

ARTICLE ORIGINAL / RESEARCH PAPER

Influence potentielle du *Tamias* de Sibérie *Tamias sibiricus* (Laxmann) sur la régression de l'avifaune en Forêt de Soignes¹

par

Julie RIEGEL², René-Marie LAFONTAINE³, Jacques PASTEELS²
et Pierre DEVILLERS³

Key words : exotic species, introductions, forest avifaunas, avian population trends, *Tamias sibiricus*, Brussels Region, Forêt de Soignes

Mots-clés : espèces allogènes, introductions, avifaunes forestières, tendances des populations d'oiseaux, *Tamias sibiricus*, Région de Bruxelles-Capitale, Forêt de Soignes

SUMMARY : Potential influence of the Siberian Chipmunk *Tamias sibiricus* (LAXMANN) on the regression of the bird fauna of the Forêt de Soignes, Brussels

The Siberian Chipmunk, *Tamias sibiricus*, was introduced in the Forêt de Soignes in the seventies and has constituted in parts of the forest substantial populations, evaluated at 2000 individuals. Its presence has been increasingly suggested as a possible cause for the severe regression of the populations of several species of birds, in particular insectivorous passerines, which has been observed over the past decades in the entire forest. This decline has resulted in the local extinction of seven species, *Phoenicurus phoenicurus*, *Anthus trivialis*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Sturnus vulgaris*, *Oriolus oriolus*, *Cuculus canorus*, *Streptopelia turtur*, and is presently affecting five additional ones, *Sylvia borin*, *Sylvia atricapilla*, *Troglodytes troglodytes*, *Parus major*, *Erithacus rubecula*. In order to gain a first insight in whether or not an influence of the chipmunk on this trend was likely, the abundance of birds was compared between areas with and without *Tamias sibiricus*, using an unlimited-distance point-count methodology. No significant differences were detected in the abundance indices of the entire avifauna or of selected species assemblages, those of ground nesters, hole nesters, seed eaters and sedentary species. The most likely interpretation of the results is that *Tamias sibiricus* has no impact on bird populations, although a

¹ Manuscrit reçu le 12 décembre 2000 ; accepté le 18 décembre 2000.

² Université Libre de Bruxelles, Laboratoire de biologie animale et cellulaire.

³ Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Section de Biologie de la Conservation, 29 rue Vautier, 1000 Bruxelles, devillers@kbinirsnb.be

sink situation with an effect compensated by immigration can of course not be ruled out by the method used. It is, however, highly unlikely in the particular situation investigated. A species by species analysis was also conducted ; it can only be indicative as it is more susceptible to small differences of habitat between sampling areas. Significant differences were observed for a few species, to either the advantage or the disadvantage of the area colonised by chipmunks. For the most part, considering the species concerned, and the direction of the differences, they are not likely to reflect an influence of the chipmunk. Only the deficit of *Trogodytes troglodytes* in the area of presence of *Tamias sibiricus* could be relevant, although it may also be linked to the vagaries of recovery after a period of low population. In total, the presence of *Tamias sibiricus* does not appear to represent a serious management concern, a comment that could not be made about other, far more threatening, potential introductions that the pet trade could provoke.

Introduction

L'invasion de milieux naturels ou semi-naturels par des espèces exogènes dont l'arrivée est due à l'intervention humaine est un phénomène aussi ancien que les migrations ou les échanges commerciaux d'éleveurs et d'agriculteurs (CLUTTON-BROCK, 1987 ; NEW, 1995). Il a toutefois longtemps concerné surtout des commensaux, des parasites ou des espèces à caractère de ressource. L'augmentation considérable du volume et de la rapidité des transports l'étend à un éventail de plus en plus large de taxons, et en particulier à des espèces dont l'absence locale n'est due qu'à des phénomènes biogéographiques historiques et qui, la barrière de distance géographique ayant été artificiellement levée, peuvent ne pas rencontrer d'obstacle écologique au développement de populations viables, relativement indépendantes de l'activité humaine, et échappant à la régulation par l'intermédiaire de celle-ci.

Il est clair que ces introductions représentent toujours une artificialisation des milieux, une perte d'authenticité de leurs communautés, une diminution de diversité interstationnelle ou interrégionale (VITOUSEK, 1988 ; NEW, 1995 ; YADDEN, 1999 : 204). A ce titre, et dans le cadre d'une approche explicitement culturelle de la conservation du patrimoine naturel (NORTON, 1988 ; EHRENFELD, 1988 ; RAMADE, 1991 ; DEVILLERS et BEUDELS, 1995), elles ne peuvent qu'être regrettées. Ce regret peut être nuancé dans des cas particuliers, notamment lorsque cette colonisation offre à une espèce une chance significative d'une survie à long terme qui paraît compromise dans son aire naturelle (CONANT, 1988 ; PRIMACK, 1993 ; LUGO, 1997), lorsque la colonisation concerne des milieux déjà très artificialisés (LUGO, 1988, 1997), ou lorsqu'elle peut contribuer à l'attractivité d'un site et par là assurer ou faciliter sa sauvegarde (VANDE WEGHE, 1998).

Le rejet des colonisations allogènes s'exprime souvent sous forme d'inquiétudes pour la santé des biocénoses indigènes (RAMADE, 1991, 1993). Ces inquiétudes sont plus que fondées dans une très large proportion de cas. Les plus évidents concernent des plantes ou des invertébrés susceptibles d'avoir

une action structurante sur le milieu et d'en modifier profondément les caractéristiques (FRANKEL *et al.*, 1995 ; NEW, 1995). Mais de nombreux exemples existent aussi d'un effet néfaste de vertébrés introduits sur des biocénoses entières ou tout au moins sur des espèces emblématiques, effet s'exerçant par compétition, prédation ou hybridation (HAFERNIK, 1992 ; MEFFE *et al.*, 1997 ; YADDEN, 1999). Toutefois, ces alarmes peuvent aussi n'avoir d'autre origine que la répugnance des milieux naturalistes à admettre explicitement le caractère culturel, esthétique ou éthique de leurs préoccupations, et leur désir corollaire de se trouver des motivations perçues comme plus objectives. Le phénomène ne diffère pourtant pas, a priori, au point de vue des biocénoses locales, d'une colonisation naturelle (DUVIGNEAUD, 1980), laquelle a toujours été accueillie avec satisfaction par les mêmes milieux. Dans ce cas de figure, malheureusement, la formulation et la propagation de ces inquiétudes peut devenir néfaste pour la conservation dans la mesure où elles peuvent masquer des facteurs de risque véritables et détourner des ressources d'actions plus nécessaires.

Le cas du *Tamias* de Sibérie, *Tamias sibiricus*, en Forêt de Soignes est exemplaire d'un ensemble de considérations liées aux problèmes d'introduction. Il appartient à un groupe d'espèces qui occupe toutes les forêts boréales et némorales de l'hémisphère nord, à l'exception de celles d'Europe occidentale. Il paraît avoir été introduit fortuitement en Forêt de Soignes, comme en quelques autres points des forêts européennes. Il semble y avoir constitué des populations viables, indépendantes d'actions humaines directes. Elles se développent en effet en l'absence de nourrissage intentionnel, d'apport fortuit de nourriture sous forme de déchets, de placement de nichoirs, de contrôle de prédation ou de renforcement délibéré de population. Il se trouve dans un milieu périurbain, nécessairement assez fortement anthropisé. Le complexe forestier qu'il a colonisé est aussi un site confronté à un problème de conservation très sérieux : un déclin rapide et marqué des populations d'oiseaux (WEISERBS et JACOB, 1996, 1998 ; DE SCHUTTER *et al.*, 1998). Son intrusion a été suggérée comme une cause possible de ce déclin, puis comme une cause probable, sans qu'aucun élément, ni d'observation directe dans la région concernée, ni d'analogie avec l'aire naturelle ou avec d'autres aires d'introduction, n'ait étayé les premières suggestions. Enfin, des gestionnaires communaux ont présenté cette colonisation comme une cause certaine du déclin et même comme une cause dominante.

Un contrôle de l'espèce, qui s'imposerait si un rôle néfaste très significatif était probable, serait une opération lourde et coûteuse, mobilisant des services de conservation de la nature déjà trop mal nantis en moyens matériels et humains. Il s'attaquerait à une espèce dont la perception publique est positive, et qui constitue l'un des très rares mammifères que le visiteur peut régulièrement apercevoir en Forêt de Soignes. La seule rumeur de l'importance prépondérante de son influence réduit la pression qui peut être exercée sur d'autres facteurs, clairement néfastes à la faune sauvage, comme le dérangement par les animaux domestiques, certaines formes de récréation semi-sportive ou le bruit (WEISERBS et JACOB, 1996 ; DEVILLERS et DEVILLERS-TERSCHUREN, 1998b).

Il était donc urgent de tenter de vérifier la réalité de la menace que le *Tamia* ferait porter sur l'avifaune forestière. C'est l'objectif de ce travail. Dans le cadre du court laps de temps imparti à cette étude préliminaire il était impossible de confirmer ou d'infirmer de manière absolue l'existence de compétition ou de prédation ayant un effet significatif sur la dynamique de population, phénomènes notoirement difficiles à appréhender au niveau des vertébrés supérieurs (CASE *et al.*, 1992). Nous avons donc choisi une méthode indirecte de comparaison entre les cortèges aviens de régions affectées de manières différentes et contrastées par l'invasion du *Tamia*, les paramètres de la comparaison étant choisis en fonction d'une évaluation simple de la biologie du *Tamia* et des types d'impact qu'elle permet d'attendre. Une détection de différences significatives pour un nombre suffisant de paramètres serait indicative d'un impact très probable, pour autant que des facteurs importants, covariants avec la distribution du *Tamia*, ne soient pas accidentellement ignorés. Inversement, une absence de différences significatives pour ces mêmes paramètres, sans être une preuve d'absence d'impact, puisque des phénomènes de migration entre sources et puits ne peuvent pas être exclus, serait néanmoins un indice très important d'une faible probabilité de cet impact et une forte incitation, d'une part, à ne pas entreprendre d'actions urgentes en l'absence de nouveaux résultats, d'autre part, à chercher ailleurs et sans délai les causes de déclin de l'avifaune et les mesures correctives à prendre.

Biologie de *Tamias sibiricus*

Tamias sibiricus, le *Tamia* de Sibérie, *Tamia* sibérien, *Tamia* rayé, *Tamias* de Sibérie, *Écureuil* rayé de Sibérie, *Écureuil* suisse, *Écureuil* de Corée, *Écureuil* asiatique, *Écureuil* japonais ou *Burunduk*, est un rongeur de la sous-famille des *Sciurinés*. Le genre *Tamias* comprend environ 25 espèces (CORBET et HILL, 1987) qui forment un groupe d'*écureuils* à la fois forestiers et terrestres morphologiquement et écologiquement très homogènes. Le centre de radiation de l'ensemble se situe clairement dans le complexe de forêts de montagne et de forêts côtières de l'ouest de l'Amérique du Nord, auquel toutes les espèces, sauf trois, sont entièrement inféodées (WILSON et RUFF, 1999). Les trois exceptions sont le *Tamia* mineur (*Tamias minimus*) qui, outre les montagnes de l'Ouest, occupe la bande de taïga nord-américaine, à l'est jusqu'au lac Huron, et deux espèces entièrement affranchies du biome américain occidental, le *Tamia* rayé (*Tamias striatus*) de l'Est américain, et *Tamias sibiricus*, de l'Ancien Monde. Le genre illustre deux schémas classiques de biogéographie forestière nord-américaine, la séparation par les plaines d'un taxon oriental largement répandu et d'une constellation occidentale très morcelée, la colonisation par le complexe occidental, à travers le détroit de Behring, des forêts sibériennes. La séparation est-ouest a, ici, probablement précédé la colonisation transbehringienne, puisque *Tamias striatus*, souvent placé dans un genre monotypique (e.g. PRESCOTT et RICHARD, 1996), apparaît comme l'espèce-soeur du reste du complexe, regroupé alors dans un genre *Eutamias*. L'origine nord-

américaine des ancêtres de *Tamias sibiricus* se traduit sans doute par son absence, jusqu'à très récemment, de la partie occidentale de la taïga eurasiatique (AMORI, 1999), et par son occupation naturelle des forêts némorales de la partie orientale du continent, en Chine, en Corée et au Japon, mais pas de la partie occidentale, en Europe.



Photo. Tamia de Sibérie en Forêt de Soignes (Photo P. Devillers)
Siberian Chipmunk *Tamias sibiricus* (LAXMANN) in the Forêt de Soignes

Tamias sibiricus (**fig.1**) est nettement plus petit que l'Écureuil roux, *Sciurus vulgaris*. Le corps et la tête ont une longueur de 120 à 170 mm, la queue de 80 à 115 mm. Le poids est de 60 à 120 g (FERNANDEZ, 1995). Il mue deux fois par an, au printemps et au début de l'automne. Il est strictement diurne. Son activité journalière varie au cours de l'année en fonction des conditions météorologiques. Il sort peu par temps froid ou pluvieux. Son activité la plus forte se situe en automne au moment de la constitution de réserves alimentaires. Il passe l'hiver en hibernation, interrompue toutefois par des périodes d'éveil et des sorties occasionnelles. En Forêt de Soignes, l'hibernation se situe de novembre à février (VAN DEN BROEKE, 1999). Les *Tamias* sélectionnent individuellement un terrier en automne, dans lequel ils accumulent de la nourriture. Ce terrier est formé au minimum d'un tunnel et d'une chambre, et obturé durant l'hibernation (ce qui permet une isolation thermique de la chambre). L'animal en sortira au printemps en creusant un nouveau tunnel vertical (KAWAMICHI, 1996). L'accouplement a lieu entre mi-avril et fin mai, et la gestation et les soins maternels sont de 30 jours (KAWAMICHI, 1996). Durant cette

période, la femelle et les jeunes occupent un terrier, tandis que les mâles dorment à part, dans d'autres terriers ou dans des trous d'arbres. En Forêt de Soignes, deux cycles de reproduction peuvent avoir lieu annuellement (JOIRIS *et al.*, 1999), comme dans d'autres régions tempérées de l'aire de distribution (FERNANDEZ, 1995).

Le *Tamia* de Sibérie est un habitant principalement terrestre des forêts de conifères, mixtes ou de feuillus, cherchant sa nourriture dans la litière et les strates ligneuses basses, en général jusqu'à deux mètres de hauteur, mais susceptible de grimper dans les arbres, notamment lorsqu'il est menacé (KAWAMICHI, 1980 ; MAC DONALD et BARRET, 1993 ; FERNANDEZ, 1995). Son régime alimentaire est essentiellement végétarien. Pour un habitat donné, différentes espèces végétales sont utilisées selon leur disponibilité au cours des saisons. L'étude de KAWAMICHI (1980), menée durant six ans dans une chênaie du nord du Japon, montre que le *Tamia* de Sibérie se nourrit principalement de graines, de bourgeons, de jeunes feuilles et de fleurs. Dans une moindre mesure, des insectes sont consommés, en particulier des lépidoptères, des coléoptères, des hémiptères. La prise d'oisillons et d'œufs est observée, mais est rare. Le *Tamia* avale sa nourriture immédiatement, ou la conserve dans ses abajoues pour être consommée plus loin, donnée aux juvéniles ou stockée. L'accumulation de nourriture se fait de deux façons. De petites réserves éparpillées sont constituées dans des trous recouverts de terre et de quelques feuilles mortes. Une quantité plus grande de nourriture est entassée dans le terrier où l'animal hibernera. Les réserves du terrier permettront à l'écureuil de se nourrir pendant l'hiver, lors des phases de réveil. Les autres sites d'accumulation de nourriture seront exploités au printemps, après l'éclosion, surtout si les végétaux frais viennent à manquer.

Le *Tamia* de Sibérie occupe actuellement toute la zone de taiga eurasiatique depuis Hokkaïdo, les Kouriles, la Sakhaline et les rivages continentaux de la mer d'Okhotsk à l'est, jusqu'à la Karélie russe à l'ouest. Sa pénétration dans la partie européenne de cette aire, à l'ouest de l'Oural, et sa progression vers la frontière finlandaise sont récentes (AMORI, 1999). En Asie, sa distribution s'étend au sud jusqu'à l'Altaï, la Mongolie, la Mandchourie, la Corée et le nord de la Chine, englobant des forêts caducifoliées et mixtes (LANGE *et al.*, 1994 ; FERNANDEZ, 1995 ; OGURA, 1996 ; AMORI, 1999). Des populations provenant de lâchés accidentels ou délibérés se sont établies de manière plus ou moins permanente en Europe occidentale, en France, en Belgique, aux Pays-Bas, en Suisse, en Allemagne, en Italie, en Autriche, le plus souvent au voisinage de grandes agglomérations (LANGE *et al.*, 1994 ; FERNANDEZ, 1995 ; AMORI and GIPPOLITI, 1995 ; AMORI, 1999). Le *Tamia* a été introduit en Forêt de Soignes dans les années septante (DE WAVRIN, 1978a, 1978b ; BERNARD et NICOLAS, 1982 ; DE KEYSER, 1983). Actuellement, la population en Forêt de Soignes compterait plus de 2000 individus (JOIRIS *et al.*, 1999). Elle occupe une grande partie de la forêt bruxelloise et quelques parcs périphériques (DEVILLERS et DEVILLERS-TERSCHUREN, 1998a), avec deux pôles de densité dans les parties nord-est et nord-ouest de la région forestière (VAN DEN BROEKE, 1999).

Matériel et méthode

Aire d'étude - La Forêt de Soignes est située au sud-est de la Région bruxelloise. Ses 4380 hectares sont recouverts à 80 % de hêtres. Le régime de futaie équienne (ou futaie régulière) appliqué dès le début du XVIII^e siècle est à l'origine de la hêtraie cathédrale que l'on trouve dans une grande partie de la Forêt. Une remise en question du bien-fondé de cette gestion conduit à partir des années 50 à la mise en place de parcelles de futaie jardinée, comportant des arbres d'âges et d'essences mélangés. Les jeunes peuplements denses comportent divers feuillus (charme, érable sycomore, sureaux) dominés par le hêtre ou le chêne (VAN DER BEN, 1997). Des pins ou des mélèzes, en monoculture ou en peuplements mixtes, ont aussi été plantés. Actuellement, la haute futaie de hêtres présente une structure d'âge riche en arbres relativement âgés, approchant les 180 ans, ce qui est favorable à la richesse biologique en espèces spécialisées, l'avifaune, par exemple, présentant deux pics de diversité au cours de l'évolution forestière, l'un, auquel contribuent de nombreuses espèces non-forestières, dans les stades les plus jeunes, l'autre dans les stades les plus âgés (FERRY et FROCHOT, 1970, 1974). Les tempêtes de 1990 ont ouvert des clairières de grandes dimensions, suffisantes pour accueillir les espèces aviennes liées à ce type d'habitat. La proximité de l'agglomération bruxelloise est largement responsable de la qualité écologique de la forêt, les objectifs sociaux, culturels et esthétiques ayant pris le pas sur les considérations économiques dans l'orientation de la gestion. Cette proximité l'expose toutefois à diverses pressions, en particulier, à une pollution de l'air à laquelle l'absence de lichens est vraisemblablement imputable. La fréquentation importante de la forêt, en particulier par les animaux domestiques, sa traversée par des routes à grand trafic, sont aussi des facteurs de dérangement de la faune (WEISERBS et JACOB, 1996 ; DE SCHUTTER *et al.*, 1998 ; DEVILLERS et DEVILLERS-TERSCHUREN, 1998b).

Évaluation de l'abondance relative de l'avifaune - Le but de l'étude n'étant pas d'évaluer les densités absolues des espèces, mais de comparer l'avifaune de zones colonisées et non colonisées par le Tamia de Sibérie, l'emploi d'une méthode relative était tout indiqué. En effet, les méthodes relatives fournissent des indices d'abondance plus ou moins proportionnels à la population totale. Elles sont souvent employées pour étudier l'influence du milieu sur la composition ou la densité de l'avifaune, ainsi que pour suivre les fluctuations temporelles des populations d'oiseaux (DAWSON, 1981, 1983 ; BLONDEL, 1983 ; LAFONTAINE, 1992). Parmi ces méthodes, c'est celle des points d'écoute à rayon illimité (BLONDEL *et al.*, 1970 ; BLONDEL, 1975 ; BIBBY et ROBINS, 1983 ; LEDANT *et al.*, 1988) qui a été choisie. Un point d'écoute consiste, pour un observateur immobile, à noter pendant un temps déterminé tous les contacts visuels et auditifs obtenus, par espèce d'oiseau, quelle que soit la distance à laquelle ils se situent par rapport à l'observateur. Cette méthode a été choisie parce qu'elle ne nécessite aucune préparation de terrain, elle est applicable dans tous les types de milieu, et seul le paramètre temps doit être respecté, contrairement

ment à la vitesse de déplacement qui intervient dans la méthode des transects (AFFRE, 1976). Elle permet aussi d'échantillonner une grande surface de la forêt, en couvrant plusieurs types de milieux, ce qui favorise la rencontre du plus grand nombre d'espèces présentes. L'inconvénient majeur de la méthode des points d'écoute est lié à une saturation auditive de l'ornithologue, dont le seuil est plus rapidement atteint que dans la méthode des transects (BLONDEL *et al.*, 1970). Ce problème n'est pas rencontré dans le cadre de notre étude, la Forêt de Soignes présentant des densités d'oiseaux faibles ou moyennes, qui entraînent rarement un phénomène de saturation.

Sites d'échantillonnage - La distribution et les densités du *Tamia* en Forêt de Soignes étant connues (DEVILLERS et DEVILLERS-TERSCHUREN, 1997, 1998a ; VAN DEN BROEKE, 1999 ; JOIRIS *et al.*, 1999), les points d'écoute ont été réalisés dans quatre sites de la Forêt de Soignes, choisis de telle sorte qu'ils soient écologiquement similaires, deux d'entre eux situés dans des zones colonisées depuis plusieurs années par le *Tamia*, les deux autres dans des zones dont il est absent.

Espèces concernées par l'étude - Sur les 73 espèces d'oiseaux nichant en Forêt de Soignes (RABOSÉE *et al.*, 1995), un certain nombre ont été exclues de notre étude. C'est le cas des oiseaux d'eau, occupant un milieu non accessible au *Tamia*, des rapaces qui, compte tenu de la taille de leur territoire, ne sont qu'exceptionnellement contactables au point d'écoute, des oiseaux nocturnes, des espèces non perceptibles par contact auditif, qui ne peuvent être correctement échantillonnées, enfin de la Perruche à collier (*Psittacula krameri*), dont les contacts sont difficiles à interpréter.

Modalités d'exécution des points d'écoute - Les points d'écoute ont été réalisés du 15 mars au 15 juin, c'est-à-dire pendant la période de reproduction des oiseaux, lorsque l'activité de chant est intense. Durant les quatre heures qui suivent le lever du soleil (période d'activité de l'avifaune), 252 points d'écoute de 5 minutes ont été effectués en 126 points géographiques. En chaque point géographique, un premier point d'écoute est réalisé en début de saison pour contacter les espèces nichant précocement, puis un deuxième afin de contacter les espèces migratrices nichant plus tardivement. Une fiche de point d'écoute comprenant une description du milieu est remplie lors de chaque mesure. Une unité est attribuée par contact avec un oiseau chanteur ou une famille d'oiseaux, une demi-unité est attribuée à un contact visuel avec un individu. Ceci permet de définir par zone et par espèce un indice ponctuel d'abondance, exprimé en nombre moyen d'unités par point d'écoute, qui reflète le nombre de couples d'oiseaux nicheurs (BLONDEL *et al.*, 1970). Les points d'écoute sont espacés les uns des autres d'une distance constante de 200 mètres, pour éviter de contacter les mêmes oiseaux d'un point à l'autre. Les matinées de terrain furent alternativement effectuées dans les zones avec et sans *Tamia*, pour éviter les biais liés aux variations saisonnières. Les points d'écoute ne se situèrent pas à moins de 150 mètres d'une voie routière, afin d'éviter des perturbations auditives trop importantes. Enfin, nous avons veillé, dans la mesure du possible, à l'homogénéité des sites échantillonnés d'une zone à l'autre : par exemple les parcelles

pures de conifères ont été évitées. En effet, le *Tamia* y est moins présent que dans les feuillus (VAN DEN BROEKE, 1999 ; obs. pers.), et ces parcelles sont disséminées en Forêt de Soignes, ce qui les rend difficiles à échantillonner.

Traitement des données - L'avifaune des zones avec et sans *Tamia* a été comparée à trois niveaux. Les indices d'abondance de l'ensemble de l'avifaune, obtenus par sommation sur toutes les espèces contactées des indices d'abondance spécifiques, ont été comparés, afin d'évaluer l'impact global du *Tamia* sur les populations d'oiseaux. Une deuxième comparaison a porté sur les indices d'abondance de quatre ensembles d'espèces, choisis en fonction de leur potentiel d'interaction avec le *Tamia*, l'indice de groupe étant obtenu par sommation des indices spécifiques sur l'ensemble des espèces du groupe. Enfin, les indices d'abondance ont été comparés espèce par espèce, les résultats de cette dernière analyse étant toutefois moins fiables que ceux portant sur des groupes d'espèces, parce que beaucoup plus sensibles aux aléas de la méthode de prise de données et aux inhomogénéités de l'habitat.

Choix des groupes d'espèces - Le premier groupe est celui des espèces nichant au sol. Ces espèces sont potentiellement vulnérables à une prédation systématique du *Tamia* sur les œufs et les jeunes, affectant le taux de recrutement. Le second groupe est celui des espèces cavernicoles, exposées à une prédation opportuniste du *Tamia* sur les œufs et les jeunes, lorsque les mâles cherchent des cavités pour dormir, au printemps et en été. Elles pourraient aussi entrer en concurrence avec *Tamias sibiricus* pour la possession de ces cavités. Ici aussi c'est le taux de réussite des nichées qui pourrait en être affecté. Les espèces granivores forment le troisième groupe ; elles sont susceptibles d'entrer en compétition pour les ressources alimentaires avec le *Tamia*, ce qui pourrait engendrer une mortalité accrue de toutes les classes d'âge. Les espèces sédentaires composent le dernier groupe. Ces espèces sont en contact pendant des périodes particulièrement vulnérables de leur cycle avec le *Tamia* en préhibernation ou en posthibernation. Une compétition durant ces périodes pourrait engendrer une mortalité accrue.

Traitements statistiques - Les abondances moyennes ont été comparées par le test paramétrique de STUDENT pour échantillons non appariés, après vérification des conditions d'emploi de ce test, soit la normalité des distributions et l'égalité des variances des populations. Lorsque les conditions d'emploi du test de STUDENT n'étaient pas respectées, le test non paramétrique de MANN-WHITNEY a été utilisé. Les tests évaluent la vraisemblance d'une hypothèse de non égalité des moyennes réelles. L'hypothèse est considérée comme rejetée si la probabilité p que les deux moyennes observées puissent être obtenues à partir de distributions réelles de moyennes identiques (CAMPBELL, 1989) est supérieure à 0,05. Dans le cas des espèces, les tests ont été effectués sur l'ensemble des points d'écoute, considérés comme indépendants (BIBBY et ROBINS, 1983). La prise en compte liée de deux passages n'est utile en effet que pour éviter les distorsions entre espèces, dans la comparaison des groupes. Les détails du traitement statistique sont donnés par RIEGEL (2000).

Résultats

Le **tableau I** rassemble les abondances moyennes par point d'écoute de toutes les espèces contactées — soit 30 espèces — dans chacune des zones et note l'appartenance des espèces aux différents groupes utilisés dans l'analyse. Le **tableau II** résume les indices ponctuels d'abondance de l'ensemble de l'avi-faune et des groupements d'espèces sélectionnés. Dans les deux tableaux, la dernière colonne indique si les différences enregistrées entre les deux zones sont significatives ou non, selon les résultats d'un test de **STUDENT**, ou, le cas échéant, d'un test de **MANN-WHITNEY**.

Tableau I. Indices ponctuels d'abondance des espèces contactées.
Punctual abundance indices of species.

Espèce	Groupes	Indices, zone avec <i>Tamias</i>	Indices, zone sans <i>Tamias</i>	Signification des différences	
<i>Columba oenas</i>	G, C, W	0,24	0,19	NS	p = 0,37
<i>Columba palumbus</i>	G, W	0,59	0,28	THS	p = 0*
<i>Picus viridis</i>	C, W	0,14	0,13	NS	p = 0,90
<i>Dryocopus martius</i>	C, W	0,02	0,01		
<i>Dendrocopos major</i>	C, W	0,16	0,21	NS	p = 0,28
<i>Dendrocopos minor</i>	C, W	0,02	0		
<i>Troglodytes troglodytes</i>	L, W	1,25	1,72	THS	p = 0
<i>Prunella modularis</i>	L, W	0,01	0		
<i>Erithacus rubecula</i>	L, W	0,62	0,45	S	p = 0,05
<i>Turdus merula</i>	W	0,36	0,2	HS	p = 0,01
<i>Turdus philomelos</i>		0,1	0,06	NS	p = 0,46
<i>Turdus viscivorus</i>		0,08	0,1	NS	p = 0,55
<i>Sylvia borin</i>	L	0,08	0,16	NS	p = 0,09
<i>Sylvia atricapilla</i>	L	0,52	0,35	NS	p = 0,10
<i>Phylloscopus collybita</i>	L	0,46	0,56	NS	p = 0,20
<i>Phylloscopus trochilus</i>		0,02	0		
<i>Regulus ignicapillus</i>		0,01	0,05		
<i>Aegithalos caudatus</i>	W	0,01	0		
<i>Parus palustris</i>	C, W	0,08	0,09	NS	p = 0,55
<i>Parus montanus</i>	C, W	0,05	0,04		
<i>Parus cristatus</i>	C, W	0,01	0		
<i>Parus ater</i>	C, W	0	0,01		
<i>Parus caeruleus</i>	C, W	0,47	0,17	THS	p = 0*
<i>Parus major</i>	C, W	0,92	0,8	NS	p = 0,30
<i>Sitta europaea</i>	C, W	0,69	0,81	NS	p = 0,33
<i>Certhia brachydactyla</i>	C, W	0,31	0,25	NS	p = 0,36
<i>Garrulus glandarius</i>	G, W	0,19	0,19	NS	p = 0,95
<i>Pica pica</i>	W	0,1	0,07	NS	p = 0,52
<i>Corvus corone</i>	W	1,02	1,08	NS	p = 0,60
<i>Fringilla coelebs</i>	C, W	0,39	0,8	THS	p = 0*

L : espèce nichant au sol ou près du sol. C : espèce cavernicole ; G : espèce granivore ; W : espèce sédentaire.

NS : non significatif. **S** : significatif. **HS** : hautement significatif. **THS** : très hautement significatif. p : probabilité que les deux moyennes observées correspondent à des distributions réelles de moyennes identiques. * Test de **MANN-WHITNEY** (sinon test de **STUDENT**).

Tableau II. Indices ponctuels d'abondance de groupes d'espèces.
Punctual abundance indices of species groups.

Groupe	Indices d'abondance, avec <i>Tamias</i>	Indices d'abondance, sans <i>Tamias</i>	Signification de différences
Toute l'avifaune	14,13	13,8	NS. $p = 0,50$
Espèces nichant au sol	4,28	4,69	NS. $p = 0,12^*$
Espèces cavernicoles	5,28	4,63	NS. $p = 0,10$
Espèces granivores	2,37	2,40	NS. $p = 0,87$
Espèces sédentaires	12,47	11,93	NS. $p = 0,30$

NS : non significatif. p : probabilité que les deux moyennes observées correspondent à des distributions réelles de moyennes identiques. * Test de MANN-WHITNEY (sinon test de STUDENT).

Discussion

Diminution de l'avifaune

Les recensements d'oiseaux conduits en Forêt de Soignes depuis plusieurs années (BILCKE et JOIRIS, 1979 ; DE SCHUTTER *et al.*, 1998) ont montré un déclin rapide et important de plusieurs espèces, en particulier de passereaux insectivores et de visiteurs d'été. Sept espèces, le Rougequeue à front blanc, *Phoenicurus phoenicurus*, le Pipit des arbres, *Anthus trivialis*, le Pouillot sif-fleur, *Phylloscopus sibilatrix*, l'Étourneau sansonnet, *Sturnus vulgaris*, le Lorient d'Europe, *Oriolus oriolus*, le Coucou gris, *Cuculus canorus*, la Tourterelle des bois, *Streptopelia turtur*, sont arrivées à l'extinction ou tout au moins à des populations tellement faibles qu'elles ne sont plus détectables par la méthode des points d'écoute ; cinq autres espèces, la Fauvette des jardins, *Sylvia borin*, la Fauvette à tête noire, *Sylvia atricapilla*, le Troglodyte mignon, *Troglodytes troglodytes*, la Mésange charbonnière, *Parus major*, le Rougegorge familier, *Erithacus rubecula*, accusent des régressions très fortes, avec un taux de contact qui diminuait en 1998 de 27,5 % par an pour la première à 7 % par an pour le dernier (DE SCHUTTER *et al.*, 1998).

Abondances des groupes d'espèces

Au niveau de l'ensemble de l'avifaune, ainsi que pour les ensembles des espèces nichant au sol, des espèces cavernicoles, granivores et enfin sédentaires, les tests de STUDENT ou de MANN-WHITNEY réalisés n'ont montré aucune différence significative entre les abondances moyennes des zones avec et sans *Tamias*. L'hypothèse nulle selon laquelle il n'existe pas de différences entre les abondances moyennes comparées ne peut donc être rejetée dans aucun des cas. Dans trois cas, avifaune totale, espèces granivores et espèces sédentaires, les

valeurs de p , probabilité pour les moyennes mesurées de provenir de moyennes réelles identiques, sont en outre élevées. Dans les deux autres cas, ceux des espèces cavernicoles et des espèces nichant au sol, p est relativement bas, plus proche du seuil retenu pour une différence significative. Cet effet est entièrement dû à la Mésange bleue, *Parus caeruleus*, dans un cas, au Troglodyte dans l'autre, discutés plus bas. Si ces espèces sont exclues, les valeurs de p pour ces groupes remontent aux mêmes ordres de grandeur que celles des autres groupes.

Abondances des espèces

La comparaison des indices d'abondance espèce par espèce ne peut être considérée que comme une orientation. En effet, les données tirées de points d'écoute sont toujours entachées d'une certaine imprécision due aux aléas de l'échantillonnage, et notamment à la variabilité de la détectabilité des oiseaux et aux inhomogénéités de l'habitat. Ces effets sont beaucoup plus importants lorsque des abondances entre deux zones sont comparées pour une seule espèce que lorsqu'elles le sont pour un ensemble d'espèces. Pour neuf espèces peu contactées au cours de l'étude, parce que globalement peu abondantes en Forêt de Soignes ou dans les milieux échantillonnés, la comparaison des abondances ne serait en rien pertinente. Seules ont été retenues les espèces pour lesquelles le nombre d'unités de contact est au moins égal à 10 dans l'une des deux zones, soit 21 espèces.

Six espèces ont des indices d'abondance qui diffèrent significativement entre les zones avec et sans *Tamias*, mais ces différences ne sont pas toutes de même direction (**tableau I**). Les abondances moyennes du Rougegorge, de la Mésange bleue, du Merle noir, *Turdus merula*, et du Pigeon ramier, *Columba palumbus*, sont significativement plus élevées dans la zone avec *Tamias*. À l'inverse, les abondances moyennes du Troglodyte et du Pinson des arbres, *Fringilla coelebs*, sont significativement plus importantes dans la zone sans *Tamias*. Parmi ces six espèces, deux seulement, le Troglodyte et le Rougegorge, figurent parmi celles que les recensements effectués en Région Bruxelloise ont désignées comme étant en diminution.

Une relation causale entre présence du *Tamias* et abondance accrue des quatre espèces d'oiseaux concernées ne peut s'envisager que de manière indirecte. Un impact négatif du *Tamias* sur certaines espèces pourrait engendrer un impact positif sur d'autres, si les premières espèces exercent une pression de compétition ou de prédation sur les secondes. Toutefois, les espèces dont l'abondance est significativement moins importante dans la zone avec *Tamias* ne sont pas en compétition avec celles dont l'abondance est significativement plus importante et n'exercent sur elles aucune pression de prédation, de sorte qu'une telle hypothèse est peu vraisemblable. Il est beaucoup plus probable que les abondances significativement plus importantes des espèces dans la zone avec *Tamias* que dans la zone sans *Tamias* proviennent de différences entre les habi-

tats représentés dans les échantillons des deux régions, différences qui n'ont évidemment pas pu être entièrement éliminées, malgré les précautions prises dans le choix des points d'échantillonnage. Par exemple la participation de chênes *Quercus sp.* à la futaie est plus élevée dans l'échantillon de la zone avec *Tamias*, et ceci suffit sans doute à expliquer l'abondance de la Mésange bleue, très liée aux chênes.

Pour le Pinson des arbres, moins abondant dans la zone avec *Tamias*, il est probable que ce soit aussi à l'hétérogénéité de l'habitat entre les deux échantillons plutôt qu'à une influence négative du *Tamias* qu'il faille attribuer les divergences. En effet, les populations du Pinson des arbres ne sont pas en déclin en Forêt de Soignes (WEISERBS et JACOB, 1998 ; DE SCHUTTER *et al.*, 1998) et si une influence du *Tamias* s'exerçait, ce ne pourrait être, compte tenu des habitudes de l'oiseau et de la biologie du *Tamias* esquissée plus haut, que par le biais d'une compétition interspécifique pour les ressources en graines, qui constituent un élément essentiel du régime alimentaire du Pinson en dehors de la période de nidification. Or, la compétition dans ce domaine est très diluée, notamment par l'adjonction aux espèces se reproduisant en forêt de visiteurs automnaux et hivernaux en nombres importants, constituant une biomasse très substantielle. C'est probablement la plus forte représentation du Hêtre, *Fagus sylvatica*, dans l'échantillon de la zone sans *Tamias*, et la plus grande proximité de terrains de gagnage extraforestiers, qui en expliquent le caractère plus favorable.

Le Troglodyte mignon est par contre une espèce en déclin en Forêt de Soignes (WEISERBS et JACOB, 1998 ; DE SCHUTTER *et al.*, 1998). Cette espèce étant liée à la strate ligneuse basse, de ronces en particulier, un examen des fiches de point d'écoute a été fait, afin d'évaluer si ces variations d'abondance étaient liées à une hétérogénéité frappante de cet habitat. Ce n'est pas le cas. On ne peut donc exclure que les populations du Troglodyte soient affectées par la présence du *Tamias*, qui exercerait sur elles une prédation préférentielle, concevable étant donné la limitation des activités de l'oiseau et du mammifère à une même strate forestière. Toutefois, le Troglodyte fluctue de façon exceptionnellement forte d'une année à l'autre, au gré d'hivers rigoureux ou cléments (SHARROCK, 1976 ; VAN DEN BERGH, 1979 ; SCHIFFERLI, 1980 ; ROGGEMAN, 1988 ; RABOSÉE *et al.*, 1995 ; VANSTEENWEGEN, 1998), et il est actuellement en phase de reprise. Il est donc tout à fait possible que les différences observées entre les deux zones proviennent d'hétérogénéités dans la recolonisation. Pour conclure à un impact réel du *Tamias* sur cette espèce, il serait indispensable de mener une étude beaucoup plus approfondie, portant directement sur les taux de mortalité et de recrutement du Troglodyte et les facteurs qui les affectent.

Conclusions

La comparaison de l'avifaune de zones colonisées et non colonisées par le *Tamia* en Forêt de Soignes montre que les abondances moyennes de toute l'avifaune contactée (30 espèces), et de sous-ensembles formés des espèces nichant au sol (7 espèces), des espèces cavernicoles (13 espèces), des espèces granivores (4 espèces) et des espèces sédentaires (23 espèces) ne diffèrent pas significativement d'une zone à l'autre. L'hypothèse la plus simple est que le *Tamia* n'a pas d'influence substantielle sur ces cortèges d'espèces. La seule autre explication serait que les zones à *Tamia* soient particulièrement attractives et soient l'objet d'une recolonisation compensant les pertes ou les déficits de recrutement, jouant donc un rôle local de puits. Rien dans les caractéristiques des zones ne permet de croire à la vraisemblance d'un tel mécanisme, d'autant plus que le déclin rapide de l'ensemble de la population sonienne des espèces potentiellement concernées cadre mal avec un dynamisme de colonisation.

Aucun élément ne permet donc d'établir que le *Tamia* exerce une influence sur des ensembles aviens. Rien ne permet non plus d'affirmer que sa présence constitue un facteur de régression de l'avifaune en Forêt de Soignes. Il n'y a donc pas lieu de prévoir actuellement des mesures de contrôle, qui seraient nécessairement coûteuses, impopulaires et potentiellement néfastes pour d'autres éléments de la faune. Seul un impact limité sur le Troglodyte n'est pas exclu mais, même s'il s'avérait réel, il ne justifierait pas la mise en place de mesures de contrôle de *Tamias sibiricus*, étant donné le statut local et général de l'espèce. Ces conclusions sont similaires à celles auxquelles arrivent WEISERBS et JACOB (1998) à propos de la Perruche à collier, *Psittacula krameri*, autre espèce introduite qui colonise certaines parties de la Forêt de Soignes. Il faudra néanmoins, dans un cas comme dans l'autre, rester attentif à l'évolution du phénomène, et surtout éviter que d'autres introductions ne viennent s'ajouter à celles qui existent, et pour lesquelles les gestionnaires sont confrontés au fait accompli. *Tamias sibiricus* coexiste dans une grande partie de son aire de distribution avec une faune de composition assez semblable à celle des forêts européennes. Les données éco-éthologiques disponibles sur cette cohabitation permettraient, dans une certaine mesure, de prédire un impact peu sévère d'une introduction qui ne fait peut-être que précéder une colonisation naturelle. Beaucoup d'autres animaux, malheureusement communs en captivité et très susceptibles de s'échapper, n'offrent pas ces garanties.

REMERCIEMENTS

La base de cette étude est un mémoire de licence réalisé à l'Université Libre de Bruxelles. Les lecteurs de ce travail, les professeurs Guy JOSENS, Serge ARON et Francine ROZENFELD, ont fait de très utiles commentaires. Le travail de terrain a été conduit dans le cadre d'un programme de suivi de la

faune mammalienne bruxelloise mené par l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique à la demande et avec le soutien de l'Institut Bruxellois de Gestion de l'Environnement. Machteld GRIJSEELS, Geoffroy DE SCHUTTER, Jean-Christophe PRIGNON, Jean A. DEVILLERS-TERSCHUREN, Roseline C. BEUDELS-JAMAR, Charles VANDER LINDEN, Chris KERWYN, Yves LAURENT ont apporté leur collaboration à divers aspects de l'étude et de son interprétation ou les ont éclairées de leurs avis.

BIBLIOGRAPHIE

- AFFRE G. (1976). — Méthodes de dénombrement. *Alauda*, **44** : 387-409.
- AMORI G. and S. GIPPOLITI (1995). — Siberian chipmunks *Tamias sibiricus* in Italy. *Mammalia*, **59** : 288-289.
- AMORI, G. (1999). — *Tamias sibiricus* (LAXMANN, 1769). 194-195 in A.J. MITCHELL-JONES, G. AMORI, W. BOGDANOWICZ, B. KRYSZTOFEK, P.J.H REIJNDERS, F. SPITZENBERGER, M. STUBBE, J.B.M. THISSEN, V. VOHRALIK and J. ZIMA (Eds.). *The atlas of European mammals*. Poyser, London.
- BERNARD J. et J. NICOLAS. (1982). — Les rongeurs de Belgique. *Note technique du Centre de Recherches Agronomiques de l'Etat, Gembloux*, **4/36** : 1-95.
- BIBBY C.J. and M. ROBINS. (1983). — An explanatory analysis of species and community relationships with habitat in western oak woods. 255-264 in K. TAYLOR, R.J. FULLER and P.C. LACK : *Bird census and atlas studies*. British Trust for Ornithology, Tring.
- BLONDEL J., C. FERRY et B. FROCHOT (1970). — La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par « stations d'écoute ». *Alauda*, **38** : 55-71.
- BLONDEL J. (1975). — L'analyse des peuplements d'oiseaux, élément d'un diagnostic écologique. 1. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.). *Terre et Vie*, **29** : 533-589.
- BLONDEL J. (1983). — Bird distribution and abundance : some technical and theoretical comments. 3-14 in K. TAYLOR, R.J. FULLER and P.C. LACK. *Bird census and atlas studies*. British Trust for Ornithology, Tring.
- CAMPBELL, R.C. (1989). — *Statistics for biologists*. Third edition. Cambridge University Press, Cambridge, 446 pp.
- CASE T.J., D.T. BOLGER and A.D. RICHMAN (1992). — Reptilian extinctions : the last ten thousand years. 91-125 in P.L. FIEDLER and S.K. JAIN (Eds.) : *Conservation biology*. Chapman and Hall, New York and London.
- CLUTTON-BROCK J. (1987). — *A natural history of domesticated mammals*. British Museum (Natural History), London, 208 pp.
- CONANT S. (1988). — Saving endangered species by translocation. *BioScience*, **38** : 254-257.
- DAWSON D.G. (1981). — Counting birds for a relative measure (index) of density. *Studies in avian biology*, **6** : 12-16.
- DAWSON D.G. (1983). — A review of methods for estimating bird numbers. 27-33 in K. TAYLOR, R.J. FULLER and P.C. LACK. *Bird census and atlas studies*. British Trust for Ornithology, Tring.
- DE KEYSER B. (1983). — L'Écureuil de Corée, *Eutamias sibiricus* Laxmann (*Rodentia, Sciuridae*) en Forêt de Soignes. *Naturalistes Belges*, **64** : 15-20.

- DE SCHUTTER G., A. WEISERBS et J.-P. JACOB (1998b). — Le suivi de l'avifaune en tant que bioindicateur de l'état de l'environnement en Région de Bruxelles-Capitale. *Documents de Travail de l'I.R.Sc.N.B.*, **93** : 117-130.
- DEVILLERS P. et R.C. BEUDELS. (1995). — Espaces protégés et petites populations : une gestion intégrée du patrimoine naturel. *Nouvelles de la Science et des Technologies*, **13** : 211-216.
- DEVILLERS P. et J. DEVILLERS-TERSCHUREN (1997). — Liste annotée et facteurs de distribution des mammifères de la Région de Bruxelles-Capitale. Annexe 1 au rapport Réseau d'information et de surveillance de la biodiversité et de l'état de l'environnement de la Région de Bruxelles-Capitale. Programme 1997. Réalisation d'un premier inventaire des mammifères de la Région de Bruxelles-Capitale. Bruxelles, Rapport à l'IBGE, 40 pp.
- DEVILLERS P. et J. DEVILLERS-TERSCHUREN (1998a). — Réseau d'information et de surveillance de la biodiversité et de l'état de l'environnement de la Région de Bruxelles-Capitale. Programme 1998. Premier complément à l'inventaire 1997 des mammifères de la Région de Bruxelles-Capitale. Bruxelles, Rapport à l'IBGE, 6 pp., annexes (24 cartes, 41 pp.).
- DEVILLERS P. et J. DEVILLERS-TERSCHUREN (1998b). — Mammifères de Bruxelles, facteurs de risque et mesures de gestion. *Documents de Travail de l'I.R.Sc.N.B.*, **93** : 147-164.
- DE WAVRIN H. (1978a). — Installation de l'Écureuil de Corée en Forêt de Soignes. *L'Homme et l'oiseau*, **4** : 162-164.
- DE WAVRIN H. (1978b). — La progression des Écureuils de Corée. *Soignes*, **59** : (3) 29-30.
- DUVIGNEAUD P. (1980). — *La synthèse écologique*. Doin, Paris, 380 pp.
- EHRENFELD D. (1988). — Why put a value on biodiversity ? 212-216 in E.O. WILSON (Ed.) : *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- FERNANDEZ H. (1995). — *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769). 236-238 in J. Hausser (Éd.). *Mammifères de la Suisse*. Birkhäuser, Bâle.
- FERRY C et B. FROCHOT (1970). — L'avifaune nidificatrice d'une forêt de Chênes pédonculés en Bourgogne : étude de deux successions écologiques. *Terre et Vie*, **24** : 153-250.
- FERRY C et B. FROCHOT (1974). — L'influence du traitement forestier sur les oiseaux. 309-326 in P. Pesson (Éd.) : *Écologie forestière*. Gauthier-Villars, Paris.
- FRANKEL O.H., A.H.D BROWN and J.J. BURDON (1995). — *The conservation of plant biodiversity*. Cambridge University Press, Cambridge, 299 pp.
- GURNELL J. (1987). — *The natural history of squirrels*. London, Christopher Helm, 201 pp.
- HAFERNIK J.E., Jr. (1992). — Threats to invertebrate biodiversity : implications for conservation strategies. 171-195 in P.L. FIEDLER and S.K. JAIN (Eds.) : *Conservation biology*. Chapman and Hall, New York and London.
- HAFNER D.J. (1984). — Evolutionary relationships of the nearctic Sciuridae. 3-23 in J.O. MURIE and G.R. MICHENER (Eds.) : *The biology of ground dwelling squirrels*. University of Nebraska Press, Lincoln.
- JOIRIS C., E. VAN DEN BROEKE, J. VERROKEN and L. HOLSBEEK (1999). — Status of the asiatic chipmunk *Eutamias sibiricus* in the Soignes forest (Brussels, Belgium), 25 years after introduction. Working Document. V.U.B., Brussels, 8 pp.
- KAWAMICHI M. (1980). — Food, food hoarding and seasonal changes of Siberian Chipmunks. *Japanese J. Ecol.*, **30** : 211-220.
- KAWAMICHI M. (1989). — Nest structure dynamics and seasonal use of nests by Siberian Chipmunks. *Journal of mammalogy*, **70** : 44-57.

- LAFONTAINE R.-M. (1992). — Relations entre l'avifaune et les grands types forestiers du nord de la Grèce. Mémoire de licence UCL Laboratoire d'écologie animale, 74 pp.
- LANGE, R., P. TWISK, A. VAN WINDEN et A. VAN DIEPENBEEK. 1994. *Zoogdieren van West-Europa*. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging et Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht, 400 pp.
- LEDANT J.P., P. DEVILLERS, R.C. BEUDELS & R.M. LAFONTAINE (1988). — Contribution pour un système européen de surveillance des populations d'oiseaux sauvages. *Documents de Travail de l'I.R.Sc.N.B.*, **47** : 1-48.
- LUGO A.E. (1988). — Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. 58-70 in E.O. WILSON (Ed.) : *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- LUGO A.E. (1997). — Maintaining an open mind on exotic species. 245-247 in G.K. MEFFE and C.R. CARROLL (Eds.) : *Principles of conservation biology*. Second edition. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- MACDONALD D. and P. BARRETT (1993). — *Mammals of Britain and Europe*. Harper-Collins, Frome, Somerset, 312 pp.
- MEFFE G.K., C.R. CARROLL and S.L. PIMM (1997). — Community- and ecosystem-level conservation : species interactions, disturbance regimes, and invading species. 235-267 in G.K. MEFFE and C.R. CARROLL (Eds.) : *Principles of conservation biology*. Second edition. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- NEW T.R. (1995). — *Introduction to invertebrate conservation biology*. Oxford University Press, Oxford, 194 pp.
- NORTON B. (1988). — Commodity, amenity, and morality. The limits of quantification in valuing biodiversity. 200-205 in E.O. WILSON (Ed.) : *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- OGURA, M. (1996). — Asiatic Chipmunk *Tamias sibiricus lineatus*. www2.justnet.ne.jp/~risumaro.
- PRESCOTT, J. et P. RICHARD (1996). — *Mammifères du Québec et de l'Est du Canada*. Michel Quintin, Waterloo (Québec), 399 pp.
- PRIMACK R.B. (1993). — *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass, 564 pp.
- RAMADE F. (1991). — *Éléments d'écologie. Écologie appliquée*. Quatrième édition. McGraw-Hill, Paris, 578 pp.
- RAMADE F. (1993). — *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Édiscience, Paris, 822 pp.
- RABOSÉE D., H. DE WAVRIN, J. TRICOT et D. VAN DER ELST (1995). — *Atlas des oiseaux nicheurs de Bruxelles*. Aves, Liège, 304 pp.
- RIEGEL J. (2000). — Influence potentielle de l'Écureuil de Corée *Eutamias sibiricus* sur la régression de l'avifaune en Forêt de Soignes. Mémoire de licence ULB Laboratoire de biologie animale et cellulaire, 65 pp.
- ROGGEMAN W. (1988). — Troglodyte mignon, *Troglodytes troglodytes*. 232-233 in P. DEVILLERS, W. ROGGEMAN, J. TRICOT, P. DEL MARMOL, C. KERWIJN, J.-P. JACOB et A. ANSELIN (Éds.) : *Atlas des oiseaux nicheurs de Belgique*. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles.
- SHARROCK, J.T.R. (1976). — *The atlas of breeding birds in Britain and Ireland*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, Hertfordshire, 479 pp.
- SCHIFFERLI, A. (1980). — *Troglodytes troglodytes*. 246-247 in A. SCHIFFERLI, P. GÉROUDET et R. WINKLER (Éds.) : *Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse*. Station Ornithologique Suisse de Sempach, Sempach.

- VAN DEN BERGH L.M.J. (1979). — Winterkoning Troglodytes troglodytes. 254-255 in R.M. TEIXEIRA. (Ed.): *Atlas van de Nederlandse broedvogels*. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland.
- VAN DEN BROEKE E. (1999). — Populatiodynamiek van een geïntroduceerde soort : de grondeekhoorn in het Zoniënnwoud. Licenciaatsthesis VUB Laboratorium Ecotoxicologie en Polaire ecologie, 91 pp.
- VAN DER BEN D. (1997). — *La Forêt de Soignes*. Racine, Bruxelles, 256 pp.
- VANDE WEGHE J.P. (1998). Les introductions et réintroductions d'espèces au Parc National de l'Akagera, Rwanda. *Cahiers d'Éthologie*, **18** : 255-260.
- VANSTEENWEGEN C. (1998). — *L'histoire des oiseaux de France, Suisse et Belgique*. Delachaux et Niestlé, 335 pp.
- VITOUSEK P.M. (1988). — Diversity and biological invasions of oceanic islands. 181-189 in E.O. WILSON (Ed.) : *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- WEISERBS, A. et J.-P. JACOB (1996). — Surveillance de l'état de l'environnement bruxellois. Groupe de travail « Oiseaux » (Aves). Convention IBGE-BIM et FBDB, 59 pp., annexes.
- WEISERBS, A. et J.-P. JACOB (1998). — Surveillance de l'état de l'environnement bruxellois. Groupe de travail AVES. Rapport 1998. Convention IBGE-BIM, 61 pp., annexes.
- WILSON, D.E. et S. RUFF, Eds. (1999). — *The Smithsonian book of North American mammals*. Smithsonian Institution Press and American Society of Mammalogists, Washington, D.C. and London, 750 pp.
- YALDEN D. (1999). — *The history of British mammals*. Poyser, London, 305 pp.