

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

LES PETITS MAMMIFÈRES COMME INDICATEURS DE LA DURABILITÉ  
DE LA GESTION FORESTIÈRE : UNE CRITIQUE.

EXAMEN SYNTHÈSE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DU DOCTORAT EN BIOLOGIE

PAR  
GUILLAUME GODBOUT

DÉCEMBRE 2005



## RÉSUMÉ

La prise de conscience de l'impact des pratiques forestières sur l'écologie des forêts boréales et tempérées a mené les gestionnaires et les politiciens à chercher des pratiques moins dommageables pour l'environnement. Cependant, la tâche de gérer un écosystème en entier s'est avérée complexe et difficile à mettre en œuvre. Dans un esprit de réduire les coûts et faciliter l'interprétation des résultats, les gestionnaires se sont tournés vers le concept d'espèces indicatrices qui intégrerait la complexité, la biodiversité et la santé de l'écosystème en un seul indice. C'est dans cette optique que les auteurs Jennie Pearce et Lisa Venier explorent dans leur article *Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management* la faisabilité d'utiliser les micromammifères à cette fin. J'examine ici leurs travaux et critique leurs résultats. Dans cette optique, j'arrive à la conclusion que les auteures ne sont pas en mesure de répondre à la question. Elles omettent d'étudier certains aspects fondamentaux de l'approche par espèce indicatrice en n'examinant pas les liens qui existent entre les micromammifères et les autres membres de la communauté, en se rabattant sur un indice d'abondance (la capture par unité d'effort) qui ne prends pas en compte la superficie du milieu, la valeur adaptative moyenne des individus qui y vivent ou leur probabilité de persistance. Par ailleurs, pour jumeler leur approche à la gestion forestière, les auteures tentent d'utiliser leurs résultats pour valider des indices de qualité d'habitat en comparant la cote assignées aux catégories d'habitat à l'abondance observée. L'absence d'analyses statistiques à cet effet rend l'exercice subjectif et difficilement interprétable. Pour combler ces lacunes, je reprend le protocole expérimental en y proposant plusieurs modifications.

## TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	iii
Table des matières.....	iv
Introduction.....	1
Revue de littérature.....	2
Notions fondamentales.....	2
Biodiversité.....	2
Espèce indicatrice, espèce parapluie, espèce clé.....	3
Énoncé de la problématique.....	7
Critique de l'article.....	11
L'approche et les prémisses.....	12
La méthodologie utilisée.....	14
La capture de petits mammifères.....	14
La caractérisation de l'habitat.....	15
L'analyse des données.....	15
Résultats obtenus.....	16
Conclusion.....	20
Protocole expérimental proposé.....	21
Aire d'étude.....	22
Design expérimental.....	22
Capture de micromammifères.....	23
Description de la structure de l'habitat.....	24
Évaluation des micromammifères comme espèce indicatrice.....	26
L'utilisation d'indices structuraux.....	27
Validation de l'indice de qualité d'habitat.....	27
Bibliographie.....	35

## INTRODUCTION

Au cours du 20<sup>e</sup> siècle, l'exploitation, l'urbanisation et le défrichement des forêts ont eu un impact sérieux sur la biodiversité (Franklin 1988). Les forêts tempérées et boréales n'ont pas été épargnées, alors que moins de 25 % de la superficie forestière, à l'échelle du globe, est aujourd'hui composée de forêts surannées (World Wildlife Fund 1992; Norton et May 1994). Les grandes superficies de vieilles forêts qui subsistent sont concentrées en Russie et au Canada (World Wildlife Fund 1992). Celles-ci subissent quand même d'importantes pressions dues à une demande croissante en matière ligneuse au niveau régional, national et international (Norton 1996).

Les trente-cinq dernières années ont été celles de la prise de conscience de l'impact anthropique sur l'écosystème et l'environnement humain. Tout ceci a été déclenché par la publication du livre *The Limits of Growth* (Meadows et al. 1972). Par la suite, plusieurs protocoles et conventions internationales ont été signés (PNUE 2003). Cette démarche a permis de dégager un consensus, dans le domaine forestier, selon lequel la gestion forestière devrait se faire de façon durable d'un point de vue écologique et non pas se limiter à une production de matière ligneuse à perpétuité (United Nations 1992; Kohm et Franklin 1997; Brang et al. 2002). Le concept inclut le maintien de l'écosystème, de ses fonctions et de ses processus. La conservation de la biodiversité est donc également un objectif de la gestion forestière durable.

Le défi que pose la gestion durable de l'exploitation forestière consiste à évaluer à quel point les forêts aménagées peuvent se substituer aux mosaïques naturelles pour le maintien de la biodiversité en offrant des habitats appropriés à l'ensemble des organismes (Drapeau et al. 2003). Cependant, les outils et les connaissances actuelles nous permettent rarement de décrire adéquatement la biodiversité locale (e.g. Torsvik et al. 1990). Il est donc difficile de juger si les travaux effectués sont appropriés (Botkin et Talbot 1992).

Plusieurs initiatives ont tenté d'établir des indicateurs qui nous permettraient de contourner ces difficultés en agissant comme intermédiaires nous permettant de faire un suivi des réussites et des échecs des pratiques forestières (Norton 1996; Lindenmayer et al. 2000; Bengtsson et al. 2000). Une telle approche n'est pas sans son lot de problèmes, d'autant plus qu'elle repose souvent sur des hypothèses non démontrées (Simberloff 1999).

C'est dans ce contexte que l'article « *Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management* » a été publié (Pearce et Venier 2005). L'objet du présent texte est d'examiner les travaux qui y sont rapportés. Pour ce faire, la problématique générale de la conservation de la biodiversité, du concept de l'espèce indicatrice et du développement durable sera présentée. Ensuite, les forces et les faiblesses de l'article seront identifiées. Finalement, pour combler ces lacunes, un protocole expérimental sera proposé pour ainsi améliorer notre compréhension de la gestion durable des forêts.

## **REVUE DE LITTÉRATURE**

### **Notions fondamentales**

Dans le titre de l'article critiqué, trois concepts sont abordés : la gestion durable, l'espèce indicatrice et la biodiversité, qui est sous-entendue. Afin d'éviter toute confusion, ces notions sont ici définies.

#### *Biodiversité*

En conservation, le terme « biodiversité » est généralement associé au nombre d'espèces dans un système, ce que les biologistes appellent la richesse spécifique. Cependant, le terme biodiversité peut vouloir dire beaucoup plus. Trois niveaux de biodiversité sont ainsi reconnus, soit les niveaux génétique, spécifique et écosystémique (Noss et Cooperrider 1994). Bien que le niveau auquel ils se réfèrent ne soit pas toujours clair (Simberloff 1999), en forêt boréale la recherche se réfère généralement soit à la diversité spécifique, soit au nombre de processus et de structures dans un écosystème (e.g. Bengtsson et al. 2000; Drapeau et al. 2003).

La conservation de la biodiversité, quel que soit le niveau retenu, pose trois problèmes : la mesure de la biodiversité, son suivi, ainsi que la conciliation des besoins biologiques différents et parfois contradictoires entre les différents écosystèmes ou les différents taxa (Lindenmayer 1999).

*Espèce indicatrice, espèce parapluie, espèce clé*

La gestion d'un écosystème est un processus complexe alors que plusieurs éléments, parfois contradictoires, doivent être pris en compte : la richesse et la composition spécifique, la structure physique et les processus écologiques. Ainsi, plusieurs raccourcis ont été proposés en concentrant l'effort de gestion sur une ou deux espèces. La plus ancienne de ces approches est certainement celle de l'espèce indicatrice (Tableau 1). Les gestionnaires désirent utiliser un indicateur pour deux raisons principales : soit parce que la présence de l'espèce visée et ses fluctuations reflètent théoriquement celles d'autres membres de la communauté, ou bien les gestionnaires croient que ces fluctuations reflètent des variations chimiques ou physiques de l'écosystème (Landres et al. 1988).

Généralement, les gestionnaires établissent des critères pour choisir une espèce indicatrice (Landres et al. 1988; Brand 1997). Cependant, ces critères sont souvent controversés suite à une définition vague de ce qu'ils représentent, souvent caractérisée par une idée quelconque de la « santé » de l'écosystème observé (Simberloff 1998). Certains ne considèrent comme mesure de la santé d'un écosystème que la richesse spécifique, d'autres la diversité structurelle ou encore les fonctions écologiques comme étant des conditions essentielles, et ce, indépendamment de la composition de la communauté. Cette diversité de points de vue a même amené certains chercheurs à proposer que tout doit être mesuré afin d'établir la santé d'un écosystème (Noss 1990). Même si les gestionnaires avaient les moyens d'entreprendre un tel suivi, il n'en demeure pas moins que cette approche revient à rejeter l'idée même de

l'utilisation d'espèces indicatrices; une idée qui visait essentiellement à limiter ce que l'on mesure.

Même si on accepte l'idée de l'espèce indicatrice et de son lien avec la présence et l'abondance d'autres membres de la communauté, le choix des espèces demeure difficile. Très peu d'études ont réussi à démontrer un lien entre les fluctuations de populations d'une espèce et la distribution des autres membres de la communauté (Simberloff 1998; Lindenmayer et al. 2000). Par ailleurs, l'échelle d'observation a ici une importance fondamentale. Alors qu'en théorie, une espèce de grand mammifère pourrait être un bon indicateur pour des espèces qui nécessitent des habitats de grande superficie, ils ne seront pas en mesure de bien représenter les besoins de certains insectes qui ont de très petits domaines vitaux (Weaver 1995; Meffe et Carroll 1997).

Faute d'avoir une base scientifique solide sur laquelle choisir une espèce indicatrice, certaines espèces sont choisies leur effet charismatique. On espère alors que ces espèces, dites « vedettes » ou « phares » (Tableau 1), refléteront effectivement la santé de l'écosystème (e.g. Kuhnke et Watkins 1999). Bien que de telles espèces puissent créer un fort mouvement de sympathie pour la cause de la conservation, la validité scientifique de l'approche doit encore être démontrée.

Certaines espèces, généralement des mammifères ou des oiseaux, ont de grands domaines vitaux. On les considère comme des espèces parapluies (Tableau 1). L'idée de base est qu'en protégeant une grande partie de leur habitat, les gestionnaires protégeraient sûrement toutes les espèces qui habitent à l'intérieur de celui-ci. Cette approche, qualifiée du filtre grossier (Wilcove 1993), sous-tend plusieurs initiatives de conservation à grande échelle, comme la chouette tachetée de l'Ouest (*Strix occidentalis caurina*) ou la panthère de la Floride (*Felis concolor coryi*), par exemple (Meffe et Carroll 1997; Simberloff 1998).

Un piège courant de telles approches de gestion est de gérer l'espèce plutôt que ce qu'elle indique ou ce qu'elle protège. Dans le cas de la chouette tachetée, par exemple, les gestionnaires de l'United States Forest Service ont proposé d'augmenter artificiellement les populations de chouettes tachetées pour augmenter les quotas de coupe forestière sur la côte du Pacifique (Simberloff 1998). Dans le cas de la panthère de Floride, pour protéger l'espèce, on propose de la croiser avec des individus de la sous-espèce du Texas pour en augmenter la population (Simberloff 1998). En agissant directement sur l'espèce plutôt que sur ce qu'elle est supposée indiquer ou protéger, celle-ci ne reflète alors plus l'état de l'environnement ou des autres espèces (Landres et al. 1988).

Une difficulté croissante apparaît au fur et à mesure que la liste d'espèces à gérer s'allonge : celle des conflits entre les besoins des diverses espèces à protéger. Par exemple, en Californie, le rat-kangourou géant (*Dipodomys ingens*), un rongeur sur la liste des espèces menacées, s'alimente principalement de plantes exotiques à la région. Ils modifient constamment leurs territoires en creusant des galeries et en coupants des plantes. Cette activité constante favorise l'établissement des plantes exotiques dont *D. ingens* se nourrit. Par contre, ceci se fait au détriment de plantes indigènes moins robustes, dont le *Caulanthus californicus*, une crucifère également menacée d'extinction (Schiffman 1994; US Fish and Wildlife Service 1998).

Au lieu de gérer un écosystème espèce par espèce, le concept d'espèce clé (Tableau 1) a été proposée (Simberloff 1998). Ce concept suggère que certaines espèces ont plus d'importance dans le maintien d'un écosystème que ce que pourrait suggérer leur biomasse ou leur abondance. Par contre, l'inclusion de plus en plus d'espèces à divers niveaux trophiques ont rendu la définition du terme vague et difficile à intégrer dans un processus de gestion (Mills et al. 1993). Leur utilisation n'en est pas moins impensable si des critères d'identification précis

sont définis et les gestionnaires ont une bonne compréhension des mécanismes écologiques à l'œuvre (Power et al. 1996; Simberloff 1998).

### *Gestion durable*

Le concept de durabilité dans les domaines de la gestion environnementale et du développement s'est répandu suite à la publication du rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement en 1987 intitulé : *Notre avenir à tous*. Dans ce rapport, les commissaires mettaient de l'avant un concept selon lequel le développement économique devait : « répondre aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (CMED 1988). Cette idée du développement a été récupérée tant par le public que par les gestionnaires et les gouvernements aux niveaux local, national et international.

Pourtant, le concept tel que formulé par la Commission Brundtland est vague et mal défini. Prise au pied de la lettre, cette définition, très anthropocentrique, promeut la prospérité économique continue, voire même étendue. L'environnement y est perçu comme une entité qui fournit des services à l'être humain. Il n'a pas d'existence intrinsèque. Ainsi, si certains aspects de l'écologie d'un milieu ne fournissent aucun service pour le bien-être de l'humanité, théoriquement, il peut être écarté, voir même éliminé (Meffe et Carroll 1997).

En définissant en termes vagues ce qu'est le développement durable, il en résulte que le terme prend la signification que l'interlocuteur veut bien lui donner. Des mises en garde contre cette évolution vers un slogan vide de sens ont, par ailleurs, été émises (Lele 1991; Purdon 2003). Il est intéressant de souligner que c'est l'imprécision même de la définition qui a permis d'établir un si large consensus autour du concept : tous pouvaient s'y accorder sans avoir l'air de compromettre leurs principes (Lele 1991).

Tout de même, des définitions plus précises ont été proposées (Tableau 2). Dans tous les cas, l'être humain demeure au centre de la définition. Ceci n'est pas surprenant étant donné que le développement est un terme qui se rapporte aux besoins humains et sociaux. Le terme du développement durable doit donc refléter ces aspects dans une vision de pérennité, ce qui n'a aucun lien intrinsèque avec les écosystèmes (Hall 2001). Les valeurs sociales et humaines doivent être identifiées et définies avant que nous puissions évaluer la durabilité de nos actions.

### **Énoncé de la problématique**

Historiquement, la forêt boréale a été façonnée par les grandes perturbations naturelles comme les feux de forêts et les épidémies d'insectes ravageurs (Bergeron 1991; Johnson 1995; Bergeron et al. 2001). Mais depuis les dernières décennies, c'est l'exploitation forestière industrielle qui est devenue la principale source de perturbations des forêts de l'hémisphère Nord (Franklin et Forman 1987; Spies et al. 1994; Angelstam 1996). Cette exploitation à grande échelle est impliquée dans le rajeunissement des forêts et les difficultés de survie de certaines espèces (Imbeau et al. 2001). La perte d'habitats est d'ailleurs mise en cause dans le déclin de plus de 80 % des cas d'espèce menacée d'oiseaux et de mammifères (Pereira et al. 2004).

Le maintien de la biodiversité et l'exploitation des forêts doivent être conciliés pour garantir une gestion durable des ressources naturelles (Keith 1998; Szaro et al. 2000; Lindenmayer et al. 2000). Le maintien de vieilles forêts pourrait jouer un rôle important en créant des refuges. Ceci serait avant tout fonction de la complexité structurelle de la forêt particulièrement en ce qui a trait aux débris ligneux qui offrent abris et alimentation pour bon nombre d'organismes (Scott et al. 1980; Gasaway et al. 1983; Bull et al. 1986; Maser et al. 1988; Walters 1991; Lundquist et Mariani 1991). L'âge du peuplement n'agirait

qu'indirectement sur la préservation de la biodiversité dans la mesure où la complexité structurelle est corrélée à l'âge du peuplement (*e.g.* Sturtevant et al. 1996).

Cependant, la tâche de gérer les ressources naturelles en fonction des menaces pour les diverses espèces de l'écosystème devient de plus en plus complexe au fur et à mesure que la liste d'espèces à protéger s'allonge (Murphy et Noon 1991; Hanley 1994; Rauscher 1999; Szaro et al. 2000). Malgré cela, la gestion durable des ressources naturelles demeure un objectif important de la gestion forestière (*e.g.* Coulombe et al. 2004). Par ailleurs, certaines juridictions ont même inclus cet aspect dans leur législation (*e.g.* Crown Forest Sustainability Act, 1994). L'utilisation d'indicateurs a été proposée pour intégrer la complexité de l'écosystème (Niemela 1997; Brand 1997; Le Processus de Montréal 2000). En théorie, le suivi de ces indicateurs permettrait aux gestionnaires d'évaluer si les gestes posés sont appropriés pour le maintien « des écosystèmes forestiers, de la production ligneuse et des valeurs non ligneuses » (Lindenmayer et al. 2000).

Malgré l'intérêt porté à cette idée, le développement d'indicateurs fiables, pratiques et économiques reste à faire (Simberloff 1998; Lindenmayer et al. 2000). Bien que le développement d'indicateurs biologiques soit une partie clé de la stratégie mondiale pour la conservation de la biodiversité et de la gestion durable des écosystèmes, c'est un processus long et coûteux (Brand 1997; Le Processus de Montréal 2000). Par ailleurs, le suivi de ces indicateurs ne garantit pas que les réponses seront obtenues à temps pour prévenir des dégâts environnementaux ou écologiques irréversibles (Schalk et al. 2002; Venier et Pearce 2004). Les exemples concrets de mise en œuvre de programmes de suivi d'indicateurs biologiques fournissant un avertissement clair aux gestionnaires forestiers sont donc rares (Mulder et al. 1999; Schalk et al. 2002).

L'utilisation d'espèces de micromammifères (souris, campagnols, lemmings et musaraignes) comme espèces indicatrices de la durabilité des pratiques forestières a été considérée ou

proposée dans plusieurs juridictions de la forêt boréale canadienne (*e.g.* McLaren et al. 1998; Kuhnke et Watkins 1999). Cette proposition repose sur le rôle écologique important que jouent les membres de ce groupe de mammifères. Ce sont des prédateurs d'invertébrés (Buckner 1966; Schalk et al. 2002) et de nids d'oiseaux (Maxson et Oring 1978). Ce sont également d'importants herbivores (Carey et al. 1999) qui peuvent fortement influencer la régénération des communautés végétales (Côté et al. 2003). Ils sont impliqués dans la distribution de mycorhizes bénéfiques (Kirkland 1990; Sullivan et Sullivan 2001). Finalement, ils servent de proie pour une grande variété de prédateurs (Soutiere 1979; Arthur et al. 1989; Richer et al. 2002; Cheveau et al. 2004). Par ailleurs, les micromammifères dépendent de certains éléments forestiers qui peuvent être influencés par les pratiques forestières tels : la présence de bois mort, la structure des strates herbacées et arbustives, la quantité de litière et d'humus et la taille des trouées dans la canopée (Sullivan et al. 2000; Bowman et al. 2000; Sullivan et Sullivan 2001; Carey et Harrington 2001).

Si les micromammifères ont le potentiel d'être des indicateurs écologiques en nous informant sur les effets des modifications fonctionnelles des forêts boréales, il n'en demeure pas moins que certaines difficultés se posent. Comme le mentionnent Pearce et Venier (2005) dans leur introduction : « les espèces indicatrices doivent fournir des informations sur les changements subits par les écosystèmes soumis à une gestion forestière qui sont plus importants que les changements subit par ceux soumis à un régime de perturbations naturelles. » Par ailleurs, pour être de bons indicateurs avec une bonne capacité à être généralisés à grande échelle, les espèces doivent rencontrer plusieurs critères, dont trois spécifiques (Venier et Pearce 2004) :

1. elles doivent être représentatives d'autres espèces de la communauté observée,
2. les variations de population de l'espèce indicatrice doivent être détectables à des échelles de temps et d'espace raisonnables,

3. et les causes de ces changements doivent être identifiables.

La difficulté avec les micromammifères est que ces critères ne sont pas nécessairement rencontrés. Tout d'abord, plusieurs populations de micromammifères connaissent des fluctuations annuelles importantes (Sullivan et al. 1999; Cheveau et al. 2004; Etcheverry et al. 2004). Dans un programme de suivi, de telles fluctuations impliquent que des échantillons de plus grande taille et sur de plus longues périodes seront nécessaires pour détecter une véritable tendance suite à une modification de l'habitat, d'autant plus qu'il n'est pas clair si ces fluctuations sont de nature cyclique (Fryxell et al. 1998; Cheveau et al. 2004). Ceci implique des coûts plus importants de suivi, ce qui diminue la probabilité de succès de l'indicateur à long terme (Caughlan et Oakley 2001).

Également, le lien entre les micromammifères et les autres espèces de la communauté faunique de la forêt boréale reste à démontrer. Dans certains cas, nous savons que la variation de la densité des populations des micromammifères peut influencer les densités des prédateurs et de leurs proies alternatives (Cheveau et al. 2004; Brook et al. 2005). Nous savons également que les pratiques forestières appliquées peuvent avoir un impact sur l'abondance des micromammifères (Sullivan et al. 1999; Fuller et al. 2004). Cependant, le mécanisme qui s'opère ici demeure à élucider (Carey et Harrington 2001).

Face aux complications qui découlent des problèmes inhérents à une approche de conservation basée sur l'espèce, Lindenmayer et al. (2000) proposent une approche complémentaire, celle des indicateurs basés sur la structure forestière. Ces indicateurs incluent la complexité du peuplement et sa composition floristique, la connectivité du peuplement et, finalement, son hétérogénéité. Ces facteurs présentent l'avantage d'être facilement mesurables. Cependant, le lien entre la persistance temporelle et spatiale des espèces de micromammifères et ces indices structuraux, difficiles à cartographier, reste à prouver (Pearce et Venier 2005).

Malgré cette difficulté, cette approche a l'avantage de pouvoir être combinée à des modèles de qualité d'habitats pour fournir une approximation de l'impact potentiel sur les espèces indicatrices de diverses interventions forestières. Les modèles de qualités d'habitats ont tout d'abord été développés dans les années 1980. Ils visaient à quantifier les besoins d'organismes en utilisant les composantes structurelles, floristiques et spatiales de leur environnement (Roloff et Kernohan 1999). Ces modèles sont actuellement utilisés comme élément prédictif de la durabilité des pratiques forestières, en Ontario notamment (OMNR 2004).

Pour que les micromammifères servent effectivement à une telle évaluation, certaines preuves doivent être faites. Il faut tout d'abord démontrer que les critères nécessaires, mentionnés plus haut, sont rencontrés. Le lien entre l'espèce ou le groupe d'espèces et les autres membres de la communauté faunique doit être démontré et ce lien doit varier de façon prévisible dans le temps et dans l'espace. L'utilisation de l'approche complémentaire de Lindenmayer et al. (2000) implique également de démontrer que les indices structuraux retenus peuvent prédire la densité ou la productivité d'une population de micromammifère. Ce n'est qu'après avoir démontré ceci que les micromammifères pourront servir à des fins prédictives en s'appuyant sur un modèle de qualité d'habitat validé.

#### **CRITIQUE DE L'ARTICLE**

*Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management* (Pearce et Venier 2005) présente les résultats d'un protocole expérimental réalisé dans la région de White River, en Ontario. Les auteures tentent d'évaluer la faisabilité d'utiliser diverses espèces de petits mammifères comme espèces indicatrices de la durabilité de la gestion forestière. Pour ce faire, elles tentent d'établir un lien entre des composantes structurelles de la forêt et des indices d'abondance relative, soit la capture par unité d'effort. Ces indices sont calculés à deux échelles, soit celle du paysage à l'aide de cartes écoforestières et celle du peuplement à

l'aide de mesures de variables sur les sites de capture. Pearce et Venier comparent l'abondance mesurée aux prédictions des indices de qualités d'habitats utilisés par le ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario.

### **L'approche et les prémisses**

Contrairement à ce que laisse présager le titre choisi : *Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management*, cet article présente en réalité une caractérisation de l'habitat des petits mammifères du nord de l'Ontario. Pearce et Venier se concentrent particulièrement sur trois espèces : le campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*), la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*) et la musaraigne masquée (*Sorex cinereus*). Dans leur introduction, elles tentent beaucoup plus de guider le lecteur vers l'idée de développer de nouveaux modèles prédictifs de la qualité d'habitat pour ces espèces que de valider ces espèces comme indicateurs de la durabilité de la gestion forestière en Ontario.

En effet, à aucun moment, les auteures ne tentent d'établir un lien causal entre la fluctuation des micromammifères et celle d'autres membres de la communauté faunique. Elles n'examinent pas non plus si les micromammifères sont importants dans la régulation de processus écologiques de leur aire d'étude. Ce sont pourtant deux aspects essentiels à l'identification d'espèces indicatrices (Landres et al. 1988; Simberloff 1998).

Pearce et Venier, dans leur introduction, semblent accepter ces deux aspects comme des prémisses de leur système en se basant sur les résultats d'une autre étude (Carey et Harrington 2001). Or, on n'y'établit pas de lien fonctionnel entre les espèces de micromammifères et les autres éléments de la communauté faunique. En fait, Carey et Harrington tentent de démontrer des interactions entre des éléments structuraux, comme la quantité de couvert et la quantité de débris ligneux, et l'abondance de 11 espèces de mammifères, ce qui peut servir de base d'étude mais qui ne démontre pas non plus l'importance de ces espèce dans les processus écologiques de l'aire d'étude.

De plus, la composition de la communauté de micromammifères étudiée par ces auteurs semble différente de celle étudiée par Pearce et Venier (2005). Bien que quatre espèces soient communes entre les deux études (*P. maniculatus*, *S. cinereus*, *C. gapperi*, *Sorex palustris*), la communauté de Carey et Harrington (2001) est dominée par la musaraigne de Trowbrige (*Sorex trowbridgii*) et la musaraigne sombre (*Sorex monticolus*), surtout des insectivores (Carey et Harrington 2001). La communauté étudiée par Pearce et Venier (2005) est quant à elle dominée par des omnivores : *P. maniculatus*, *C. gapperi* (Carey et Harrington 2001).

Finalement, l'étude de Carey et Harrington (2001) a été réalisée dans les hautes terres de la côte ouest de l'Amérique du Nord dominée par le sapin de Douglas (genre *Pseudotsuga*), alors que les forêts à l'étude en Ontario sont mixtes ou dominées par des pins (*Pinus banksiana*), l'épinette noire (*Picea mariana*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). Avec de telles différences, accepter les résultats de Carey et Harrington (2001) comme preuve des prémisses fondamentales de l'utilisation des micromammifères comme bio-indicateurs en Ontario, me semble hasardeux.

Cela dit, Pearce et Venier (2005) reconnaissent elles-mêmes que l'utilisation des micromammifères bioindicateurs comme outil de suivi direct de la durabilité des pratiques de gestion forestière serait difficile. En effet, la littérature révèle de fortes variations interannuelles chez ces populations (Sullivan et al. 1999; Cheveau et al. 2004; Etcheverry et al. 2004) et des doutes existent sur la périodicité de ces variations (Cheveau et al. 2004).

Or, dans de telles circonstances, il est difficile d'évaluer si les variations de densité ou d'abondance sont le fruit des pratiques forestières ou si elles le sont suite à des variations stochastiques des populations sans une parfaite compréhension de l'interaction entre l'habitat et cette variation temporelle (Jorgensen 2002). L'exploration des causes de la variation temporelle chez les populations de micromammifères de l'Ontario ne fait ici l'objet d'aucune analyse, pas même d'une revue de la littérature. Les auteures relèguent cette question à

l'arrière-scène en constatant simplement la présence d'une importante variation interannuelle chez la souris sylvestre et le campagnol à dos roux.

### **La méthodologie utilisée**

Malgré tout, l'approche de Pearce et Venier a l'avantage de tenter d'éclairer le lecteur sur les relations possibles entre l'habitat et l'abondance des micromammifères dans cette région de l'Ontario. Pour ce faire, les auteures ont utilisé un protocole visant à capturer des petits mammifères dans des peuplements forestiers matures (plus de 50 ans) et des peuplements en régénération (0 à 25 ans) de la région de White River. Il est nécessaire de noter que le nombre de parcelles échantillonnées en forêt mature n'est pas clair. Le texte de l'article mentionne 37 parcelles, mais il mentionne également qu'elles sont réparties comme suit : 17 dans le parc national Pukaskwa et 19 dans l'unité de gestion de White River, ce qui fait 36 parcelles. Par ailleurs, le texte réfère le lecteur à la figure 2, mais on ne peut y compter que 35 parcelles (17 dans le parc et 18 à l'extérieur). Pour ce qui est des peuplements en régénération, 47 sites ont été échantillonnés répartis comme suit : 30 sites répartis également dans des peuplements de 0-5 ans, 5-10 ans et 10-15 ans, 9 dans des peuplements de 15-20 ans et 8 dans les peuplements de 20-25 ans. Chaque site devait être situé à un minimum de 500 mètres d'un autre site et il devait également être situé à au moins 100 mètres d'une coupe tout en étant accessible par route. En plus d'une répartition plus ou moins systématique, il faut noter qu'aucun peuplement âgé entre 25 et 50 ans n'a été échantillonné.

### *La capture de petits mammifères*

La capture des animaux s'est faite selon deux méthodes. Tout d'abord, 10 stations contenant deux cages Sherman (7,5 cm x 7,5 cm x 30 cm) appâtées étaient placées dans chaque peuplement échantillonné le long d'un transect de 90 m. Le transect était placé parallèle à l'axe le plus long du peuplement. À chaque site, neuf pièges mortels à insectes étaient placés à 20 mètres d'intervalle le long d'un deuxième transect parallèle au premier. Les auteures

justifient l'utilisation de ce deuxième type de piège en citant trois études (Handley Jr. et Kalko 1993; Kirkland Jr. et Sheppard 1994; Mccay et al. 1998) qui démontreraient qu'ils seraient plus efficaces pour la capture de musaraignes.

Les captures vivantes ont eu lieu entre juillet et septembre, en 2001, 2002 et 2003. Les captures se faisaient deux fois par année, pendant trois nuits consécutives. Cependant, les auteures mentionnent qu'en 2003, une seule séance de capture a eu lieu, faute de ressources. Les captures mortelles, quant à elles, n'ont eu lieu qu'en 2001 et 2002.

Les auteures se retrouvent donc avec un effort d'échantillonnage inégal en fonction des années. Elles ont bel et bien corrigé le nombre de capture en normalisant les taux de captures par 60 nuits-pièges. Cependant, bien que cette méthode puisse corriger le déséquilibre de quelques pièges entre les sites suite à une perturbation externe, elle ne peut compenser pour une absence totale de données.

#### *La caractérisation de l'habitat*

La caractérisation de l'habitat s'est faite selon un protocole qui combinait des mesures sur le terrain à des données provenant de cartes écoforestières. Cette façon de procéder est courante en analyse de sélection et d'utilisation d'habitat. Je n'ai donc aucune critique particulière à formuler à ce sujet.

#### *L'analyse des données*

L'analyse des données ainsi récoltées s'est faite selon deux échelles d'observation. La première est une analyse à l'échelle du paysage. Elle reposait principalement sur les données de cartes écoforestières. Elle visait à relier l'abondance ou la présence de chaque espèce de micromammifère à des attributs climatiques et des attributs forestiers cartographiés. La deuxième échelle visait à raffiner la compréhension de la distribution des micromammifères en établissant le lien qui existe entre leur abondance et les attributs forestiers mesurés. Pour ce faire, les auteures ont utilisé des analyses de régression après avoir trié les données à l'aide

d'analyses d'ordination dans le cas des données recueillies sur le terrain. Encore une fois, cette façon de procéder m'apparaît courante et approprié.

Par contre, les auteurs désiraient comparer les abondances de petits mammifères aux prédictions des indices de qualités d'habitat de Holloway et al. (1994). Cependant, selon le texte de l'article, la validation de la capacité de prédiction des IQH semble avoir été faite exclusivement par des analyses graphiques. Aucune statistique n'est rapportée sur ce point.

### **Résultats obtenus**

Les analyses de modèle général linéaire ont permis de dégager les facteurs qui influençaient le plus la variabilité de l'abondance relative des micromammifères dans l'aire d'étude (Tableau 3). Dans l'ensemble, les résultats ne montrent pas de différences importantes par rapport à la littérature. Les campagnols à dos roux semblent être abondants dans des forêts matures riches en couvert arbustif et en nombre de débris ligneux. À l'opposée, la souris sylvestre serait plus abondante dans les milieux ouverts comme les coupes très récentes et un grand volume de débris ligneux. Les musaraignes, quant à elles, monteraient très peu de variation en fonction de l'âge du peuplement tant et aussi longtemps qu'un bon couvert herbacé et arbustif et une grande quantité de débris ligneux leur fournissent couvert et nourriture.

La constance de la réponse observée, tant dans la littérature que dans les résultats de cette étude, rend l'idée d'utiliser les micromammifères comme indicateurs intéressante et là-dessus, je m'accorde avec les auteures. Par contre, certaines difficultés demeurent malgré les résultats encourageants présentés dans cette étude.

Bien que les variations d'abondance relative des espèces semblent clairement identifiées, deux critères essentiels pour désigner des espèces indicatrices demeurent non démontrés : 1) la représentativité de la communauté et 2) la détectabilité des variations à des échelles spatiales et temporelles raisonnables (Venier et Pearce 2004). Tel que souligné plus haut, les auteures ne s'attardent pas à la question de l'impact des variations d'abondance des

micromammifères sur les autres espèces fauniques. Cette question n'est tout simplement pas abordée.

Par ailleurs, les auteures observent une très forte variabilité interannuelle des populations de campagnol (coefficients de variation = 0.67 pour les sites matures et 1.04 pour les sites en régénération) et de souris (CV = 0.87 pour les sites matures). De cette observation, les auteures mettent en doute la faisabilité de suivre les populations pour déterminer des tendances à long terme. Une telle variabilité de l'abondance, même relative, rend difficile à séparer la variation stochastique, qu'elle soit cyclique ou non (Fryxell et al. 1998; Cheveau et al. 2004), de la variation résultant d'interventions forestières. Pour départager le tout, les auteures soutiennent qu'il faudrait : « un suivi sur de très longues périodes pour déterminer avec confiance l'existence d'un déclin. » Or, ceci est en parfaite contradiction avec le deuxième critère définissant un bon indicateur, soit la capacité de détecter des tendances spatiales et temporelles dans un délai raisonnable (Venier et Pearce 2004). Ceci remet en cause l'idée même d'utiliser ces espèces comme indicateurs.

Les relations présentées entre les caractéristiques structurelles des peuplements et la variabilité de l'abondance relative semblent tout de même fournir aux auteures un bon tremplin quant à l'approche complémentaire de Lindenmayer et al. (2000). Les relations sont significatives et elles expliquent toutes au moins 35 % de la variabilité. Cependant, en choisissant de ne mesurer que l'abondance relative dans un peuplement, et ce, une seule fois quelle que soit sa superficie induit un biais de mesure qui n'est pas pris en compte dans cette relation. En effet, des habitats favorables de grande superficie devraient normalement fournir une plus grande part d'abondance qu'un habitat tout aussi favorable, mais de plus petite taille. En échantillonnant de façon constante tant en nombre d'échantillons (une dizaine par classe d'âge) que par superficie (un échantillon par peuplement), les auteures ne mesurent pas

l'importance de cette variabilité. Une mesure de la densité de micromammifères ou un échantillonnage proportionnel à la taille du peuplement aurait été ici préférable.

Par ailleurs, les auteures établissent un lien entre l'abondance relative et ces éléments structuraux. Cependant, elles ne démontrent pas clairement de lien entre la persistance d'une espèce et ces mêmes éléments, condition *sine qua non* de l'approche de Lindenmayer et al. (2000). En effet, les données rapportées ne nous permettent pas de conclure quant à la viabilité des sous-populations affectées par les interventions forestières. Les données ne rapportent aucun taux de survie, ne font aucun suivi de la dispersion et n'examinent pas le succès reproducteur qui sont tous des éléments indiquant la valeur adaptative des individus et qui influencent la persistance d'une espèce dans un milieu donné (Beissinger et Westphal 1998; Morris 2003).

L'approche des modèles d'habitats pour prédire l'impact des activités humaines n'est pas nouvelle. Les auteures se réfèrent ici aux modèles développés par Holloway et al. (2004). Ceux-ci sont basés sur des données locales d'abondance, une revue de littérature et des rencontres avec des experts du ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario. Les résultats des abondances relatives, selon deux types de classification des milieux, sont présentés sous forme d'histogrammes où le ton des barres réfère à la sélection d'habitats chez les micromammifères (Figures 1, 2 et 3).

Les auteures concluent que l'abondance n'est pas clairement reflétée selon la classification des cartes écoforestières (Figure 1), mais qu'elle l'est lorsque l'analyse est faite en fonction des types écologiques régionaux (Figure 2 et 3). En examinant les deux graphiques, je n'arrive pas à la même conclusion. Il ne me semble pas clair, dans aucun des deux cas, que l'abondance puisse être clairement prédite en fonction de l'indice de qualité d'habitat. La seule espèce où une tendance claire semble se démarquer est la musaraigne masquée (Figure 3 b).

Par ailleurs, dans le cas de la classification en fonction des cartes écoforestières, le nombre d'échantillons est très faible. Dans 40 % des cas, il n'y a qu'un seul échantillon et dans 80 % des cas, il y en a moins de 4. Il est difficile dans de telles circonstances à juger de la validité des résultats.

Mais quelle est la validité même de l'indice de qualité d'habitat utilisé par les auteures. Dans leur critique des indices couramment utilisés, Roloff et Kernohan (1999) rapportent plusieurs points qui devraient être étudiés pour valider un indice. Celui qui développe un indice doit :

1. Établir comment la variabilité des données entrées pour établir l'indice influence la note de l'indice?
2. Valider la note de l'indice à une échelle qui s'approche de celle de la taille minimale du domaine vital pour l'espèce visée.
3. Étudier l'indice sur l'ensemble des habitats potentiels à une résolution appropriée.
4. Utiliser tant des mesures de l'abondance relative que de la valeur adaptative.
5. Valider l'indice en faisant un suivi sur des périodes supérieures à 3 cycles reproducteurs, généralement trois ans.
6. Faire plusieurs réplifications du protocole de validation.
7. Diffuser les résultats et intégrer les différences observées à la prochaine itération du modèle.

La lecture de la description des indices de qualité d'habitat utilisés par le ministère des Richesses de Naturelles de l'Ontario (Holloway et al. 2004) ne nous permet pas de vérifier si l'indice a été validé selon tous ces critères. Quoiqu'il en soit, les auteures tentent en quelque sorte de combler cette lacune en procédant à leur propre validation. Cependant, plusieurs des points soulevés par Roloff et Kernohan (1999) ne sont pas couverts par les auteures non plus.

1. Comme dans plusieurs études, leur protocole n'est pas répliqué,
2. Il est sur une durée beaucoup trop courte, soit entre deux ans et trois ans, selon la méthode de capture,
3. Les auteures n'ont aucune mesure de la valeur adaptative, ceci est d'autant plus important que l'IQH de Holloway et al. (2004) est basé sur la densité ou la productivité de l'espèce dans un habitat donné. La mesure de l'abondance relative ne correspond donc pas directement à celle de l'IQH,
4. L'échelle spatiale observée, quoique non spécifiée, est probablement beaucoup plus grande que le domaine vital minimal, que ce soit un peuplement ou un type écologique.

### **Conclusion**

L'examen des résultats de Pearce et Venier (2005) me semble clair : il existe un lien entre l'âge et la structure des peuplements et l'abondance des micromammifères dans la région de White River en Ontario. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés dans la littérature. Par contre, elles ne parviennent pas à rencontrer l'objectif premier, soit d'établir la faisabilité d'utiliser les micromammifères comme indicateurs de la durabilité de la gestion forestière. Elles n'établissent pas clairement le lien qui existe dans leur système entre l'abondance des micromammifères et les autres espèces fauniques. La durée de leur étude est tellement courte qu'au-delà de la variation interannuelle, elles ne sont pas capables d'établir clairement une tendance quant à l'abondance dans l'aire d'étude des espèces étudiées. Les auteures contreviennent ainsi aux critères qu'elles avaient elles-mêmes établis pour choisir une espèce indicatrice (Venier et Pearce 2004).

Les auteures tentent de contourner ce problème en utilisant deux approches complémentaires à celle de l'espèce indicatrice : l'indice structurel et l'indice de qualité d'habitat. Cependant, là encore, les auteures ne parviennent pas à rencontrer tous les critères qui sont établis pour

valider ces approches. Elles ne démontrent pas la persistance des espèces en ne mesurant pas des indices de valeur adaptative comme le succès reproducteur ou le taux de survie. Quant aux comparaisons avec les indices de qualité d'habitat, je ne suis pas d'accord qu'une tendance claire se démarque dans un cas comme dans l'autre. De plus, la validité de l'indice est questionnable étant donné que les critères de Roloff et Kernohan (1999) ne sont pas rencontrés.

Dans cette optique, est-il faisable d'utiliser les micromammifères comme espèce indicatrice? La question demeure sans réponse.

#### **PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL PROPOSÉ**

Je crois que répondre à la question fondamentale des auteures, soit : « est-il faisable d'utiliser les micromammifères comme indicateur de la durabilité des pratiques forestières? », nécessite une approche beaucoup plus complexe que celle retenue. En effet, à cette question plusieurs sous-questions sont sous-entendues :

1. Les micromammifères peuvent-ils agir comme espèce indicatrice?
2. Les indicateurs structuraux des peuplements peuvent-ils servir d'indicateurs complémentaires de la persistance des espèces dans un environnement soumis à un régime de perturbations anthropiques?
3. Le modèle de qualité d'habitat peut-il agir comme élément prédictif du comportement d'une population de micromammifères? Il est sous-entendu ici que le modèle doit être validé afin de servir d'outil.

L'approche utilisée par Pearce et Venier (2005) comporte plusieurs faiblesses qui ne permettent pas de répondre adéquatement à ces questions. Je tente ici de combler les lacunes identifiées dans la critique précédente en proposant un protocole de recherche. Cette proposition est volontairement placée dans une optique de ressources matérielles et humaines

abondantes. Confronté à la réalité du financement à la recherche, il serait probablement nécessaire d'y apporter des modifications.

### **Aire d'étude**

L'aire d'étude sélectionnée par les auteures présente l'avantage de fournir un territoire protégé de l'exploitation forestière (le parc national Pukaskwa) et un territoire soumis à une exploitation forestière par coupe totale (l'aire de gestion de White River). Cette zone de travail serait donc conservée.

Par ailleurs, la présence d'un deuxième parc dans un rayon de 100 km, le parc provincial du Lac Supérieur près de Wawa, permettrait d'établir une deuxième aire d'étude. Ainsi, le fait d'avoir une réplique du protocole, ce qui augmente la capacité de généralisation, répond ainsi à un des critères de validation des indices de qualité d'habitat (Roloff et Kernohan 1999). Étant donné sa proximité, le secteur de Wawa est probablement similaire à celui de White River. Une vérification à l'aide des cartes écoforestières serait à faire au préalable.

### **Design expérimental**

Au moins vingt-quatre peuplements matures (>50 ans) seraient échantillonnés dans la zone de White River. Dans leur protocole, les auteures indiquent que l'ensemble des peuplements matures, soit 19, a été échantillonné dans leur aire d'étude. Il en découle qu'un agrandissement de l'aire d'étude dans la forêt de White River serait nécessaire pour obtenir le minimum de peuplements requis. Selon la carte fournie par les auteures (figure 4), il subsiste suffisamment de forêts au sud de la route provinciale 17 pour espérer atteindre le nombre désiré. Les peuplements seraient échantillonnés selon quatre catégories : les peuplements feuillus, les peuplements mixtes, les pinèdes et les peuplements résineux qui ne sont pas des pinèdes.

Un minimum de 24 peuplements en régénération seraient échantillonnés dans l'aire de gestion de White River selon cinq classes d'âge, soit 0-5 ans, 6-10 ans, 11-15 ans, 16-20 ans et 21-25

ans. De plus, au moins 24 jeunes forêts âgées de 26 à 50 ans seraient également échantillonnées en fonction de cinq classes d'âge, soit 26-30 ans, 31-35 ans, 36-40 ans, 41-45 ans et 46-50 ans. Le nombre de classes d'âges pourrait être révisé en fonction de leur disponibilité dans le paysage.

Les peuplements matures, jeunes et en régénérations seraient échantillonnées selon une répartition aléatoire des sites stratifiée en fonction de l'abondance des catégories. Un minimum de trois sites seraient requis pour chaque catégorie. De plus, les sites d'échantillonnage au sein des peuplements seraient sélectionnés pour être à un minimum de 100 m d'un autre type de peuplement (éliminant ainsi l'effet de bordure). Par ailleurs, deux sites devraient être séparés par un minimum de 500 m, ce qui couvre des distances supérieures aux domaines vitaux couramment rapportés dans la littérature pour le campagnol à dos roux et la souris sylvestre (Witt et Huntley 2001). Une préférence serait allouée aux sites situés à proximité d'un chemin carrossable.

Tous ces sites seraient ensuite jumelés à 25 sites en forêt mature protégée de l'exploitation forestière dans le parc national de Pukaskwa. En jumelant l'échantillonnage en forêt exploitée à un échantillonnage en forêt protégée, il nous serait possible d'isoler la variabilité expliquée par l'exploitation forestière de celle causée par les variations stochastiques des populations de micromammifères.

### **Capture de micromammifères**

À chaque site d'échantillonnage, une grille de capture permanente de 50 pièges Sherman serait établie (Figure 5). Chaque piège serait placé à 10 m d'intervalle le long de 4 transects parallèles de 90 m espacés de 10 m. La grille serait centrée sur le site d'échantillonnage.

La capture des petits mammifères serait faite entre juin et septembre pendant un minimum de cinq ans. Cette période permettrait de couvrir au moins un cycle d'abondance de

micromammifères (Linden 1988; Boonstra et al. 1998; Cheveau et al. 2004). Il est à noter que plus la période sera longue, plus la tendance générale des populations sera claire.

Chaque site serait inventorié pendant quatre nuits consécutives, deux fois par année. Chaque animal capturé serait identifié à l'espèce, pesé, sexé, marqué avec deux numéros d'identification uniques. L'endroit exact de capture serait noté tout comme la condition reproductrice de l'individu. Ces données devraient nous permettre d'avoir une idée de la condition physique et du potentiel reproducteur de la population échantillonnée.

Les grilles d'échantillonnage permettraient de calculer la densité dans chaque peuplement grâce à la méthodologie de Peterson (Krebs 1999). Ceci éliminerait l'effet de la taille du peuplement, une lacune du protocole utilisé par Pearce et Venier (2005), tout en mesurant la variabilité de la population sur la même base que l'indice de qualité d'habitat de Holloway et al. (2004). Par ailleurs, en faisant un suivi de capture-marquage-recapture sur plusieurs années, il serait possible de calculer certains indices de la valeur adaptative en calculant des taux de survie, de reproduction et de dispersion. La valeur adaptative dans un habitat donné est un critère de validation d'un indice de qualité d'habitat (Roloff et Kernohan 1999). Avec de telles mesures, il serait possible d'évaluer la viabilité des populations et ainsi que la valeur des indicateurs structuraux (Lindenmayer et al. 2000).

### **Description de la structure de l'habitat**

À chaque année, la structure et la composition de chaque habitat seraient décrites à cinq stations : une au centre et une à 50 m à chaque point cardinal (Figure 5). À chaque station, les mesures suivantes seraient prises :

- Surface terrière des arbres (>10 cm DHP) à l'aide d'un prisme de facteur 2. Pour chaque arbre sélectionné à l'aide du prisme, l'espèce et le DHP seraient notés,
- Nombre de gaulis (<10 cm DHP) feuillus et résineux présents dans un rayon de 5m de la station,

- La composition de la strate arbustive en identifiant les trois espèces dominantes à chaque station,
- La composition de la strate arborescente en identifiant la proportion de chaque espèce d'arbre sélectionnée à l'aide du prisme de facteur 2 lors de la mesure de la surface terrière,
- L'âge des arbres en prenant une carotte à hauteur de poitrine de trois arbres de chaque espèce dominante (représente plus de 20 % de la canopée). Ceci suppose que sur chaque carotte, un anneau représente une année de croissance. À partir des âges ainsi mesurés, nous estimerions l'âge du peuplement en tenant compte de l'espèce et du type de perturbation à l'origine du peuplement. La moyenne des âges évalués servira d'indice de l'âge du peuplement et à valider les cartes écoforestières.
- La hauteur de la canopée en mesurant à l'aide d'un clinomètre la hauteur de chaque arbre carotté. La hauteur du peuplement serait calculée en faisant la moyenne.
- L'obstruction visuelle latérale mesurée à l'aide d'une planche à profil placé à 3 m au nord de la station, selon trois strates 0-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm.

Les débris ligneux seraient dénombrés le long des quatre transects qui relient les quatre stations placées aux points cardinaux. Le diamètre serait mesuré et le taux de décomposition serait estimé selon une échelle de trois points : (1) >75 % du bois est dur et l'écorce est généralement intacte, (2) 25-75 % du bois est mou, mais le débris conserve sa forme, (3) >75 % du bois est mou et le débris ne peut pas conserver sa forme. Le volume de débris ligneux serait ensuite calculé en utilisant les équations de Van Wagner (Van Wagner 1968).

À l'emplacement de chaque piège Sherman, le type dominant de recouvrement du sol (végétal, mousse, litière, minéral, rocheux, humide) serait évalué visuellement dans un quadra de 1 m. Une mesure de la profondeur de la litière (mm) serait prise. Finalement dans le

quadra, le pourcentage de couvert végétal total serait évalué visuellement dans cinq strates (0-10 cm, 10-50 cm, 50 cm-2, 5 m, 2,5 -5,0 m, >5,0 m) selon 5 catégories (0 : 0 %, 1 : 1-25 %, 2 : 26-50 %, 3 : 51-75 %, 4 : 76-100 %).

Finalement, les données des cartes écoforestières et climatiques, telles la pente, la composition du peuplement, l'altitude, la classification du peuplement et les précipitations annuelles seront jumelées aux sites d'échantillonnage à l'aide de logiciels de systèmes d'information géographiques. Ces données sont couramment utilisées par l'industrie forestière. Elles sont disponibles et répandues ce qui leur confère le plus grand potentiel pour un suivi d'indicateur biologique.

### **Évaluation des micromammifères comme espèce indicatrice**

Tel qu'énoncé plus haut, il y a trois critères à vérifier pour valider un choix d'espèce indicatrice. Un suivi sur une longue période et une comparaison des données d'un milieu soumis à une exploitation forestière et d'un autre qui ne l'est pas, permettra d'évaluer la tendance générale de la densité des espèces potentielles tout en départageant l'effet de la variation intrinsèque des populations de la variation dues aux perturbations d'origine anthropique. Nous présumons ici que la proximité des sites rend les milieux comparables.

De plus, le suivi des sites dans le temps permettra d'observer les modifications du milieu et de lier les sources de ces variations à la densité des populations mesurées ou à leurs valeurs adaptatives moyennes dans les divers peuplements. Ceci permettrait de cerner les causes des variations de ces deux éléments de la dynamique des populations. Ainsi, les mesures présentées jusqu'à présent permettraient d'évaluer les deux derniers critères de Venier et Pearce (2004).

Par contre, un critère n'est toujours pas évalué, celui du lien entre la densité des micromammifères et la densité des autres membres de la communauté. Pour répondre à cette question, il faudrait procéder à un suivi de l'abondance des autres espèces fauniques présentes

dans l'aire d'étude. Ceci pourrait se faire en jumelant tout d'abord le suivi des micromammifères à celui des espèces non visées capturées pendant le programme de capture présenté un peu plus haut. Les sites d'échantillonnage pourraient également servir de station d'écoute pour évaluer l'abondance relative des espèces aviaires. De plus, une campagne de retrait des micromammifères dans un secteur du parc national de Pukaskwa pourrait permettre de lier la variabilité des autres espèces en isolant le facteur de la variation de la densité des micromammifères. Tout ceci permettrait de confirmer les observations rapportées dans la littérature qui laissent penser que les micromammifères influencent l'abondance de d'autres espèces (Cheveau et al. 2004; Brook et al. 2005).

### **L'utilisation d'indices structuraux**

Pearce et Venier (2005) ont relié l'abondance relative aux indices structuraux en utilisant des analyses de modèle général linéaire. Les données qui avaient le plus de potentiel d'expliquer la variabilité observée avaient été identifiées avec des analyses d'ordination. L'approche a le mérite d'être solide. Je suggère de répéter ces analyses, mais en reliant non pas l'abondance relative aux composantes structurelles, mais plutôt la densité et les mesures de valeur adaptative (taux de survie, de reproduction et de dispersion).

Pour vérifier la persistance des espèces en fonction de la structure du paysage, des composantes forestières et des interventions sylvicoles, une analyse de viabilité des populations pourrait être tentée. L'utilisation de modèles spatialement explicites basés sur des grilles (Beissinger et Westphal 1998) permettrait de procéder à une telle analyse à partir des moyennes démographiques observées avec le capture-marquage-recapture. La connaissance de la dispersion individuelle ne serait donc pas requise.

### **Validation de l'indice de qualité d'habitat**

Pour valider l'IQH de Holloway et al. (2004) des mesures de la variabilité de la densité, de la survie et de la dispersion sont nécessaires selon Roloff et Kernohan (1999). À cette fin, nous

associerions chaque peuplement échantillonné à une cote de l'IQH. Les densités, le taux de dispersion et la survie moyenne des sous-populations aient ensuite comparées à l'aide de modèles général linéaires avec les cotes comme catégorie. Nous devrions observer, dans les milieux identifiés comme préférés selon l'IQH :

- une densité moyenne plus élevée,
- un taux de survie moyen plus élevée,
- une dispersion plus faible.

**Tableau 1 - Définitions des catégories d'espèces utilisées en conservation.**

<b>Catégorie d'espèces</b>
<i>Espèce indicatrice</i> : Se dit d'une espèce dont le statut indique l'état d'un groupe fonctionnel d'espèces plus large, reflète l'état d'habitats clés ou agit comme signal d'alarme suite à l'action anticipée d'un stress.
<i>Espèce clé</i> : Se dit d'une espèce qui a un ou plusieurs rôles écologiques plus importants que ce qui serait prédit en considérant simplement leur abondance ou leur biomasse.
<i>Espèce parapluie</i> : Se dit d'une espèce qui a soit un besoin territorial très étendu, soit des besoins d'habitats variés qui, dans les deux cas, incluent les besoins en habitats de plusieurs autres espèces.
<i>Espèce phare ou espèce vedette</i> : Se rapportent à des espèces, généralement des mammifères menacés d'extinction, qui génèrent un fort capital de sympathie populaire.

Traduit et adapté de Dale et Beyeler (2001)

**Tableau 2 - Exemples de définitions du développement durable.**

<b>Définition</b>	<b>Source</b>
Le développement durable c'est une série de pratiques de gestion qui ne dégradent pas ni le système soumis à une exploitation, ni le système adjacent. Il en découle que les normes de consommation de biens et de services se font à l'intérieur des capacités écologiques et que tous peuvent y aspirer.	Lubchenco (1991)
Une société durable est une société qui assure la santé et la vitalité de la vie humaine, de sa culture et du capital naturel, pour les générations présentes et futures. Une telle société agit pour arrêter les activités qui servent à détruire la vie humaine, la culture et le capital naturel. Elle encourage les activités qui servent à conserver ce qui existe, à restaurer ce qui est endommagé et à prévenir les torts à venir.	Viederman (1992)
Le développement durable c'est l'ensemble des activités humaines guidées par l'acceptation de la valeur intrinsèque de la biosphère, de son rôle dans le bien-être humain et du besoin qu'a l'humain de vivre grâce aux intérêts produits par le capital naturel et non grâce au capital naturel lui-même.	Meffe et Carroll (1997)

Tiré et adapté de Meffe et Carroll (1997)

**Tableau 3 – Résumés des facteurs identifiés décrivant la variation d’abondance relative des trois espèces de micromammifères dominantes dans l’aire d’étude, et ce, à deux échelles spatiales. BOP indique la quantité de bouleau à papier (*Betula papyrifera*), PET, le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et EPN, l’épinette noire (*Picea mariana*). DL indique la quantité de débris ligneux au sol. Le couvert arbustes est la quantité de couvert arbustif selon la classe de hauteur indiquée. + indique que l’abondance relative augmente de façon proportionnelle au facteur, alors que - indique une diminution.**

<b>Échelle</b>	<b>Campagnol à dos roux</b>	<b>Souris sylvestre</b>	<b>Musaraigne masquée</b>
<b>Paysage</b> (selon cartes écoforestières)	+ <b>âge</b>	- <b>altitude</b>	Non disponible
	+ BOP	- <b>âge</b>	
	+ PET	+ BOP	
	+ EPN	+ PET	
	- hauteur	+ EPN	
		- hauteur	
<b>Peuplement</b> (selon mesures au sol)	+ <b>âge</b>	- <b>âge</b>	+ DL total
	- DL très décomposé	- DL très décomposé	+ Couvert arbustes 25-250 cm
	+ DL total	+ DL volume	
	+ Couvert arbustes 0-10 cm	- Couvert arbustes 10-50 cm	
	+ Couvert arbustes 50-250 cm	+ Couvert arbustes 50-250 cm	
	+ Couvert arbustes 5-10 m	- <b>Couvert arbustes 2.5-5 m</b>	

Adapté de Pearce et Venier (2005)

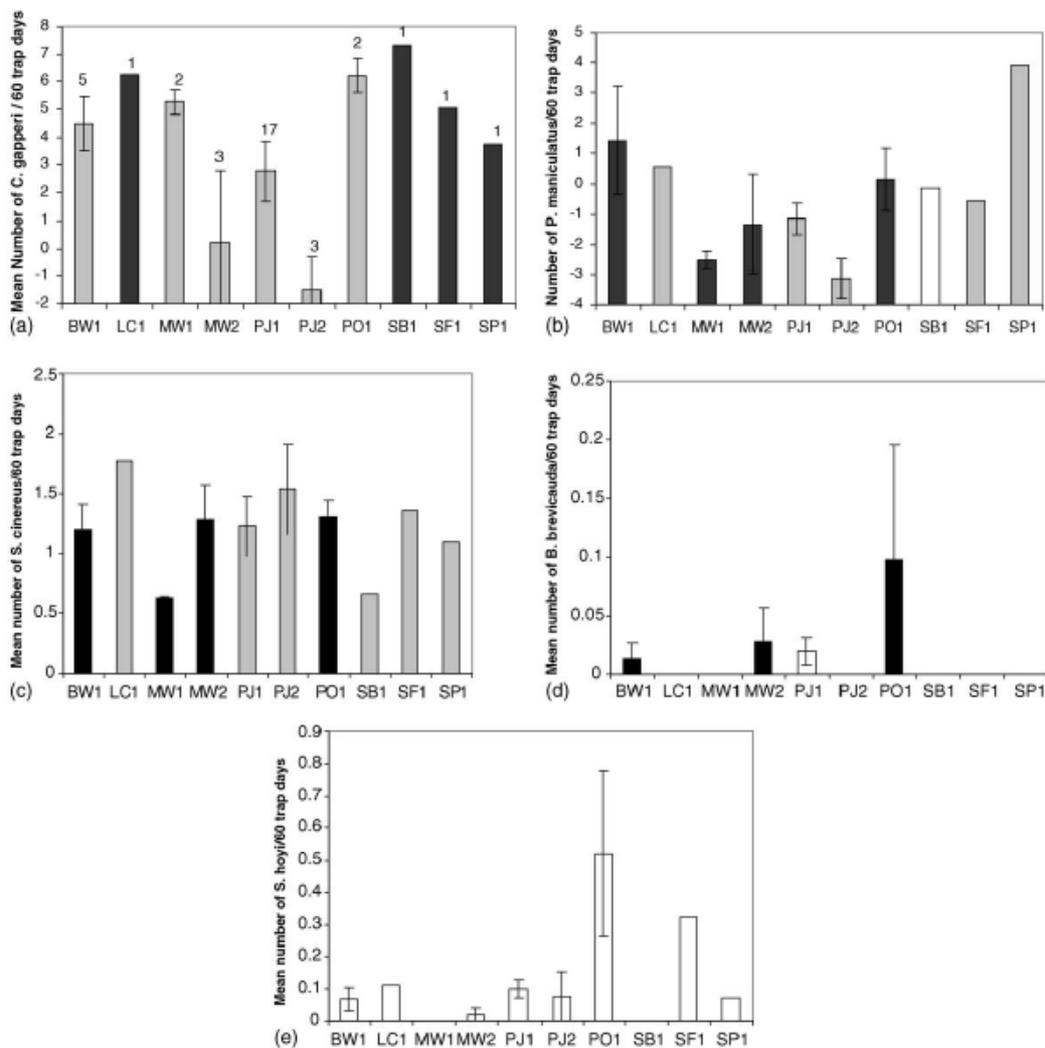
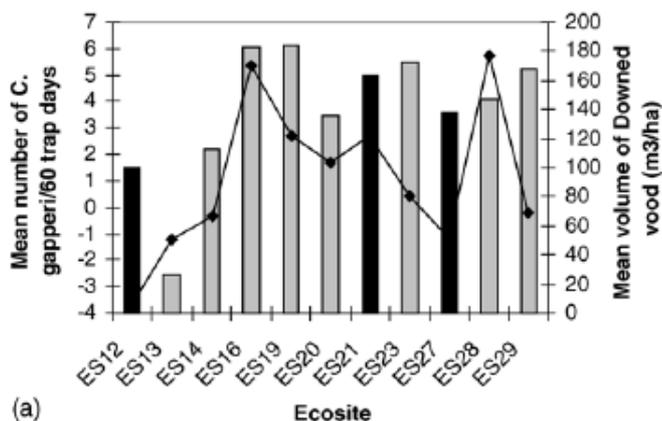


Figure 1 – Le nombre moyen de (a) campagnols à dos roux, (b) souris sylvestres, (c) musaraignes masquées, (d) musaraignes à queue courte et (e) musaraignes pygmées capturées dans chaque unité forestière. Le nombre au dessus de chaque barre représente le nombre de sites échantillonnés. Le ton de la barre se réfère à l'indice de qualité d'habitat de Holloway et al. (2004), selon les unités forestières. En blanc, ce sont des habitats non utilisés, utilisés en gris et préférés en noir. Les unités forestières sont : BW1= bouleau-peuplier faux-tremble, LC1 = résineux de basses-terres, MW1 = forêt mixte à dominance de pin, MW2 = forêt mixte à dominance d'épinette et de sapin, PJ1 = pin, PJ2 = pin-épinette, PO1 = peuplier faux-tremble, SB1 = épinette noire de basses-terres, SF1 = épinette-sapin, SP1 = épinette-pin. Tiré de Pearce et Venier (2005)



(a)

NW Ecosite	Boreal East Equivalent	Description
ES12	ES1	Black spruce–jack pine: very shallow soil
ES13	ES2	Jack pine–conifer: dry–moderately fresh, sandy soil
ES14	ES4	Pine–spruce mixedwood: sandy soil
ES16	ES3	Hardwood–fir–spruce mixedwood: sandy soil
ES19	ES10	Hardwood–fir–spruce mixedwood: fresh, sandy–coarse loamy soil
ES20	ES4	Spruce–pine/feathermoss: fresh, sandy–coarse loamy soil
ES21	ES6	Fir–spruce mixedwood: fresh, coarse loamy soil
ES23	ES7	Hardwood–fir–spruce mixedwood: moist, sandy–coarse loamy soil
ES27	ES6	Fir–spruce mixedwood: fresh, silty–fine loamy soil
ES28	ES7	Hardwood–fir–spruce mixedwood: fresh, silty soil
ES29	ES7	Hardwood–fir–spruce mixedwood: fresh, fine loamy–clayey soil

(b)

Figure 2 – Le nombre moyen, normalisé pour éliminer la variation interannuelle, de campagnols à dos roux capturés dans chaque type écologique (a). Le nombre moyen de débris ligneux sur chaque site écologique est superposé. Le ton des barres se réfère à l'indice de qualité d'habitat de Holloway et al. (2004), selon le type écologique de Boreal East, où le gris indique des milieux utilisés et le noir des milieux préférés. La définition de chaque type écologique est donnée en (b).

Tiré de Pearce et Venier (2005)

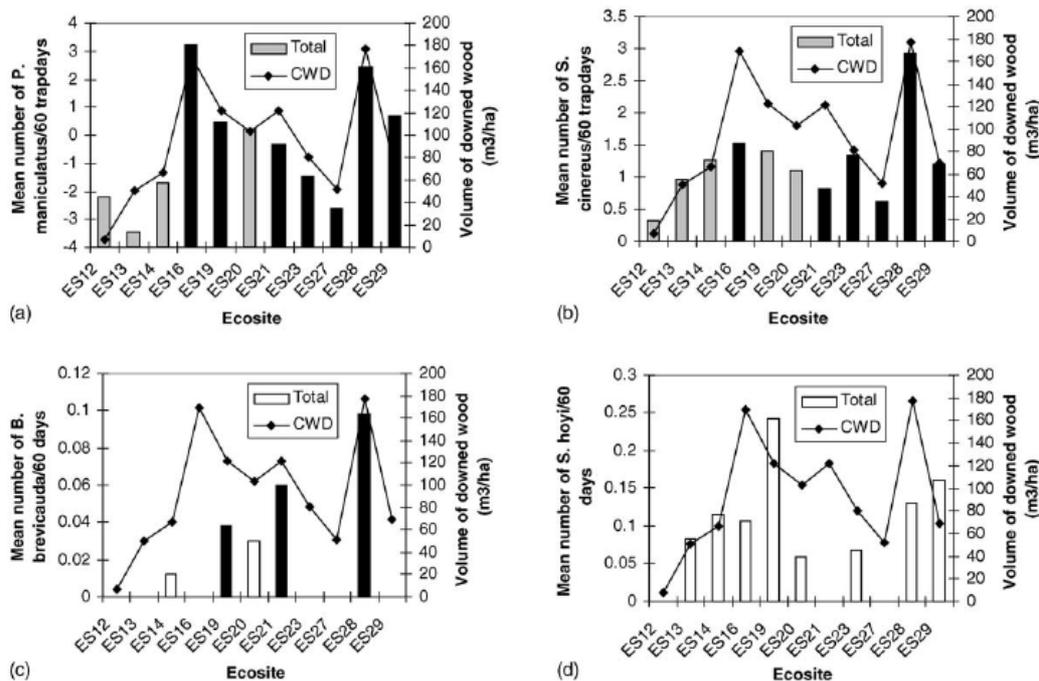


Figure 3 – Le nombre moyen de (a) souris sylvestre, (b) musaraignes masquées, (c) musaraignes à queue courte et (d) musaraignes pygmées dans chaque type écologique. Le volume moyen de débris ligneux sur chaque site est superposé sur chaque graphique. Le ton de chaque barre se réfère à l'indice de qualité d'habitat de Holloway et al. (2004) selon le type écologique Boreal East (cf. figure 2) où le blanc indique un milieu évité, gris, un milieu fréquenté et noir, un milieu préféré. Il n'y a aucun indice pour la musaraigne pygmée.

Tiré de Pearce et Venier (2005)

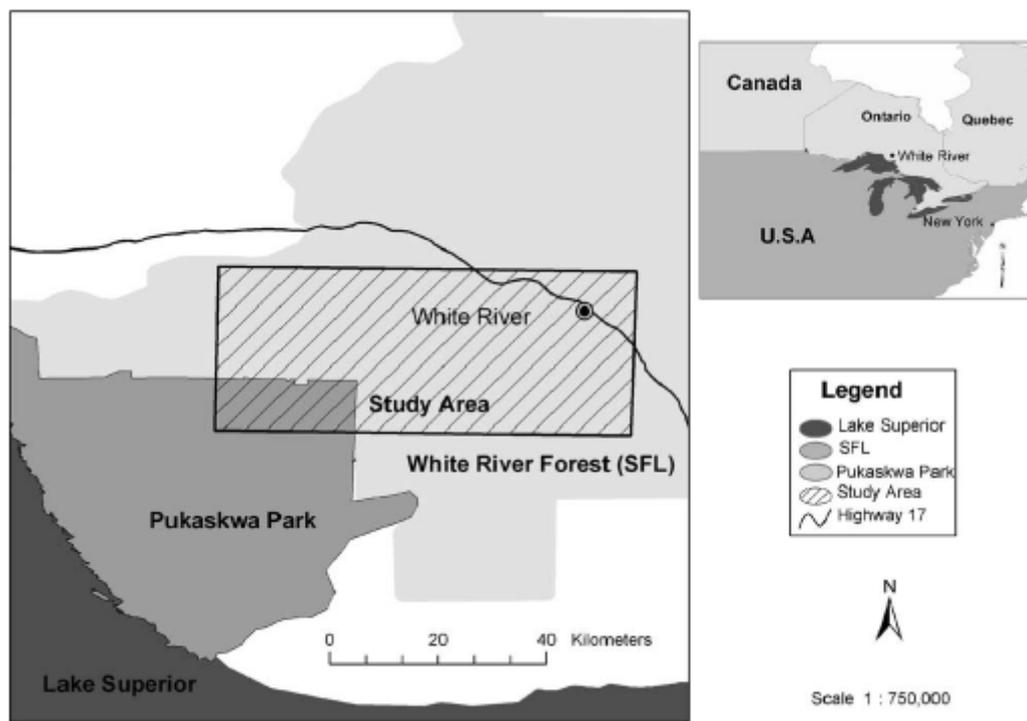


Figure 4 - Carte de l'aire d'étude de Pearce et Venier (2005)

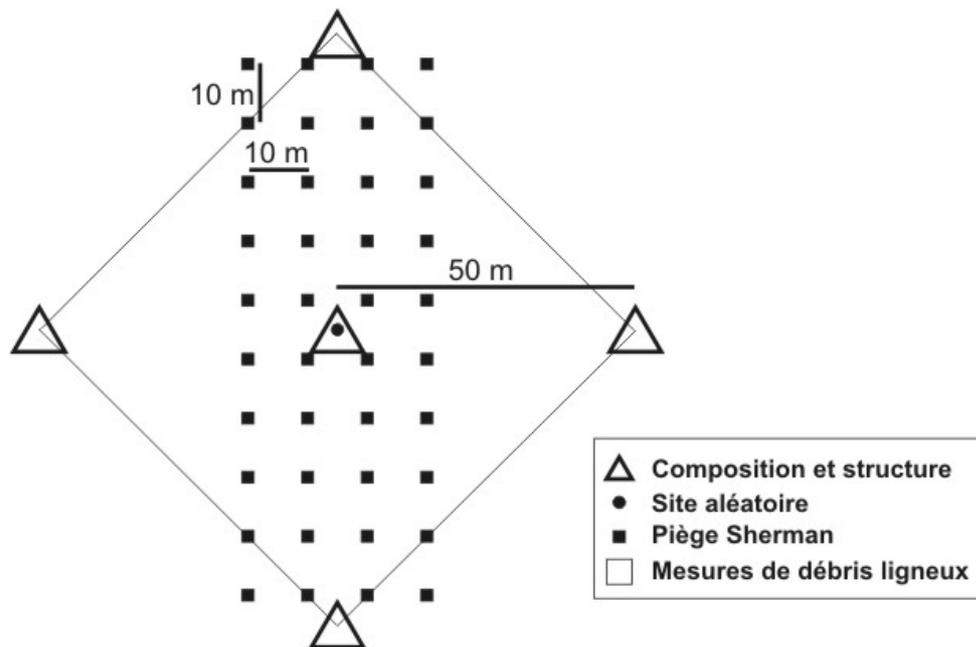


Figure 5 – Schéma du protocole de mesures pour la capture des micromammifères et la caractérisation de leur habitat.

## BIBLIOGRAPHIE

- Angelstam, P.A. 1996. The gohsot of forest past-natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. *Dans Conservation of faunal diversity in forested landscapes. Edited by R.M. DeGraaf and R.I. Miller. Chapman and Hall, New York. pp. 287-337.*
- Arthur, S.M., Krohn, W.B. et Gilbert, J.R. 1989. Habitat use and diet of fishers. *Journal of Wildlife Management* **53**: 680-688.
- Beissinger, S.R. and Westphal, M.I. 1998. On the Use of Demographic Models of Population Viability in Endangered Species Management. *Journal of Wildlife Management* **62**: 821-841.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A. et Menozzi, P. 2000. Biodiversity, Disturbances, Ecosystem Function and Management of European Forests. *Forest Ecology and Management* **132**: 39-50.
- Bergeron, Y. 1991. The Influence of Island and Mainland Lakeshore Landscapes on Boreal Forest-Fire Regimes. *Ecology* **72**: 1980-1992.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. et Lesieur, D. 2001. Natural Fire Frequency for the Eastern Canadian Boreal Forest: Consequences for Sustainable Forestry. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **31**: 384-391.
- Boonstra, R., Krebs, C.J. et Stenseth, N.C. 1998. Population cycles in small mammals: the problem of explaining the low phase. *Ecology* **79**: 1479-1488.
- Botkin, D.B. and Talbot, L.M. 1992. Biological diversity and forests. *Dans Contemporary issues in forest management: policy implications. Edited by N. Sharma. The World Bank, Washington, DC. pp. 47-74.*
- Bowman, J.C., Sleep, D., Forbes, G.J. et Edwards, M. 2000. The Association of Small Mammals With Coarse Woody Debris at Log and Stand Scales. *Forest Ecology and Management* **129**: 119-124.
- Brand, D.G. 1997. Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Forests: Progress to Date and Future Directions. *Biomass & Bioenergy* **13**: 247-253.
- Brang, P., Courbaud, B., Fischer, A., Kissling-Naf, I., Pettenella, D., Schonenberger, W., Spork, J. et Grimm, V. 2002. Developing Indicators for the Sustainable Management of Mountain Forests Using a Modelling Approach. *Forest Policy and Economics* **4**: 113-123.
- Brook, R.W., Duncan, D.C., Hines, J.E., Carriere, S. et Clark, R.G. 2005. Effects of Small Mammal Cycles on Productivity of Boreal Ducks. *Wildlife Biology* **11**: 3-11.
- Buckner, C.H. 1966. The role of vertebrate predations in the biological control of forest insects. *Annual Review of Entomology* **11**: 449-470.
- Bull, E.L., Peterson, S.R. et Thomas, J.W. 1986. Resource partitioning among woodpeckers in northeast Oregon. *USDA Forestry Service, Note PNW-44.*
- Carey, A.B. and Harrington, C.A. 2001. Small Mammals in Young Forests: Implications for Management for Sustainability. *Forest Ecology and Management* **154**: 289-309.
- Carey, A.B., Kershner, J., Biswell, B. et De Toledo, L.D. 1999. Ecological Scale and Forest Development: Squirrels, Dietary Fungi, and Vascular Plants in Managed and Unmanaged Forests. *Wildlife Monographs* 5-71.
- Caughlan, L. and Oakley, K.L. 2001. Cost considerations for long-term ecological monitorint. *Ecological Indicators* **1**: 123-134.
- Cheveau, M., Drapeau, P., Imbeau, L. et Bergeron, Y. 2004. Owl Winter Irruptions as an Indicator of Small Mammal Population Cycles in the Boreal Forest of Eastern North America. *Oikos* **107**: 190-198.

- CMED 1988. Notre avenir à tous. Les Éditions du Fleuve, Montréal, Québec.
- Coulombe, G., Huot, J., Arsenault, J., Beauce, E., Bernard, J.T., Bouchard, A., Liboiron, M.A. et Szaraz, G. 2004. Rapport final de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, Québec, Québec.
- Côté, M., Ferron, J. et Gagnon, R. 2003. Impact of Seed and Seedling Predation by Small Rodents on Early Regeneration Establishment of Black Spruce. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **33**: 2362-2371.
- Crown Forest Sustainability Act. 1994. Statutes of Ontario. 1994 S. O., c. 25.
- Dale, V.H. and Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* **1**: 3-10.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Savard, J.P. 2003. Bird Communities in Old Lichen-Black Spruce Stands in the Clay Belt: Problems and Solutions Regarding Forest Management. *Forestry Chronicle* **79**: 531-540.
- Etcheverry, P., Ouellet, J.P., Crête, M. et Richer, M.C. 2004. Population Dynamics of Small Rodents in the Southern Boreal Forest as Influenced by Furbearer Harvest. *Ecoscience* **11**: 379-386.
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. *Dans Biodiversity. Edited by E.O. Wilson*. National Academy Press, Washington, DC. pp. 166-175.
- Franklin, J.F. and Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* **1**: 5-18.
- Fryxell, J.M., Falls, J.B., Falls, E.A. et Brooks, R.J. 1998. Long-Term Dynamics of Small-Mammal Populations in Ontario. *Ecology* **79**: 213-225.
- Fuller, A.K., Harrison, D.J. et Lachowski, H.J. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology and Management* **191**: 373-386.
- Gasaway, W.C., Stephenson, R.O., Davis, J.L., Shepherd, P.E.K. et Burris, O.E. 1983. Interrelationships of wolves, prey, and man in interior Alaska. *Wildlife Monographs* **84**: 1-50.
- Hall, J.P. 2001. Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management. *Environmental Monitoring and Assessment* **67**: 109-119.
- Handley Jr., C.O. and Kalko, E.K.V. 1993. A short history of pitfall trapping in America, with a review of methods currently used for small mammals. *Virginia Journal of Science* **44**: 19-26.
- Hanley, T.A. 1994. Interaction of Wildlife Research and Forest Management - the Need for Maturation of Science and Policy. *Forestry Chronicle* **70**: 527-532.
- Holloway, G.L., Naylor, B.J. et Watt, W.R. 2004. Habitat relationships of wildlife in Ontario: Revised habitat suitability models for the Great Lakes-St. Lawrence and Boreal East forests. Ontario Ministry of Natural Resources, Science and Information Branch, Ontario, Canada. Southern Science and Information and Northeast Science and Information Joint Technical Report #1. pp. 110.
- Imbeau, L., Monkkonen, M. et Desrochers, A. 2001. Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests: a Comparison With Fennoscandia. *Conservation Biology* **15**: 1151-1162.
- Johnson, E.A. 1995. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jorgensen, E.E. 2002. Small Mammals: Consequences of Stochastic Data Variation for Modeling Indicators of Habitat Suitability for a Well-Studied Resource. *Ecological Indicators* **1**: 313-321.

- Keith, D.A. 1998. An Evaluation and Modification of World Conservation Union Red List Criteria for Classification of Extinction Risk in Vascular Plants. *Conservation Biology* **12**: 1076-1090.
- Kirkland, G.L. 1990. Patterns of Initial Small Mammal Community Change After Clearcutting of Temperate North-American Forests. *Oikos* **59**: 313-320.
- Kirkland Jr., G.L. and Sheppard, P.K. 1994. Proposed standard protocol for sampling small mammal communities. *Dans* Advances in the biology of shrews. *Edited by* J.F. Merritt, G.L. Kirkland Jr., and R.K. Rose. Carnegie Museum of Natural History, Pittsburgh, Pennsylvania. pp. 277-283.
- Kohm, K. and Franklin, J.F. 1997. *Forestry in the 21st century*. Island Press, Covelo, California.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. Harper and Row, New York.
- Kuhnke, D.H. and Watkins, W. 1999. Selecting wildlife species for integrating habitat supply models into forest management planning in Manitoba. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta. Information Report NOR-X-357. pp. 56.
- Landres, P.B., Verner, J. et Thomas, J.W. 1988. Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species - a Critique. *Conservation Biology* **2**: 316-328.
- Le Processus de Montréal. 2000. Le Processus de Montréal, rapport provisoire de l'an 2000 - Progrès et innovations dans la mise en oeuvre des critères et des indicateurs pour la conservation et l'aménagement durable des forêts tempérées et des forêts boréales. Bureau de liaison du Processus de Montréal, Service canadien des forêts, Ottawa, Canada. [http://www.mpci.org/rep-pub/2000/rep2000\\_f.html](http://www.mpci.org/rep-pub/2000/rep2000_f.html).
- Lele, S.M. 1991. Sustainable Development - a Critical-Review. *World Development* **19**: 607-621.
- Linden, H. 1988. Latitudinal gradients in predator-prey interactions, cyclicity and synchronism in voles and small game populations in Finland. *Oikos* **52**: 341-349.
- Lindenmayer, D.B. 1999. Future Directions for Biodiversity Conservation in Managed Forests: Indicator Species, Impact Studies and Monitoring Programs. *Forest Ecology and Management* **115**: 277-287.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R. et Botkin, D.B. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* **14**: 941-950.
- Lubchenco, J. 1991. The Sustainable Biosphere Initiative - an Ecological Research Agenda - a Report From the Ecological-Society-of-America. *Ecology* **72**: 371-412.
- Lundquist, R.W. and Mariani, J.M. 1991. Nesting habitat and abundance of snag-dependent birds in the southern Washington Cascade Range. *Dans* USDA Forestry Service. Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests. USDA Forestry Service, General Technical Report PNW-285. pp. 220-240.
- Maser, C., Cline, S.P., Cromack, K., Trappe, J.M. et Hansen, E. 1988. What we know about large trees that fall to the forest floor. *Dans* USDA Forestry Service. From the forest to the sea: a story of fallen trees. USDA Forestry Service, General Technical Report PNW-GTR-229. pp. 25-45.
- Maxson, S.J. and Oring, L.W. 1978. Mice as a source of egg loss among ground-nesting birds. *Auk* **95**: 582-584.
- Mccay, T.S., Laerm, J., Menzel, M.A., and Ford, W.M. 1998. Methods Used to Survey Shrews (Insectivora : Soricidae) and the Importance of Forest-Floor Structure. *Brimleyana* 110-119.
- Mclaren, M.A., Thompson, I.D. et Baker, J.A. 1998. Selection of Vertebrate Wildlife Indicators for Monitoring Sustainable Forest Management in Ontario. *Forestry Chronicle* **74**: 241-248.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. et Behrens, W.W. 1972. *The Limits to Growth*. Universe Books, New York.

- Meffe, G.K. and Carroll, C.R. 1997. Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Mills, L.S., Soule, M.E. et Doak, D.F. 1993. The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *Bioscience* **43**: 219-224.
- Morris, D.W. 2003. Toward an Ecological Synthesis: a Case for Habitat Selection. *Oecologia* **136**: 1-13.
- Mulder, B.S., Noon, B.R., Spies, T.A., Raphael, M.G., Palmer, C.J., Reeves, G.H. et Hartwell, H. 1999. The strategy and design of the effectiveness monitoring program for the Northwest Forest Plan. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. General Technical Report PNW-GTR-437. pp. 138.
- Murphy, D.D. and Noon, B.D. 1991. Coping With Uncertainty in Wildlife Biology. *Journal of Wildlife Management* **55**: 773-782.
- Niemela, J. 1997. Invertebrates and Boreal Forest Management. *Conservation Biology* **11**: 601-610.
- Norton, T.W. 1996. Conservation of Biological Diversity in Temperate and Boreal Forest Ecosystems. *Forest Ecology and Management* **85**: 1-7.
- Norton, T.W. and May, S.A. 1994. Towards sustainable forestry in Australian temperate eucalypt forests: ecological impacts and priorities for conservation, research and management. *Dans Ecology and Sustainability of Southern Temperate Ecosystems. Edited by T.W. Norton and S.R. Dovers. CSIRO, Melbourne.* pp. 10-30.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity - a Hierarchical Approach. *Conservation Biology* **4**: 355-364.
- Noss, R.F. and Cooperrider, A.Y. 1994. Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Island Press, Chicago.
- OMNR 2004. Forest Management Planning Manual for Ontario's Crown Forests. Queen's Printer for Ontario, Toronto, Ontario.
- Pearce, J. and Venier, L. 2005. Small Mammals as Bioindicators of Sustainable Boreal Forest Management. *Forest Ecology and Management* **208**: 153-175.
- Pereira, H.M., Daily, G.C. et Roughgarden, J. 2004. A Framework for Assessing the Relative Vulnerability of Species to Land-Use Change. *Ecological Applications* **14**: 730-742.
- PNUE 2003. Programme des Nations Unies pour l'environnement: l'Environnement au service du développement. <http://www.unep.org/french/>, visité le : 2005/11/25.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, L.S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J. et Paine, R.T. 1996. Challenges in the Quest for Keystones. *Bioscience* **46**: 609-620.
- Purdon, M. 2003. The Nature of Ecosystem Management: Postmodernism and Plurality in the Sustainable Management of the Boreal Forest. *Environmental Science & Policy* **6**: 377-388.
- Rauscher, H.M. 1999. Ecosystem Management Decision Support for Federal Forests in the United States: a Review. *Forest Ecology and Management* **114**: 173-197.
- Richer, M.C., Crête, M., Ouellet, J.P., Rivest, L.P. et Huot, J. 2002. The Low Performance of Forest Versus Rural Coyotes in Northeastern North America: Inequality Between Presence and Availability of Prey. *Ecoscience* **9**: 44-54.
- Roloff, G.J. and Kernohan, B.J. 1999. Evaluating Reliability of Habitat Suitability Index Models. *Wildlife Society Bulletin* **27**: 973-985.

- Schalk, G., Dewar, H.J. et Cadman, M.D. 2002. Recommendations for Assessing Trends in Forest Bird Populations Based on the Experience of the Ontario Forest Bird Monitoring Program. *Journal of Field Ornithology* **73**: 340-350.
- Schiffman, P.M. 1994. Promotion of Exotic Weed Establishment by Endangered Giant Kangaroo Rats (*Dipodomys-Ingens*) in a California Grassland. *Biodiversity and Conservation* **3**: 524-537.
- Scott, V.E., Whelan, J.A. et Svoboda, P.L. 1980. Cavity-nesting birds and forest management. *Dans* USDA Forestry Service. Management of western forests and grasslands for non-game birds. USDA Forestry Service, Technical Report INT-86.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, Umbrellas et Keystones: Is Single-Species Management Passe in the Landscape Era? *Biological Conservation* **83**: 247-257.
- Simberloff, D. 1999. The Role of Science in the Preservation of Forest Biodiversity. *Forest Ecology and Management* **115**: 101-111.
- Soutiere, E.C. 1979. Effects of timber harvesting on marten in Maine. *Journal of Wildlife Management* **43**: 850-860.
- Spies, T.A., Ripley, W.J. et Bradshaw, G.A. 1994. Dynamics and Pattern of a Managed Coniferous Forest Landscape in Oregon. *Ecological Applications* **4**: 555-568.
- Sturtevant, B.R., Bissonette, J.A. et Long, J.N. 1996. Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland: silvicultural implications for marten habitat management. *Forest Ecology and Management* **87**: 13-25.
- Sullivan, T.P., Lautenschlager, R.A. et Wagner, R.G. 1999. Clearcutting and Burning of Northern Spruce-Fir Forests: Implications for Small Mammal Communities. *Journal of Applied Ecology* **36**: 327-344.
- Sullivan, T.P. and Sullivan, D.S. 2001. Influence of Variable Retention Harvests on Forest Ecosystems. II. Diversity and Population Dynamics of Small Mammals. *Journal of Applied Ecology* **38**: 1234-1252.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. et Lindgren, P.M.F. 2000. Small Mammals and Stand Structure in Young Pine, Seed-Tree, and Old-Growth Forest, Southwest Canada. *Ecological Applications* **10**: 1367-1383.
- Szaro, R.C., Langor, D. et Yapi, A.M. 2000. Sustainable Forest Management in the Developing World: Science Challenges and Contributions. *Landscape and Urban Planning* **47** : 135-142.
- Torsvik, V., Goksoyr, J. et Daae, F.L. 1990. High Diversity in Dna of Soil Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* **56**: 782-787.
- United Nations. 1992. Agenda 21: the United Nations programme of action from Rio. United Nations, New York.
- US Fish and Wildlife Service. 1998. Recovery plan for upland species of the San Joaquin Valley, California. US Fish and Wildlife Service, Region 1, Portland, Oregon. pp. 319.
- Van Wagner, C.E. 1968. The line intercept method in forest fuel sampling. *Forest Science* **14**: 20-26.
- Venier, L.A. and Pearce, J.L. 2004. Birds as Indicators of Sustainable Forest Management. *Forestry Chronicle* **80**: 61-66.
- Viederman, S. 1992. Public Policy: Challenge to Ecological Economics. Unpublished manuscript.
- Walters, J.R. 1991. Application of Ecological Principles to the Management of Endangered Species - the Case of the Red-Cockaded Woodpecker. *Annual Review of Ecology and Systematics* **22**: 505-523.
- Weaver, J.C. 1995. Indicator Species and Scale of Observation. *Conservation Biology* **9**: 939-942.

Wilcove, D. 1993. Getting Ahead of the Extinction Curve. *Ecological Applications* **3**: 218-220.

Witt, W.C. and Huntley, N. 2001. Effects of isolation on red-backed voles (*Clethrionomys gapperi*) and deer mice (*Peromyscus maniculatus*) in a sage-steppe matrix. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **79**: 1597-1603.

World Wildlife Fund. 1992. The Conservation Status of Temperate Forests Globally. World Wildlife Fund, Gland, Switzerland.