildlife Reserve to the north and the Mastigouche Wildlife Reserve to the west. Agricultural lands and residential areas are concentrated to the south.

January and July mean temperatures are -12.2°C and 20°C respectively. The annual precipitation is approximately 93 cm, including 265 cm of snow (1941-1970 period, Service de la Conservation des Ressources Naturelles, 1981). Snow cover lasts from early December to late April.

The park is located in the transition zone between the Laurentian and the boreal forests (Pastor and Mladenoff, 1992). Deciduous forests are abundant, but conifers increase towards the northern section of the park. Deciduous forests are composed of maple-yellow birch stands and maple-yellow birch-beech stands (Lalumière and Thibault, 1988). Conifer stands are dominated by balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.), black spruce (*Picea mariana* [Mill.] BSP) and white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss.). Yellow and paper birches (*Betula papyrifera* Marsh), quaking aspen (*Populus tremuloides* Michx.), balsam fir and spruces are the main components of mixed stands (Lalumière and Thibault, 1988).

Before the creation of the park in 1970, the forests were under a commercial cutting regime. Fire and forest cuts have perturbed almost all the park territory during the last 100 years (Lalumière and Thibault, 1988). Today, commercial cuttings are active near the park limits, notably to the south and south-west (Fortin, 1988; Géophysique GPR inc., 1993). Wild forests fires are suppressed, but controlled fires (<1% of park territory) have been experimented in the recent years.

The study area (243 km^2) has been defined according to the home ranges of 15 adult females. These bears were captured and radio-tracked between the summer of 1990 and the fall of 1994. Between May and November, most bears were located (<100m) with an aircraft approximately once a week in 1990, 1991, 1993 and 1994 and twice a week in 1992 (Samson and Huot, 1998). Only bears tracked during at least two years of good beechnut production (1990-92-94) were considered in this study. The area most intensively used by each bear (the core area) was determined by cluster analysis (Kenward, 1987; Harris *et al.*, 1990; Samson and Huot, 1998). Core areas were defined after eliminating 10% of the most-distant locations. Most of the study area is inside the LMNP but it also includes some peripheral areas.

METHODS

Sampling plan

All deciduous stands susceptible to contain beeches and located in the core areas of radio-tracked female bears were identified on ecoforestry maps (scale 1:20 000, 1994 edition). These stands are sugar maple (Ma), sugar maple-yellow birch (MaYB), sugar maple-paper birch (MaPB), sugar maple-tolerant hardwoods (MaTH), yellow birch (YB) and tolerant hardwoods (TH) stands. Of the 235 stands in the 15 core areas, 43 were randomly selected (simple random sampling) and surveyed between 22 July and 27 September 1996.

The utilisation intensity of individual maple stands was estimated from the proportion of all the fall radio-tracking locations in each stand ($n = 232$ locations). Stands with ≥ 4 locations were classified as heavily used ($n = 17$). Those were almost all included in the sample ($n = 16$; simple random sampling) because of their small number. Stands with 1 to 3 locations constituted the lightly used class. Of these 54 maple stands, 14 were selected for the study. Finally, of the 164 non-used stands, 13 were selected.

In each selected stand, 10 plots were randomly located using a 100m grid. However, in 5 small stands the plots were selected with a 50m grid. One small stand was sampled with 5 plots only. We used a factor X2 prism to determine which beech trees were to be included in our plots (Hays *et al.*, 1981; Higgins *et al.*, 1994).

Utilisation index

Each beech tree located in our plots was classified depending on its utilisation intensity, according to the method proposed by Wolfson and Hammond (1992). This method is based on the number and aspect of the scars resulting from bear claws. Four categories were used: null, low, moderate and heavy (table 10).

Table 10 : Criteria for the classification of utilisation intensity of beech trees, based on bear claw marks (adapted from Wolfson and Hammond, 1992).

Category	Criteria
Null	No claw marks on bark.
Low	One or two sets of "tracks" of the same or different years. Sets of "tracks" are easily distinguished from one another.
Moderate	Three or more sets of "tracks" of at least 2 different years. Individual sets of "tracks" can still be distinguished from one another.
Heavy	Multiple sets of "tracks" of at least 3 different years. Individual sets of "tracks" cannot be distinguished from one another.

In order to evaluate a stand utilisation, we used this index :

$$\text{Index} = (\text{proportion 0}) \times 0 + (\text{proportion 1}) \times 1 + (\text{proportion 2}) \times 2 + (\text{proportion 3}) \times 3$$

Where:

Index	: Utilisation index determined by claw marks
Proportion 0	: Percentage of the stems in the null utilisation category
Proportion 1	: Percentage of the stems in the low utilisation category
Proportion 2	: Percentage of the stems in the moderate utilisation category
Proportion 3	: Percentage of the stems in the heavy utilisation category

This index varies from 0, when 100% of the stems are in the null category, to 300, when 100% of the stems are in the heavy category. We chose to use the percentage instead of the number of beech stems to obtain an index which was independent of beech abundance. The relationship between the maple stand utilisation index and radio-tracking data was established using a simple linear regression. We omitted for analysis the stands with less than 10 sampled beeches.

Dating scars

In each of the 10 plots in the surveyed stands, one core containing a claw scar was extracted from the three beech trees closest to the centre of the plot and that had signs of claw marks. The cores were obtained using a cordless drill (Bosch 3300k, Chicago, IL) equipped with a 25.4mm in diameter, 44mm in length bit. Cores were extracted using a flat screwdriver and a hammer. They were afterward sawn longitudinally along the scar mark with a band saw (King Canada, KC 16SSC-VS) and sanded with a vibrating plate sander (ShopCraft, model #9151 type 1, Aluminium oxide Garnet paper 40 and 100 and Dri-Lube Silicon carbide paper #240-B). The age of the scars was determined by counting the number of annual rings from the bark to the origin of the scar. We also counted all the rings from the bark to the end of the core.

Subsequently, cores were classified into four categories. Cores for which scar age determination was clear were classified «A» (figure 10). Cores for which an approximate and minimum age could be assigned were classified «B». Among those, we distinguished «B1» category, when the cambium had not been damaged but scar wood had produced a pressure on the cambium, resulting in «waves» on the rings, without a clear mark in the wood. «B2» category includes cores not deep enough to reach the ring where the scar was produced. Samples with no sign of a scar under the bark were classified «C».

We examined the variations in time of the number of scars with the method of the ecological series analysis proposed by Legendre and Legendre (1984). We first verified the presence of a significant correlation ($p<0.05$) between the frequency of the scars and time with a Kendall's rank correlation (Kendall's tau). We then proceeded to the verification of the presence of a cycle with a correlogram. A correlogram is using the detrended data to do a regression analysis with variable steps (here 1 to 10), to detect a cycle in the temporal series.

Software used for statistical analysis

The SAS software 6.08 (1992 SAS Institute Inc.) was used for the simple linear regression and for the correlogram.

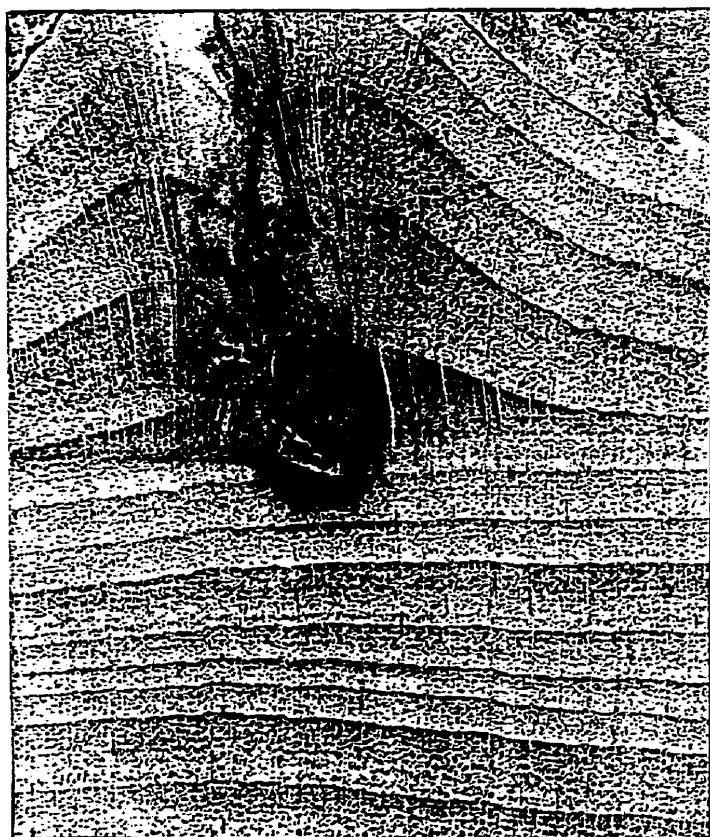


Figure 10 : Scar core classified "A".

RESULTS

Utilisation index

The utilisation index obtained with the number of scar marks in the 43 surveyed maple stands was significantly correlated with the utilisation of maple stands estimated with radio-tracking data ($r = 0.4$, $p = 0.02$, $n = 35$) (figure 11).

Aging of cores

Two hundred thirty-five scar cores were collected in the 43 maple-beech stands surveyed in 1996. We also used cores collected during a pre-sampling field work conducted in the same area during the summer of 1995 (61 cores). A total of 296 cores were analysed (table 11).

Table 11 : Number of cores collected according to category and year of collection.

Category	Summer 95	Summer 96	Total (%)
A	12	26	38 (12.8)
B1	11	21	32 (10.8)
B2	5	22	27 (9.1)
C	33	166	199 (67.2)
Total	61	235	296

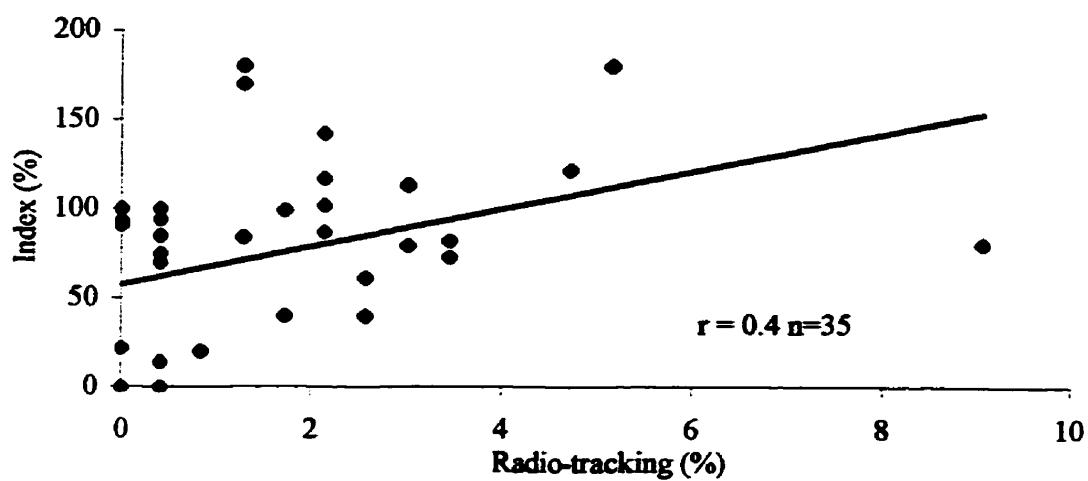


Figure 11 : Relationship between the maple stand utilisation index based on scar marks and radio-tracking data.

The number of growth rings present in each core is highly variable, the maximum being 57 rings, dating to 1939. These cores, showing many narrow growth rings, are however rare. Less than 10% of the cores contained more than 25 rings, dating to 1960 and approximately 80% of the cores could be traced back to the year 1980.

Since only A cores provide a precise dating of marks, we used these cores to detect trends with time and a cycle in utilisation (figure 12). The number of scars was significantly correlated with time ($\tau = 0.36$, $z_\tau = 3.30$, $p < 0.01$, $n = 41$). Legendre and Legendre (1984) recommend to extract this tendency before working out the correlogram analysis. We used the equation ($y = 0.04x - 1.83$, $r^2 = 0.22$, $n = 41$) to correct the observed frequency (figure 13). Finally, we verified if a cycle was present using a correlogram. We did not detect significant correlation on any interstep up to 10 years (table 12). However 4 years (1962, 70, 80, 89 and 90) were exceptionally productive.

Table 12 : Results of the correlogram analysis for the scar ages.

Interval (years)	r^2	P	N ¹	Interval (years)	r^2	p	N ¹
1	0.00	0.71	40	6	0.03	0.33	35
2	0.00	0.68	39	7	0.00	0.82	34
3	0.00	0.87	38	8	0.00	0.74	33
4	0.00	1.00	37	9	0.08	0.12	32
5	0.00	0.90	36	10	0.00	0.81	31

¹ : N: Number of years.

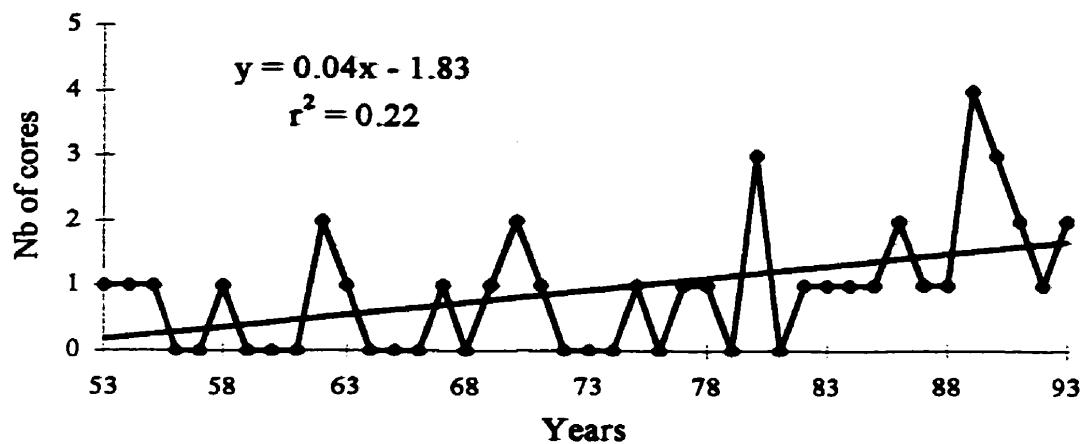


Figure 12 : Distribution of A cores without correction for loss of marks with time.

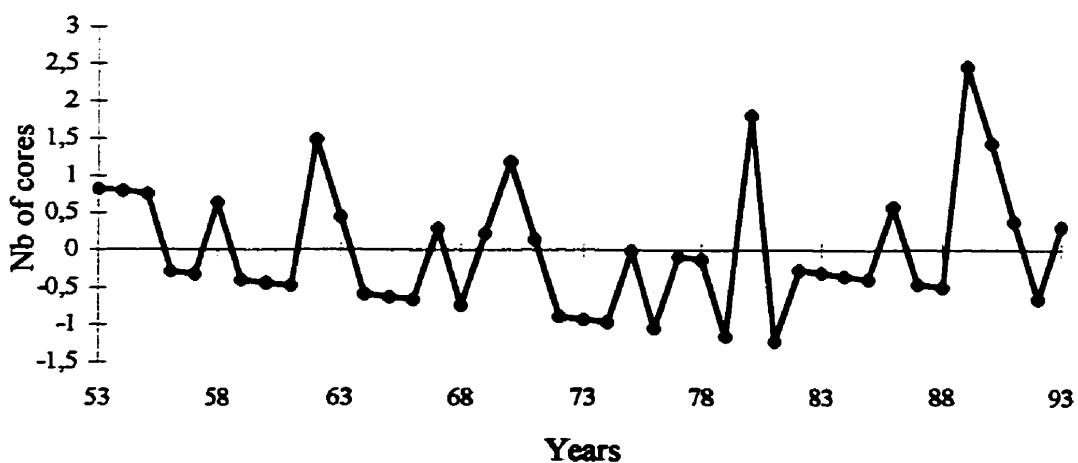


Figure 13 : A cores with correction for loss of marks with time.

DISCUSSION

The stand utilisation index, based on claw scars abundance, was significantly correlated with radio-tracking data of female black bears. However, the correlation was not highly significant, probably because the index is based on long term use, over fifteen years, while radio-tracking data cover only 2 years of good beechnut crops. Moreover, as not all bears using those stands were marked (males were not radio-tracked and not all females were marked), this should result in underestimation of stand use. The presence of males in a stand also may prevent females from using it. Sexual segregation has been reported for grizzly bears (*Ursus arctos*) (Wielgus and Bunnell, 1994) and black bears (Garshelis and Pelton, 1981). Indeed, the index suggests that most stands in core areas, even those where no bears were located by radio-tracking, were used by black bears in the recent years. Radio-tracking is an appropriate method for identifying selected stand types but may not be efficient in assessing individual stand use intensity. If the identification of individual stands is needed for conservation purposes, we recommend that the index based on scar marks abundance be used in combination with evidence of recent use such as radio-tracking data or presence of feces and recently broken branches in the crown of beeches.

Dating based on growth rings has been used in several studies to trace the history of environmental conditions and fire events in forests. In recent years the technique has been also applied to trace the past history of habitat use by various wildlife species including porcupine (*Erethizon dorsatum*) (Spencer, 1964; Payette, 1987), voles (Danell *et al.*, 1981), beaver (*Castor canadensis*) (Bordage and Filion, 1988), snowshoe hare (*Lepus americanus*) (Sinclair *et al.*, 1993), moose (*Alces alces*) (McLaren and Peterson, 1994) and caribou (*Rangifer tarandus*) (Morneau and Payette, 1998). In this study the technique has been developed for assessing past use of maple stands by black bear. The objective was to examine two aspects of past use. First, major changes in the use of stands over the last 20 years should be detectable; second, the presence of a cycle of use was expected in relation to a cycle in beechnut production.

There was no major trend detected in the past use, suggesting that in this area there was no long term (10-15 years) change in the bear population and habitat use. In recent years, at least since 1990, beechnut production in the LMNP area has followed a two year cycle with peaks on even years. This cycle could not be detected by the distribution of scar abundance according to years. The fact that the beechnut cycle has a two-year period requires that dating must be perfectly accurate. As many factors may cause a one year error on the age estimation (Schweingruber, 1988), a two year cycle is hard to detect. Longer cycles would probably be easier to detect (Danell *et al.*, 1981; Sinclair *et al.*, 1993).

Sample size of dated specimens also is critical for assessing variations in abundance and cycles (Schweingruber, 1988). With the equipment used in the present study, 900 to 1300 cores would be needed to obtain 100 cores that would provide a reliable age estimation (class A cores). As 9% of the cores were not long enough (B2 cores), this could be improved by using a longer bit and a fuel engine tool to obtain the cores. In our study, battery power was the main factor limiting the number of cores that could be obtained. Little is known about the effects of cores on the survival of trees (Schweingruber, 1988).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Jusqu'à maintenant, peu d'études avaient examiné avec autant de détails l'habitat d'automne de l'ours noir dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Il était généralement accepté que le hêtre semblait jouer un rôle important dans la sélection de l'habitat d'automne, mais sans plus de précision. Or, des inquiétudes, amenées par l'imminence de la maladie corticale du hêtre et par l'impact de plus en plus grand des coupes forestières et de l'acériculture sur le paysage dans le sud du Québec, se faisaient de plus en plus pressantes. L'objectif de mon étude était donc de quantifier l'importance du hêtre dans l'habitat d'automne de l'ours, et de développer des moyens permettant d'identifier facilement les habitats de qualité, ainsi que les changements dans l'utilisation de ces habitats.

Caractérisation des érablières

Le hêtre à grandes feuilles est une composante des plus importantes pour l'habitat de l'ours noir dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Des érablières incluant une forte densité de hêtres matures (plus de 90 tiges/ha ou plus de 3 m²/ha d'arbres d'au moins 6 cm de DHP) constituent des habitats recherchés par l'ours. La présence d'autres espèces d'arbres n'influence pas la sélection de l'habitat. Dans la cartographie écoforestière québécoise, les érablières répondant le mieux à ces critères sont les érablières à feuillus tolérants matures (classe d'âge 70 et plus). Afin d'identifier les meilleures érablières à protéger pour l'ours, il s'avérerait pertinent d'utiliser la mesure de la densité de tiges et de la surface terrière en hêtres, ou de simplement identifier à l'aide d'une carte écoforestière les érablières à feuillus tolérants matures. Ces informations permettent de connaître la distribution et l'abondance des meilleures érablières pour l'ours.

Détermination de l'utilisation passée des érablières

La technique utilisant la dendrochronologie pour connaître l'historique de l'utilisation de l'habitat nécessite un effort supplémentaire afin d'arriver à des résultats concluants. Nous ne doutons pas que ceux-ci soient à portée de main, mais cette technique étant nouvelle, elle a nécessité des ajustements, et serait maintenant prête à donner des résultats. La dendrochronologie, dont nous nous sommes servis pour déterminer l'âge des cicatrices de griffes, est une technique qui fonctionne bien, mais qui requiert un grand effort d'échantillonnage, soit plus de 900 carottes. L'indice d'utilisation basé sur la quantité de marques de griffes sur l'écorce des hêtres est plus ou moins fiable à court terme, mais peut l'être à long terme, c'est-à-dire si on considère l'utilisation de l'érablière depuis plusieurs années. Dans le cas où l'identification de peuplements individuels est nécessaire à des fins de conservation, l'indice peut être utilisé accompagné d'indices de présence récente comme la télémétrie et la présence de fèces et de branches fraîchement brisées dans la couronne des hêtres.

Protection de l'habitat

Puisque les résultats montrent bien l'importance des érablières à hêtre comme habitat d'automne, ceci renforce l'idée de préserver cet habitat, au même titre que les ravages de cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Le gouvernement du Vermont recommande d'ailleurs, dans ses directives d'aménagement de l'habitat, de préserver et de perpétuer les peuplements de hêtres (Anonyme, 1986). Costello et Sage (1994) mentionnent que les peuplements de feuillus inéquien aménagés et les peuplements de feuillus non aménagés sont les meilleurs producteurs de faînes. Or, l'aménagement inéquien des forêts, communément utilisé dans le nord-est, est tout à fait compatible avec les besoins de l'ours noir: les petites ouvertures permettent la production de petits fruits et la présence du hêtre est préservée dans la canopée résiduelle (Costello et Sage, 1994; Schooley *et al.*, 1994b). Les pratiques sylvicoles comme la

préparation du site, les coupes d'éclaircie et d'amélioration discriminant contre le hêtre devraient être évitées aux endroits où la productivité de faînes est une priorité (Costello et Sage, 1994).

Schooley *et al.* (1994b) recommandent de préserver, lors des coupes forestières, les hêtres résistants à la maladie corticale, et même les hêtres matures et malades, si leur couronne est vigoureuse, parce qu'ils peuvent encore produire des faînes. Au Québec, cependant, la maladie corticale du hêtre n'est pas, pour le moment du moins, aussi présente qu'aux États-Unis. Néanmoins, elle doit nous préoccuper parce qu'elle risque d'entraîner une perte de production de faînes (Costello et Sage, 1994). La réduction de la présence du hêtre dans le paysage risque d'amener les densités de hêtre sous les valeurs observées dans les peuplements recherchés par les ours dans notre étude or, on sait que la qualité de l'habitat de l'ours est le facteur majeur influençant sa productivité (Bunnell et Tait, 1981; Elowe et Dodge, 1989).

Indice de qualité de l'habitat

Un indice de qualité de l'habitat (IQH) a été récemment élaboré au Québec pour la région englobant le domaine de l'érablière à bouleau jaune ainsi que les différents domaines de la zone de la forêt mixte et de la zone de la forêt coniféraine (Samson, 1996). En ce qui concerne l'habitat automnal, cet IQH propose quatre classes d'âge de peuplements feuillus qui semblent justifiées, puisque les classes d'âge ≥ 70 ans sont considérées plus grandes productrices de fruits durs que les classes d'âge plus jeunes. Cependant, l'IQH propose des valeurs de moins en moins grandes aux peuplements de 120 ans, 90 ans et 70 ans. Or, nos résultats démontrent qu'à partir de 33 cm (ou 100 ans), le DHP des hêtres ne varie plus significativement avec leur utilisation par les ours. On peut donc supposer que les hêtres commencent à produire des faînes vers 60 ans, et en produisent un maximum vers 100 ans. L'IQH devrait donc considérer les érablières de 90 et 120 ans comme étant d'une valeur supérieure aux érablières de 70 ans, qui elles sont supérieures aux érablières plus jeunes.

Les peuplements sont aussi classés selon leur composition et des valeurs différentes leur sont attribuées. Parmi le type «feuillus», on retrouve sensiblement les mêmes classes de peuplements que dans mon étude: les peuplements de feuillus tolérants (Ft), les érablières à feuillus tolérants (ErFt), les érablières à bouleau jaune (ErBj), les érablières pures (Er) et les autres peuplements, soit ceux qui ne contiennent ni hêtres ni chênes rouges. Ces classes sont justifiées; cependant l'IQH donne plus de valeur aux érablières à bouleaux jaunes qu'aux érablières pures. Or, nos résultats indiquent que les érablières à bouleaux jaunes sont les moins appréciées des érablières.

Nouvelles avenues de recherche

Nous n'avons pas étudié l'effet de la taille, de l'agencement et de l'isolement des peuplements sur leur utilisation par les ours. Cependant, Samson et Huot (1998) précisent qu'un plus grand pourcentage des localisations des ours se trouvent à l'intérieur de leur zone d'activité intensive si celle-ci contient à la fois des milieux perturbés et des forêts de feuillus tolérants. De plus, les forêts de feuillus tolérants constituent en moyenne 24% de la surface des zones d'activité intensive des femelles les plus sédentaires (Samson et Huot, 1998).

Il serait intéressant d'étudier davantage les effets des caractéristiques géographiques des peuplements sur leur utilisation par les ours, de même que les conséquences de la ségrégation sexuelle sur l'utilisation des peuplements, qui est peu connue. Ces facteurs peuvent influencer l'utilisation des peuplements, et donc peuvent avoir influencé notre étude; on doit aussi tenir compte de ces facteurs dans la perspective d'une bonne gestion des habitats. De plus, peu de recherches ont été faites à propos des forêts de chêne plus au sud, qui sont l'équivalent des érablières à hêtre des régions du nord. En effet, le chêne rouge, peu présent dans l'aire qui nous intéressait ici, constitue une source de nourriture importante pour l'ours en certains endroits (Payne et Bryant, 1994; Kashbom *et al.*, 1996). On peut penser que le rôle du chêne rouge dans

l'habitat d'automne de l'ours là-bas est très semblable à celui que nous avons trouvé à propos du hêtre.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALT, G. L. 1989. Reproductive biology of female black bears and early growth and development of cubs in northeastern Pennsylvania. Ph.D. Dissertation. West Virginia University. 116 pages.
- ANONYME. 1986. Model habitat guidelines for deer, bear, grouse, turkey, woodcock and non-game species. Vermont Fish and Wildlife Department. Agency of Environmental Conservation. 64 pages.
- BEEMAN, L. E. 1975. Population characteristics, movements, and activities of the black bear (*Ursus americanus*) in the Great Smoky mountains national park. Ph.D. Dissertation. University of Tennessee. 217 pages.
- BERINGER, J., S. G. SEIBERT, S. REAGAN, A. J. BRODY, M. R. PELTON et L. D. VANGILDER. 1998. The influence of a small sanctuary on survival rates of black bears in North Carolina. *J. Wildl. Manage.* 62: 727-734.
- BOILEAU, F., M. CRÊTE et J. HUOT. 1994. Food habits of the Black Bear, *Ursus americanus*, and habitat use in Gaspésie park, Eastern Québec. *Can. Field. Nat.* 108: 162-169.
- BORDAGE, G. et L. FILION. 1988. Analyse dendroécologique d'un milieu riverain fréquenté par le castor (*Castor canadensis*) au mont du Lac-des-Cygnes (Charlevoix, Québec). *Naturaliste Can.* 115: 117-124.
- BRISSON, J., D. GAGNON et Y. BERGERON. 1988. Dynamique forestière des érablières laurentiennes du Mont-Saint-Bruno: la relation entre le hêtre à grandes feuilles et l'éryable à sucre. Groupe de recherche en écologie forestière, Université du Québec à Montréal. 31 pages.
- BRISSON, J., Y. BERGERON, A. BOUCHARD et A. LEDUC. 1994. Beech-maple dynamics in an old-growth forest in southern Québec, Canada. *Écoscience.* 1: 40-46.
- BRISSON, J., S. HAUSER, É. BEAUCHAMP et A. BOUCHARD. 1996. État de la maladie corticale du hêtre dans la réserve écologique du Boisé-des-Muir. Préparé pour la Direction de la conservation et du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 26 pages.
- BRISSON, J. et A. LE SAUTEUR. 1997. Une maladie menace le hêtre au Québec. *Le Naturaliste Canadien. Été* 1997: 8-11.

- BUNNELL, F. L. et D. E. N. TAIT. 1981. Population dynamics of bears – implications. In Dynamics of large mammal population. Smith, T. D. and C. Fowler eds. John Wiley and Sons, Inc. New York. 179-185.
- CHAMBERLAND, É. 1967. L'acériculture au Québec. Ministère de l'agriculture et de la colonisation du Québec. Service de la recherche. 34 pages.
- COSTELLO, C. M. et R. W. Jr. SAGE. 1994. Predicting black bear habitat selection from food abundance under 3 forest management systems. Int. Conf. Bear Res. and Manage. 9: 375-387.
- DANELL, K., L. ERICSON et K. JAKOBSSON. 1981. A method for describing former fluctuations of voles. J. Wildl. Manage. 45: 1018-1021.
- EILER, J. H., W. G. WATHEN et M. R. PELTON. 1989. Reproduction in black bears in the southern Appalachian Mountains. J. Wildl. Manage. 53: 353-360.
- ELOWE, K. D. 1987. Factors affecting black bear reproductive success and cub survival in Massachusetts. Ph.D. Dissertation. University of Massachusetts. 71 pages.
- ELOWE, K. D. et W. E. DODGE. 1989. Factors affecting black bear reproductive success and cub survival. J. Wildl. Manage. 53: 962-968.
- FORTIN, M. 1988. Affectation des terres adjacentes au parc national de la Mauricie. Environnement Canada, Service canadien des parcs, Région du Québec. 17 pages.
- FRÉCHETTE, S. 1992. Analyse des possibilités d'application des données de l'inventaire écologique à l'évaluation de la qualité de l'habitat de l'Ours noir dans la région de l'Outaouais. Mémoire de M. Sc. Université Laval. 180 pages.
- GARSHELIS, D. L. et M. R. PELTON. 1981. Movements of black bear in the Great Smoky Mountains National Park. J. Wildl. Manage. 45: 921-925.
- GARSHELIS, D. L., K. V. NOYCE et P. L. COY. 1988. Ecology and population dynamics of black bears in north-central Minnesota. Minn. Dept. Nat. Resour. Wildl. Pop. and Res. Unit Rep. 36-49.
- GÉOPHYSIQUE GPR Inc. 1993. Analyse spatio-temporelle de la région du parc national de la Mauricie utilisant l'imagerie satellitaire et les systèmes d'information géographique. Rapport présenté à Environnement Canada, Service des Parcs. 49 pages.
- GRABER, D. M. 1981. Ecology and management of black bears in Yosemite national park. Ph.D. Dissertation. University of California, Berkeley. 205 pages.

- GRODZINSKI, W. et K. SAWICKA-KAPUSTA. 1970. Energy values of tree-seeds eaten by small mammals. *Oikos*. 21: 52-58.
- GYSEL, L. W. 1971. A 10-year analysis of beechnut production and use in Michigan. *J. Wildl. Manage.* 35: 516-519.
- HARRIS, S., W. J. CRESWELL, P. G. FORDE, W. J. TREWHELLA, T. WOOLARD et S. WRAY. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data - A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mamm. Review*. 20: 977-123.
- HAYS, R. L., C. SUMMERS et W. SEITZ. 1981. Estimating wildlife habitat variables. Fish and Wildlife Service. U.S. Department of the Interior. Washington, D.C. 111 pages.
- HELLGREN, E. C. 1988. Ecology and physiology of a black bear (*Ursus americanus*) population in Great Dismal swamp and reproductive physiology in the captive. Ph.D. Dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 231 pages.
- HIGGINS, K. F., J. L. OLDEMEYER, K. J. JENKINS, G. K. CLAMBEY et R. H. HARLOW. 1994. Vegetation sampling and measurement. Pages 567-591. Dans T. A. Bookout éd. Research and management techniques for wildlife and habitats. 5^{ème} éd. The Wildlife Society, Bethesda, Md. 740 pages.
- HOUSTON, D. R. et H. T. VALENTINE. 1988. Beech bark disease: the temporal pattern of cankering in aftermath forests of Maine. *Can. J. For. Res.* 18: 38-42.
- HUGIE, R. D. 1982. Black bear ecology and management in the northern conifer-deciduous forests of Maine. Ph.D. Dissertation. University of Montana. 203 pages.
- JOLICOEUR, H., G. KENNEDY et R. LEMIEUX. 1993. Radioisotope tagging for the determination of black bear population densities in Québec. East. Workshop Black Bear Res. and Manage. 11: 208-220.
- JOLICOEUR, H., G. LAMONTAGNE et F. LEMAY. 1996. Plan de gestion de l'ours noir 1998-2002 (projet). Document de consultation. Environnement et Faune Québec. 7 pages.
- KASHBOM, J. W., M. R. VAUGHAN et J. G. KRAUS. 1996. Black bear denning during a gypsy moth infestation. *Wildl. Soc. Bull.* 24: 62-70.
- KENWARD, R. 1987. *Wildlife Radio Tagging - Equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press. London, Great Britain. 225 pages.

- LALUMIÈRE, R. et M. THIBAULT. 1988. Les forêts du parc national de la Mauricie, au Québec. Études écologiques, Presses de l'Université Laval, Ste-Foy, Québec. 498 pages.
- LARIVIÈRE, S., J. HUOT et C. SAMSON. 1994. Daily activity patterns of female black bears in a northern mixed-forest environment. *J. Mamm.* 75: 613-620.
- LEGENDRE, L. et LEGENDRE, P. 1984. Écologie numérique. Vol. 2: La structure des données écologiques. Éditions Masson, Paris. 335 pages.
- McLAREN, B. E. et R. O. PETERSON. 1994. Wolves, moose, and tree rings on Isle Royale. *Science*. 266: 1555-1558.
- McLAUGHLIN, C. R., G. J. MATULA et R. J. O'CONNOR. 1994. Synchronous reproduction by Maine black bears. *Int. Conf. Bear res. and Manage.* 9: 471-479.
- MEDDLETON, K. M., et LITVAITIS, J. A. 1990. Movement patterns and habitat use of adult female and subadult black bears in northern New Hampshire. *Trans. Northeast. Sect. Wildl. Soc.* 47: 1-9.
- MORNEAU, C. et S. PAYETTE. 1998. A dendroecological method to evaluate past caribou (*Rangifer tarandus* L.) activity. *Écoscience*. 5: 64-76.
- NEU, C.W., C.R. BYERS et J.M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilisation-availability data. *J. Wildl. Manage.* 38: 541-545.
- NOYCE, K. V. et D. L. GARSHELIS. 1997. Influence of natural food abundance on black bear harvests in Minnesota. *J. Wildl. Manage.* 61: 1067-1074.
- PAQUET, L. 1980. Quelques aspects de l'aménagement des érablières pour fins d'acériculture et application générale dans une érablière de Ste-Justine, Comté de Dorchester. Mémoire de fin d'études (baccalauréat). Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, Québec. 72 pages.
- PASTOR, J. P. et D. J. MLADENOFF. 1992. The southern boreal-northern hardwood forest border. p. 216-240 in A system analysis of the global boreal forest. Edited by H. H. Shugart, R. Leemans and G. B. Bonan. Cambridge Univ. Press. Cambridge, U. K. 550 pages.
- PAYETTE, S. 1987. Recent porcupine expansion at tree line: a dendroecological analysis. *Can. J. Zool.* 65: 551-557.
- PAYNE, N. F. et F. C. BRYANT. 1994. Techniques for wildlife habitat management of uplands. McGraw-Hill. New York. 840 pages.

- PERRIN, R. 1979. Contribution à la connaissance de l'étiologie de la maladie corticale de l'écorce du hêtre. *État sanitaire des hêtraies françaises*. Eur. J. For. Path. 9: 148-166.
- PRIMACK, R. B. 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 564 pages.
- PRITCHARD, G. T. et C. T. ROBBINS. 1990. Digestive and metabolic efficiencies of grizzly and black bears. Can. J. Zool. 68: 1645-1651.
- ROGERS, L. L. 1987. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of black bears in Northeastern Minnesota. Wildl. Monogr. 97: 1-72.
- SAMSON, C. 1995. Écologie et dynamique de population de l'ours noir (*Ursus americanus*) dans une forêt mixte protégée du sud du Québec (Canada). Thèse de doctorat. Faculté des sciences et de génie, Université Laval, Québec. 201 pages.
- SAMSON, C. 1996. Modèle d'indice de qualité de l'habitat de l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction générale de la ressource faunique et des parcs. 57 pages.
- SAMSON, C. et J. HUOT. 1993. Maintaining a naturally regulated black bear population in a mixed forest ecosystem of Eastern Canada protected under the National Park Act: what do we need? pp. 280-286 dans I. Thompson (éd.). *Proceedings of the XXI Congress of the International Union of Game Biologists*. Halifax, Nouvelle-Ecosse. Volume no.1.
- SAMSON, C. et J. HUOT. 1995. Reproductive biology of female black bears in relation to body mass in winter. J. Mamm. 76: 68-77.
- SAMSON, C. et J. HUOT. 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Québec. J. Wildl. Manage. 62: 718-727.
- SAS Institute Inc. 1988. *SAS/STAT Guide for personal computers, Release 6.03 Edition*. SAS Institute Inc., Cary, NC. 1028 pp.
- SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGER, H. D'AVIGNON et P. RACINE. 1994. Le point d'observation écologique. Normes techniques. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la gestion des stocks forestiers. Service des inventaires forestiers. RN94-3078. 116 pages.
- SCHOOLEY, R. L., C. R. McLAUGHLIN, G. J. MATULA Jr. et W. B. KROHN. 1994a. Denning chronology of female black bears: effects of food, weather, and reproduction. J. Mamm. 75: 466-477.

- SCHOOLEY, R. L., C. R. McLAUGHLIN, G. J. MATULA Jr. et W. B. KROHN. 1994b. Spatiotemporal patterns of macrohabitat use by female black bears during fall. Int. Conf. Bear Res. and Manage. 9: 339-348.
- SCHWEINGRUBER, F. H. 1988. Tree rings: basic and application of dendrochronology. Kluwe Academic Pub., Norwell, MA, USA. 276 pages.
- SERVICE DE LA CONSERVATION DES RESSOURCES NATURELLES, RÉGION DU QUÉBEC, 1981. Parc national de la Mauricie – Synthèse et analyse des Ressources. Environnement Canada, Parcs Canada, Québec. 2 volumes.
- SHAW, J. H. 1985. Introduction to wildlife management. McGraw-Hill, New York. 316 pages.
- SHIGO, A. L. 1972. The beech bark disease today in the northeastern U.S. J. For. 54: 286-289.
- SINCLAIR, A. R. E., J. M. GOSLINE, G. HOLDSWORTH, C. J. KREBS, S. BOUTIN, J. N. M. SMITH, R. BOONSTRA et M. DALE. 1993. Can the solar cycle and climate synchronise the snowshoe hare cycle in Canada? Evidence from tree rings and ice cores. Am. Nat. 141: 173-198.
- SMITH, T. R. 1985. Ecology of black bears in a bottomland hardwood forest in Arkansas. Ph.D. Dissertation. University of Tennessee. 209 pages.
- SPENCER, D. A. 1964. Porcupine population fluctuations in past centuries revealed by dendrochronology. J. Appl. Ecol. 1: 127-149.
- TUBBS, C. H. et D. R. HOUSTON. 1990. American Beech - *Fagus grandifolia* Ehrh. pages 325-332 dans Sylvics of North America. Vol.2, Hardwoods. Édité par R. M. Burns et B. H. Honkala. Agriculture Handbook no.654. Forest Service, U.S. Dept. of Agriculture. Washington. D.C., USA.
- VÉZINA, A. 1995. Cultiver son érablière: un défi pour tout acériculteur. Géographes (L'acériculture au Québec). 6: 89-94.
- WELCH, C. A., J. KEAY, K. C. KENDALL et C. T. ROBBINS. 1997. Constraints on frugivory by bears. Ecology. 78: 1105-1119.
- WIELGUS, R. B. et F. L. BUNNELL. 1994. Sexual segregation and female grizzly bear avoidance of males. J. Wildl. Manage. 58: 405-413.
- WOLFSON, D. et F. HAMMOND. 1992. Development of a methodology to describe the age and degree of claw marks on bear-scarred beech. East. Workshop Black Bear Res. and Manage. 11: 124-130.

ZOLMAN, J. F. 1993. **Biostatistics. Experimental design and statistical inference.** Oxford University Press. Oxford. 343 pages.