Evaluation de l'état de conservation du muscardin (*Muscardinus avellanarius*) (Mammalia) au Luxembourg : méthodologie et résultats préliminaires

Hubert Baltus[1], Xavier Mestdagh[1], Marc Moes[2], Lucien Hoffmann[1], Nicolas Titeux[1]

[1] Centre de recherche public– Gabriel-Lippmann, Département environnement & agro-biotechnologies, 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux (Adresse pour correspondance : titeux@lippmann.lu)

[2] GeoData, 27, rue de Dippach, L-8055 Bertrange

Baltus, H., X. Mestdagh, M. Moes, L. Hoffmann & N. Titeux, 2012. Evaluation de l'état de conservation du muscardin (*Muscardinus avellanarius*) (Mammalia) au Luxembourg : méthodologie et résultats préliminaires. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgois* 113: 151-163.

Abstract. The government of Luxembourg has recently acknowledged the absence of a well-established basis for the development of indicators documenting the biodiversity conservation status in the whole country and therefore decided to consider the implementation of a national biodiversity-monitoring programme as a priority objective. The emphasis of the programme is on species of European community interest (Habitats Directive 92/43/EEC) in Luxembourg. Sampling procedures and standardised field methods were developed to document the conservation status of these species in the country. In this study, we describe the method for the dormouse (*Muscardinus avellanarius*) monitoring programme and we report on the results from the first field surveys in 2010 and 2011.

Key words. Mammals, dormouse, Habitats directive, monitoring.

1. Introduction

La dernière révision du statut de conservation des mammifères d'Europe (Temple & Jerry 2007) a mis en évidence que 14,2% des espèces de mammifères terrestres sont menacées à divers degrés. Bien que le muscardin (*Muscardinus avellanarius* Linnaeus, 1758) ne soit pas une espèce menacée en Europe, son statut IUCN actuel est « préoccupation mineure » (Temple & Jerry 2007, IUCN 2011). L'espèce se trouve également à l'annexe IV de la directive « Habitats » (92/43/CEE), ce qui signifie qu'il fait partie des « espèces animales et végétales présentant un intérêt communautaire et nécessitant une protection stricte ». En vertu de l'article 17 de cette directive, la Commission européenne exige de la part des Etats membres d'évaluer tous les 6 ans l'état de conservation à l'échelle nationale des espèces listées dans ces annexes.

Le muscardin est un rongeur de la famille des Gliridae. Il s'agit d'une espèce largement répandue en Europe avec une limite septentrionale au sud de la Scandinavie. C'est un animal nocturne et arboricole vivant principalement dans les forêts décidues et mixtes avec une strate arbustive développée. On le trouve en pleine forêt ou en lisière, dans les buissons, les mises à blanc, les clairières, les haies et parfois les jardins (Bright et al. 2006, Juškaitis 2008, Juškaitis & Büchner 2010). Même s'il occupe une grande variété de milieux (fig. 1), le muscardin est une espèce exigeante en termes de structure et de composition de la végétation, de ressources alimentaires, de luminosité et de disponibilité en sites de nidification.

Beaucoup de travaux de recherche ont démontré l'importance de la présence d'un étage arbustif bien développé ou de zones buissonneuses (Hurrell & McIntosh 1984, Berg & Berg 1998, Capizzi et al. 2002, Vilhelmsen 2003, Juškaitis & Šiožinytė 2008, Juškaitis 2008, Juškaitis & Büchner 2010). Selon Juškaitis (2008), une végétation arbus-

tive dense permet des déplacements faciles et sécurisés pour le muscardin, à l'abri des prédateurs comme certains oiseaux (rapaces) et mammifères (renard, martre, fouine et chat sauvage) (Scaravelli & Aloise 1995). Les massifs arbustifs les plus développés se situent généralement en lisière de forêt ou dans les clairières (Foppen et al. 2002, Vilhelmsen 2003, Bright & Morris 2005, Juškaitis 2007, 2008).

Une grande variété d'essences arborées et arbustives constitue également un aspect déterminant de la qualité de l'habitat pour le muscardin (Bright & Morris 1990, 1996, Berg & Berg 1998, Bright et al. 2006, Juškaitis 2007, 2008, Juškaitis & Büchner 2010). La diversité spécifique locale en espèces ligneuses est à mettre en relation avec la gamme de nourriture dont il peut disposer au cours de l'année (Bright et al. 2006). Son régime alimentaire varié est composé de fleurs, de fruits (charnus et secs), d'insectes (principalement chenilles et pucerons), de bourgeons et de jeunes feuilles (Richards et al. 1984, Bright & Morris 1993, Bright et al. 2006). Une grande diversité spécifique de plantes permet ainsi d'assurer une certaine continuité dans la disponibilité des ressources alimentaires à travers les saisons (Juškaitis 2007).

Par ailleurs, une lumière abondante au niveau de la strate arbustive constitue un facteur essentiel qui détermine la présence du muscardin. D'abord, un ensoleillement important stimule la floraison, le mûrissement des fruits et le développement des insectes qui composent le régime alimentaire du muscardin (Bright & Morris 1990, 1996, Bright et al. 2006, Juškaitis 2007, 2008). Ensuite, un développement important de la strate arbustive est nécessaire pour permettre une certaine continuité entre les branches des arbustes et la canopée des arbres. Ces conditions sont réalisées lorsque la strate arborescente n'est pas trop dense et permet au sous-étage arbustif de se développer (Bright & Morris 1996, Juškaitis 2007, 2008).

Durant l'été, le muscardin construit un nid dans les branches creuses des arbres, les nichoirs ou les anciens nids d'écureuils et d'oiseaux, mais également dans les enchevêtrements denses des buissons (Bright et al. 2006, Juškaitis 2008). Selon plusieurs études,



Fig. 1. Exemples d'habitats occupés par le muscardin. Photos a et b : Hubert Baltus ; photos c et d : Marc Moes.



Fig. 2. Délimitation des massifs forestiers de superficie égale ou supérieure à 2 hectares au Luxembourg et localisation du réseau routier principal (autoroutes, échangeurs et routes nationales) constituant des barrières à la dispersion du muscardin.

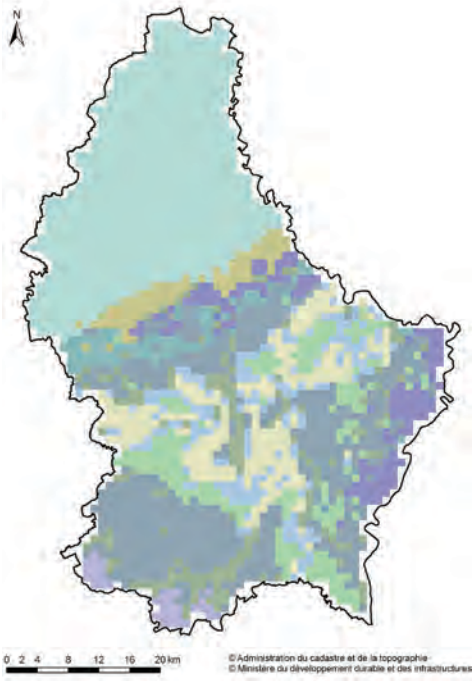


Fig. 3. Principales strates environnementales du Luxembourg (N=10), délimitées selon une procédure de partitionnement en fonction de paramètres topographiques, pédologiques, géologiques et climatiques. En fonction de leurs caractéristiques environnementales, les carrés de 1 km^2 similaires sont groupés dans les mêmes strates et séparés des autres carrés afin d'obtenir des strates homogènes et bien différenciées les unes des autres. Celles-ci peuvent être discontinues dans l'espace géographique et ne correspondent donc pas nécessairement aux régions ou secteurs écologiques définis par EFOR Ingénieurs-Conseils (2002).

le muscardin montrerait une préférence pour les cavités naturelles dans les arbres et les nichoirs assurant une meilleure sécurité (Bright & Morris 1991, 1992, Juškaitis 2005, Bright et al. 2006, Juškaitis 2008). Eden & Eden (2001) et Berg & Berg (1998) ont cependant mis en évidence une réticence du muscardin vis-à-vis des nichoirs lorsque suffisamment de buissons denses sont présents.

Le diamètre du nid varie généralement entre 8 et 12 cm. Deux types de nids sont distingués : les nids de 10 à 12 cm fabriqués par les femelles pour la reproduction et les nids d'environ 8 cm utilisés par les mâles ou les subadultes comme dortoir (Berg & Berg 1998, Foppen et al. 2002, Juškaitis 2008). Le nid est construit avec divers matériaux trouvés sur place, notamment des feuilles et des herbes (Hurrell & McIntosh 1984).

Au Luxembourg, le statut de conservation du muscardin et sa répartition géographique à l'échelle nationale sont méconnus. En 2007, le rapport national en vertu de l'article 17 de la directive « Habitats » indiquait un état de conservation inconnu pour cette espèce. En 2009, une thèse de doctorat a été initiée sous la supervision du musée national d'histoire naturelle (MNHN) en vue notamment d'élaborer des cartes nationales de distribution pour les trois espèces de Gliridae présentes au Luxembourg. En novembre 2011, la base de données « Recorder » du MNHN au Luxembourg renfermait 41 données de présence de l'espèce à travers l'ensemble du pays depuis 1931, dont 18 données seulement durant la dernière décennie. Par ailleurs, de nombreuses données historiques ou récentes, non-encodées dans la base de

données « Recorder », font suite à diverses initiatives locales de recherche du muscardin au Luxembourg, par exemple dans la vallée de l'Eisch et aux alentours de Mersch.

Ayant reconnu cette méconnaissance pour de nombreuses espèces appartenant à divers groupes taxonomiques, le gouvernement du Luxembourg a récemment décidé de considérer l'élaboration et la mise en œuvre d'un programme national de surveillance de la biodiversité comme une priorité pour les années à venir. Depuis 2008, le département environnement & agro-biotechnologies du centre de recherche public – Gabriel - Lippmann (CRPGL) est chargé de mettre ce programme de surveillance en œuvre (Titeux et al. 2009). La surveillance de la biodiversité au Luxembourg se focalise notamment sur le suivi des espèces d'intérêt communautaire présentes dans les annexes de la directive « Habitats » en vue d'un rapportage à la Commission européenne (Mestdagh et al. 2011). Ainsi, un programme de surveillance du muscardin au Luxembourg a été élaboré en 2009 et mis en œuvre sur le terrain à partir de 2010, avec pour objectif l'évaluation de l'état de conservation de l'espèce dans le pays. Plusieurs techniques de recensement du muscardin sont mentionnées dans la littérature (Bright et al. 2006) : la recherche de noisettes rongées, le contrôle du taux d'occupation de nichoirs ou de tubes « nids», la recherche de nids d'été, la récolte et l'identification de poils et les programmes de capture-marquage-recapture. Dans cet article, nous fournissons une description détaillée de la méthodologie mise en place au Luxembourg et nous présentons les résultats des deux premières années de suivi du muscardin.

2. Matériel et méthodes

L'objectif du programme de surveillance du muscardin au Luxembourg est d'estimer le taux d'occupation de l'espèce à l'échelle nationale et de suivre l'évolution de ce taux d'occupation au cours du temps. Pour d'évidentes raisons logistiques, la recherche exhaustive du muscardin sur l'ensemble du territoire national est difficilement concevable et il est donc apparu nécessaire d'identifier un certain nombre de sites à inventorier selon une procédure d'échantillonnage appropriée afin d'estimer comment l'espèce se distribue à travers le pays.

Sur base de l'occupation biophysique du sol de 2007 et au moyen d'un système d'information géographique (SIG), les massifs forestiers correspondant à des surfaces boisées non scindées par des routes principales (autoroutes, échangeurs et routes nationales) ont été délimités (fig. 2), en supposant qu'au-delà d'une certaine largeur, une route traversant une zone boisée constitue une barrière à la dispersion pour le muscardin (Morris 2003, Vilhelmsen 2003, Bright et al. 2006). Une surface boisée scindée par des routes secondaires (routes régionales et locales) ou des cours d'eau a été considérée comme constituant un seul massif, car le muscardin possède les capacités de dispersion suffisantes pour franchir ces barrières par le sol ou par la canopée (Bright 1998, Morris 2003). La surface forestière minimale nécessaire à une présence potentielle du muscardin étant estimée à 2 hectares (Bright et al. 2006), seuls les massifs forestiers dont la superficie totale est égale ou supérieure à cette limite ont été retenus pour la suite de la procédure d'échantillonnage. Le Luxembourg a ensuite été découpé en utilisant un maillage kilométrique ajusté au système de projection géographique national Gauss-Luxembourg. La superposition de ces carrés de 1 km^2 avec les massifs forestiers de superficie égale ou supérieure à 2 hectares a permis de retenir comme unités d'échantillonnage potentielles un ensemble de 2227 carrés en intersection avec ces massifs, excluant environ 10% du territoire national.

La stratégie de sélection des unités d'échantillonnage parmi ces carrés de 1 km^2 se base sur une procédure d'échantillonnage aléatoire stratifié visant à assurer que les différentes conditions environnementales du pays sont représentées de manière satisfaisante (Hill et al. 2005). Les carrés de 1 km^2 ont été répartis en 10 strates environnementales au moyen d'une analyse de partitionnement *k*-means (Legendre & Legendre 1998), basée sur une série de facteurs environnementaux susceptibles d'influencer la biodiversité : topographie, propriétés pédologiques, substrats

géologiques et conditions climatiques (fig. 3, Titeux et al. 2011). Ce système de stratification du Luxembourg a servi de base à la sélection aléatoire de 100 carrés de 1 km^2 en veillant à les répartir au sein de chacune des strates de façon proportionnelle à la superficie couverte par celles-ci.

Au sein de chaque carré sélectionné, l'observateur identifie préalablement au travail de terrain une série de sites de recherche qu'il juge potentiellement favorables sur base de l'écologie de l'espèce en analysant des photographies aériennes. Sur le terrain, l'observateur privilégie ensuite 4 sites avec un développement buissonneux dense et une strate arbustive étagée et diversifiée. Dans la mesure du possible, les sites exposés au nord sont évités puisque la lumière semble jouer un rôle prépondérant dans la sélection de l'habitat chez cette espèce (Bright & Morris 1996, Juškaitis 2007, 2008).

À l'instar d'autres suivis européens (Pays-Bas, Flandre, Danemark), la surveillance du muscardin au Luxembourg est basée sur la recherche des nids d'été (Foppen et al. 2002, 2010, Vilhelmsen 2003, EuMon database 2011). Cette méthode est reconnue comme étant appropriée à large échelle car elle permet de collecter un nombre appréciable de données à moindre coût, alors que d'autres méthodes demandent un travail de terrain plus intensif et sont donc plus facilement mises en œuvre à l'échelle locale. L'observateur parcourt le site à allure modérée en observant attentivement la végétation depuis le sol jusqu'à la hauteur de la strate arbustive, car le muscardin peut établir des nids d'été de la strate herbacée jusqu'à la canopée (Lozan 1970, Müller-Stiess 1996, Juškaitis 2008). Dans les milieux buissonneux denses ou les ronciers, le muscardin établit préférentiellement son nid sous les branchages superficiels que l'observateur écarte à l'aide d'un bâton afin d'obtenir une meilleure visibilité. Le nid d'été du muscardin peut être confondu avec celui d'autres espèces animales. En règle générale, le rat des moissons (*Micromys minutus*) fabrique un nid semblable à certains nids du muscardin, mais avec une entrée évidente et sans incorporation de feuilles d'arbres ou d'arbustes. Le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*) fabrique également un nid globulaire, mais contrairement au muscardin, il possède une entrée évidente et est souvent confectionné avec de la mousse et des plumes, mais jamais avec des feuilles (Berg 1996, Bright et al. 2006, Juškaitis 2008). La durée maximale de recherche de nids au sein d'un site est de 45 minutes.

Chaque observateur effectue également une estimation de la qualité de l'habitat en évaluant différents paramètres selon des critères prédéterminés : type d'habitat, stade de succession et type(s) d'habitat(s) en bordure de la zone de recherche. Lors de la découverte d'un nid (fig. 4), différentes mesures sont également effectuées : profondeur du nid dans le massif buissonneux, distance du nid à la bordure du massif forestier le plus proche, hauteur du nid par rapport au sol, exposition, diamètre du nid, composition externe, état de conservation du nid, espèce(s) végétale(s) servant de support et présence éventuelle d'une strate arborescente au-dessus du nid. L'observation directe du muscardin (fig. 5) est également renseignée et caractérisée par un certain nombre d'informations comme le nombre d'individus, le stade de développement (adulte ou juvénile) et, dans la mesure du possible, le sexe. Afin d'éviter de déranger l'espèce en période de reproduction, les inventaires sont réalisés de fin septembre à début novembre ; c'est également à cette période que les nids d'été du muscardin sont les plus facilement observables en raison d'une densité moindre de la végétation.

À l'image de diverses études précédentes (Hurrell & McIntosh 1984, Berg 1996, Berg & Berg 1998), la découverte de nids d'été dans un site tient lieu de preuve de présence du muscardin. Par contre, l'absence d'observation d'un nid ne peut être considérée comme une preuve d'absence de l'espèce en raison d'une détection imparfaite lors des recherches. En effet, certains nids peuvent être bien dissimulés ou totalement invisibles pour l'observateur (Bright & Morris 1991, 1992, Berg & Berg 1998, Bright et al. 2006). Afin d'estimer le taux d'occupation du muscardin à travers le pays en tenant compte de ce problème, il s'avère donc indispensable d'estimer également la détectabi-

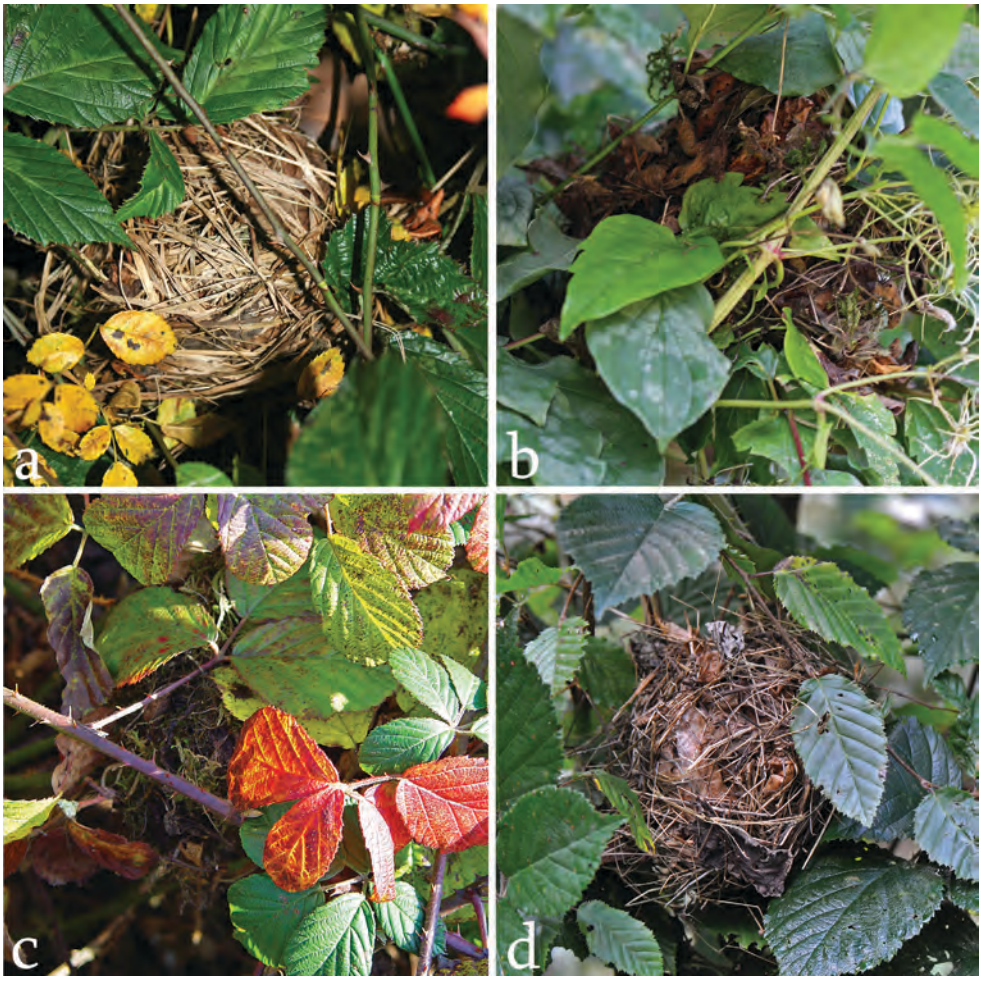


Fig. 4. Exemples de nids d'été. Photos a et b : Hubert Baltus ; photo c : Marc Moes ; photo d : Xavier Mestdagh.

lité de l'espèce au sein des carrés de 1 km^2 (Kéry et al. 2009). L'inventaire de plusieurs sites par carré vise précisément à estimer conjointement au travers de modèles statistiques le taux d'occupation et la détectabilité de l'espèce au sein des unités d'échantillonnage (MacKenzie et al. 2006). Sur base des données collectées durant une période de 3 ans, ces modèles permettront d'évaluer l'effort d'échantillonnage qu'il sera nécessaire de mettre en œuvre à long terme afin de pouvoir mettre en évidence, avec suffisamment de précision, des changements du taux d'occupation de l'espèce au cours du temps (MacKenzie et al. 2006). Dans la suite de cet article, nous présentons et discutons les résultats préliminaires obtenus à la suite de l'inventaire de 26 carrés en 2010 et de 38 carrés en 2011.

3. Résultats

En 2010 et 2011, 64 carrés de 1 km^2 ont été visités (tabl. 1 et fig. 6). Le nombre de carrés visités a été réparti de manière équilibrée dans les différentes strates environnementales du pays.

Les deux premières années du programme de surveillance du muscardin ont permis de collecter de nombreuses informations dont les observations de 111 nids et 26 spéci-



Fig. 5. Muscardin adulte (Niederdonven, Luxembourg, 29/09/2011). Photo : Hubert Baltus.

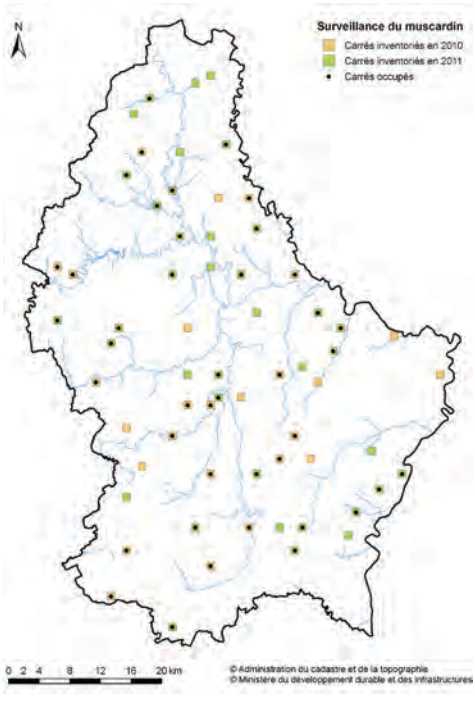


Fig. 6. Localisation des carrés inventoriés et occupés par le muscardin en 2010 et 2011.

mens dans 68 sites différents. Environ deux tiers des carrés visités étaient occupés par le muscardin. Le taux d'occupation des sites et carrés visités était similaire dans l'Oesling et le Gutland, indiquant que le muscardin semble être répandu de manière similaire entre le Nord et le Sud du pays.

Le nombre de sites favorables visités était de 195 avec une moyenne d'environ 3 sites par carré. Le nombre de sites favorables par carré était cependant légèrement inférieur dans l'Oesling (2,75) par rapport au Gutland (3,18).

Environ un site jugé favorable sur trois était occupé par le muscardin, tant dans l'Oesling que dans le Gutland. Une différence d'environ 10% se marque néanmoins dans le taux d'occupation des sites favorables entre 2010 et 2011 semblant indiquer certaines variations interannuelles dans le taux d'occupation de l'espèce.

Sur base de la délimitation des massifs forestiers (fig. 2), les sites jugés favorables ont été associés au massif forestier le plus proche, qu'il se situe en bordure ou au sein des massifs. Ensuite, différentes catégories de massifs

Tabl. 1. Résultats du programme de surveillance du muscardin (*Muscardinus avellanarius*) au Luxembourg en 2010 et 2011.

	2010	2011	Oesling	Gutland	Total
Nombre de carrés visités	26	38	20	44	64
Nombre de carrés visités avec au moins 1 site favorable	25	36	18	43	61
Nombre de carrés occupés	17	25	13	29	42
Taux d'occupation des carrés visités	65%	66%	65%	66%	66%
Taux d'occupation des carrés avec au moins 1 site favorable	68%	69%	72%	67%	69%
Nombre de sites favorables visités	71	124	55	140	195
Nombre de sites favorables occupés	29	39	19	49	68
Taux d'occupation des sites favorables	41%	31%	35%	35%	35%

ont été distinguées sur base de leur superficie (Bright et al. 2006) : superficie inférieure à 2 hectares, entre 2 et 20 hectares, entre 20 et 50 hectares et supérieure à 50 hectares. Le taux d'occupation des sites augmente clairement avec la superficie du massif (tabl. 2). Aucune preuve de présence du muscardin n'a pu être apportée dans les sites jugés localement favorables et proches de massifs forestiers dont la superficie était inférieure à 20 hectares, alors que presque 40% des sites favorables étaient occupés lorsqu'ils étaient proches des massifs forestiers de plus de 50 hectares.

La fig. 7 illustre la prédominance des ronces (*Rubus fruticosus* agg.) en tant qu'espèce végétale utilisée comme plante-support pour le nid. De nombreux nids de muscardin ont également été trouvés dans la clématite (*Clematis vitalba*). Par ailleurs, le nid était supporté par au moins une plante à aiguillons (*Rubus fruticosus* agg. ou *Rosa canina*) ou à épines (*Prunus spinosa* ou *Crataegus monogyna*) dans plus de 80% des observations, ce qui indique la recherche de ces plantes par le muscardin pour la construction de ses nids.

La hauteur moyenne des nids observés selon la méthode de recherche mise en œuvre était de 1,16 m ± 0,73 m (fig. 8). La hauteur maximale était de 4,5 m et la hauteur minimale de 0,35 m. La majorité des nids observés se trouvaient entre 0,5 et 1,5 m (78%), mais une proportion non négligeable de nids se situaient au-delà de 2 m de hauteur (12%).

4. Discussion

Bright et al. (2006) indiquent que la méthode la plus efficace pour déterminer la présence du muscardin est la recherche de noisettes rongées. Cependant, l'utilisation de cette méthode est restreinte aux endroits où le noisetier (*Corylus avellana*) est présent et fructifie. En envisageant un programme de suivi à l'échelle nationale, il était donc nécessaire de s'affranchir de cette limitation en se basant sur une méthode de recherche applicable indépendamment de la présence d'espèces végétales particulières comme le noisetier. Dans ce cas, la recherche de nids d'été est préconisée et utilisée dans de nombreuses régions (Pays-Bas, Flandre, Danemark). Au vu des résultats de 2010 et 2011 au Luxembourg, cette méthode semble s'avérer efficace, puisque l'espèce a été détectée dans un tiers des sites d'échantillonnage et près de deux tiers des carrés de 1 km^2 englobant ces sites. En multipliant le nombre de sites par carré d'échantillonnage, il sera possible d'estimer le taux d'occupation des carrés de 1 km^2 par le muscardin à travers le pays en tenant compte du problème de détectabilité imparfaite de l'espèce selon la méthode mise en œuvre (Berg & Berg 1998, Bright et al. 2006). En effet, Bright & Morris (1992)

Tabl. 2. Taux d'occupation des sites favorables en fonction de la superficie du massif forestier le plus proche.

Superficie du massif forestier le plus proche	Nombre de sites favorables	Nombre de sites favorables occupés	Taux d'occupation des sites favorables
< 2 ha	4	0	0%
2-20 ha	11	0	0%
20-50 ha	16	4	25%
> 50 ha	164	64	39%

ont montré par une expérience de télémétrie en Grande-Bretagne que 45% des nids d'été du muscardin se trouvent dans la canopée entre 8 et 15 mètres de hauteur, 26% dans le sous-étage arbustif et 29% dans la couche de ronces. De même, Müller-Stiess (1996) a mis en évidence près de 40% des nids de muscardin dans la canopée jusqu'à une hauteur de 33 mètres. Une grande partie des nids est donc inaccessible à l'observateur de terrain qui focalise ses recherches sur une partie de la strate arbustive et sur la couche de ronces. La hauteur moyenne des nids trouvés dans les 68 sites occupés au Luxembourg avoisine 1 mètre et est similaire à celle observée selon la même méthode dans d'autres pays européens (Wachtendorf 1951, Hurrell & McIntosh 1984, Foppen et al. 2002, Juškaitis & Remeisis 2007, Juškaitis 2008). Cette hauteur est celle à laquelle les ronces se développent, mais correspond également aux hauteurs directement visibles par l'observateur sur le terrain. Même si une proportion importante de nids a été trouvée à une hauteur supérieure à 2 mètres, principalement dans la clématite, celle-ci est très certainement sous-estimée.

En comparaison avec les études menées dans les différentes strates de végétation (Bright & Morris 1992, Müller-Stiess 1996), les résultats présentés ici tendent à indiquer que l'absence d'observation de nids de muscardin dans un site peut être liée à une présence non détectée de l'espèce. Puisqu'une recherche incluant la canopée et l'ensemble

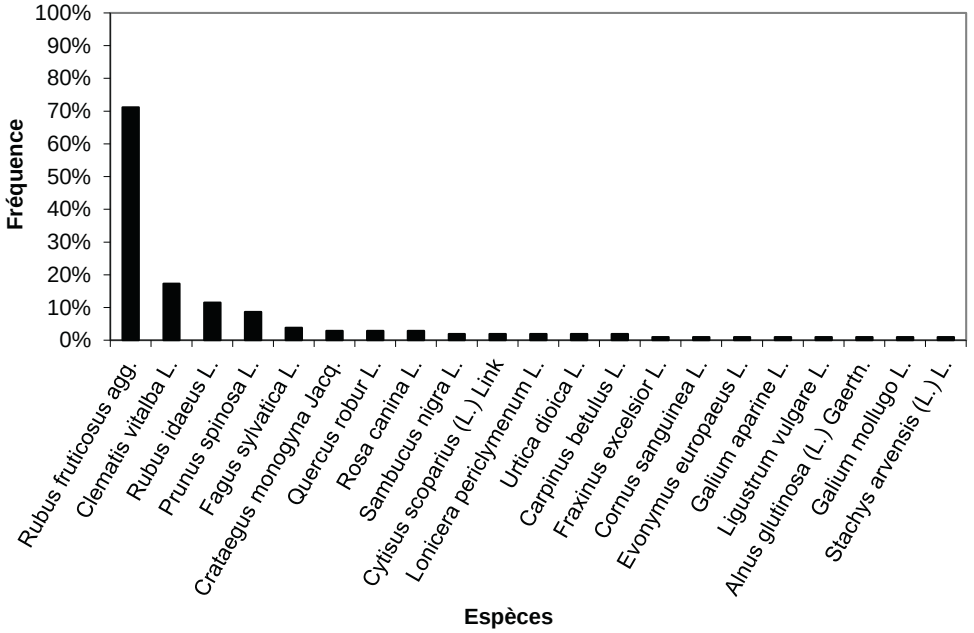


Fig. 7. Fréquence relative des espèces végétales utilisées comme plante-support.

de la strate arbustive est difficilement concevable à l'échelle nationale pour des raisons techniques et financières, il s'avèrera donc indispensable par la suite d'estimer la détectabilité de l'espèce afin d'obtenir des évaluations crédibles du taux d'occupation de l'espèce (Kéry et al. 2009).

Mortelliti et al. (2011) mentionnent que la probabilité de présence du muscardin augmente considérablement avec la superficie des massifs forestiers et Bright et al. (2006) indiquent que la présence est très probable dans les massifs de plus de 50 hectares, mais devient probable dans ceux dont la surface est comprise entre 20 et 50 hectares, et seulement possible entre 2 et 20 hectares. Afin de ne pas sous-estimer la présence du muscardin au Luxembourg, nous avons inclus dans la procédure d'échantillonnage tous les massifs dont la superficie est égale ou supérieure à 2 hectares. Les résultats préliminaires de 2010 et 2011 montrent que le taux d'occupation augmente sensiblement avec la superficie du massif forestier le plus proche. Aucune présence de muscardin n'a été relevée dans les sites jugés favorables localement en fonction de la structure du milieu et proches de massifs forestiers dont la surface est inférieure à 20 hectares. Sur base des données collectées durant une période de 3 ans (2010-2012), l'échantillonnage deviendra suffisamment représentatif pour les différentes catégories de massifs forestiers, et il pourra éventuellement être envisagé de focaliser les efforts de recherche dans les sites proches de massifs dont la superficie est supérieure à 20 hectares, sans risquer de sous-estimer le taux d'occupation de l'espèce à l'échelle nationale.

Les résultats des deux premières années de suivi montrent que le muscardin semble être une espèce répandue au Luxembourg. Aucune différence de taux d'occupation entre le Gutland et l'Oesling n'est mise en évidence, alors que plusieurs facteurs pourraient contribuer à expliquer une répartition contrastée entre les deux principales régions du pays :

- Le taux de boisement de l'Oesling (41,6%) et du Gutland (30,8%) est significativement différent (Rondeux & Wagner 2003).

- La composition des forêts est très contrastée, avec principalement des forêts de feuil-

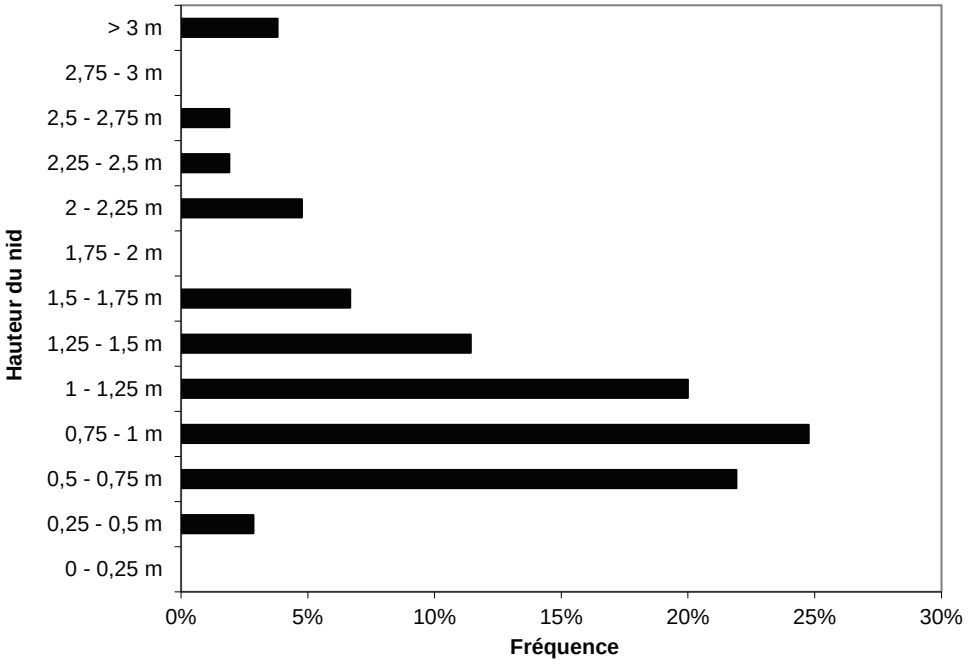


Fig. 8. Fréquence de hauteur des nids observés selon la procédure de recherche utilisée.

lus dans le Gutland et une répartition plus équilibrée entre feuillus et résineux dans les forêts de l'Oesling (Rondeux & Wagner 2003).

- A l'exception de quelques zones, les forêts du Gutland semblent plus distantes les unes des autres que celles de l'Oesling, ce qui est en relation avec le taux de boisement plus faible dans le Gutland.

L'Oesling offre donc des avantages au muscardin en termes de surface forestière élevée et de plus grande proximité des massifs, mais une proportion plus élevée en massifs résineux semble être défavorable à l'espèce (Bright et al. 2006). Les massifs forestiers résineux luxembourgeois sont en effet constitués principalement d'épicéas et cette essence offre rarement à la strate arbustive la possibilité de se développer pour former des milieux buissonneux. Le Gutland est quant à lui une région favorable au muscardin en raison de sa proportion plus élevée en forêts feuillues mais les surfaces forestières sont moindres et les distances entre massifs plus élevées. Mortelliti et al. (2011) ont récemment mis en évidence que la probabilité de présence du muscardin à l'échelle paysagère augmente avec le taux de couverture forestière ; par ailleurs, la connectivité structurelle entre massifs distants au travers d'un réseau bocager n'est fonctionnelle pour le muscardin que lorsque la couverture forestière dans le paysage est suffisante (>5-10%). Il est très probable que les facteurs favorables et défavorables à la présence du muscardin dans l'Oesling et le Gutland se contrebalancent, mais des études plus approfondies examinant notamment les densités de populations et les capacités de dispersion des individus pourraient peut-être permettre de mettre en lumière certaines différences entre ces régions.

Le type de plante-support sélectionnée par le muscardin pour établir son nid dépend nécessairement de la disponibilité locale en espèces végétales (Juškaitis 2008). Le muscardin montre des préférences pour les espèces qui soutiennent le mieux le nid et offrent un meilleur couvert (Juškaitis 2008), mais également la meilleure protection visuelle ou physique (Juškaitis & Remeisis 2007, Juškaitis 2008). Ainsi, à l'instar d'autres études (Hurrell & McIntosh 1984, Berg 1996, Berg & Berg 1998, Foppen et al. 2002), nos résultats mettent en évidence que les ronces (*Rubus fruticosus* agg.) sont majoritairement utilisées comme support dans les zones buissonneuses. La clématite (*Clematis vitalba*) a la capacité d'atteindre la canopée des arbres et cette liane est également appréciée par le muscardin, car ses réseaux denses et entremêlés permettent d'assurer une connectivité fonctionnelle entre la strate arbustive et la canopée. Le muscardin montre donc une tendance nette à sélectionner des sites de nidification offrant non seulement le couvert, mais également un gîte sécurisé. Outre les ronces et la clématite, d'autres espèces comme l'églantier ou le chèvrefeuille permettent également au muscardin de passer d'un arbuste à l'autre et d'atteindre aisément la canopée des arbres. De manière plus anecdotique, plusieurs espèces d'arbres à un stade jeune (hêtre, chêne, sureau,…) ont également été observées comme plante-support et quelques nids étaient soutenus par des espèces herbacées. Parmi celles-ci, à l'instar des lianes, les gaillets (*Galium* spp.) peuvent offrir des enchevêtrements denses et des feuillages grimpants qui font office de relais entre arbustes.

5. Conclusion

Alors que son statut de conservation était inconnu en 2007, les deux premières années du programme de surveillance du muscardin au Luxembourg (2010-2011) apportent de nombreuses informations relatives à la répartition et l'écologie de l'espèce. La méthodologie utilisée présente des restrictions en termes de détection de la présence de l'espèce, mais la procédure d'échantillonnage tient compte de cette limitation. Les données collectées jusqu'en 2012 permettront d'évaluer l'effort d'échantillonnage à mettre en œuvre dans le cadre de ce programme de surveillance afin de documenter l'évolution du statut de conservation du muscardin au Luxembourg.

Remerciements

Nous tenons à remercier Alain Dohet, Lionel L'Hoste et Aina Martinez Useros pour l'assistance

de terrain, ainsi que Claude Heidt, Roland Proess, Roger Schauls, Jörg Schlichter et natur&ëmwelt pour la transmission de leurs données de terrain. Le ministère du développement durable et des infrastructures (département de l'environnement) supporte financièrement le programme de surveillance de la biodiversité au Luxembourg.

Références bibliographiques

Berg, L., 1996. Small-scale changes in the distribution of the dormouse *Muscardinus avellanarius* (Rodentia, Myoxidae) in relation to vegetation changes. *Mammalia* 60: 211-216.

Berg, L. & A. Berg, 1998. Nest site selection by the dormouse *Muscardinus avellanarius* in two different landscapes. *Annales Zoologici Fennici* 35: 115-122.

Bright, P.W., 1998. Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal Behaviour* 56: 1485-1490.

Bright, P.W. & P.A. Morris, 1990. Habitat requirements of dormice (*Muscardinus avellanarius*) in relation to woodland management in Southwest England. *Biological Conservation* 54: 307-326.

Bright, P.W. & P.A. Morris, 1991. Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *Journal of Zoology* 224: 177-190.

Bright, P.W. & P.A. Morris, 1992. Ranging and nesting behaviour of the dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in coppice-with-standards woodland. *Journal of Zoology* 226: 589-600.

Bright, P.W. & P.A. Morris, 1993. Foraging behaviour of dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. *Journal of Zoology* 230: 69-85.

Bright, P.W. & P.A. Morris, 1996. Why are dormice rare? A case study in conservation biology. *Mammal Review* 26: 157-187.

Bright, P.W. & P.A. Morris, 2005. The Dormouse. 2nd edition. The Mammal Society, London, 27 pp.

Bright, P.W., P.A. Morris & T. Mitchell-Jones, 2006. The Dormouse Conservation Handbook. English Nature, Peterborough, United Kingdom, 74 pp.

Capizzi, D., M. Battistini & G. Amori, 2002. Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. *Italian Journal of Zoology* 69: 25-31.

Eden, S.M. & R.M.G. Eden, 2001. The dormouse in Dorset: a reappraisal of dormouse ecology. *Dorset Natural History and Archaeological Society Proceedings* 123: 75-94.

EFOR Ingénieurs-Conseils, 2002. Territoires écologiques du Luxembourg - Domaines et secteurs écologiques, Administration des Eaux et Forêts du Grand-Duché de Luxembourg edn. Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et du Développement Rural, Luxembourg.

EuMon database, 2011. EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest. Site consulté le 21 novembre 2011. http://eumon.ckff.si/monitoring/.

Foppen, R., G. Nijs, D. Verbelen, G. Verbeylen & L. Verheggen, 2010. Le muscardin: survivre le long de la frontière. Zoogdiervereniging, Stichting IKL et Natuurpunt Zoogdierenwerkgroep Vlaanderen, Belgique, 16 pp.

Foppen, R., L. Verheggen & M. Boonman, 2002. Biology, status and conservation of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Netherlands. *Lutra* 45: 147-154.

Hill, D.A., M. Fasham, G. Tucker, M. Shewry & P. Shaw, 2005. Handbook of Biodiversity Methods - Survey, Evaluation and Monitoring. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 573 pp.

Hurrell, E. & G. McIntosh, 1984. Mammal Society dormouse survey, January 1975 – April 1979. *Mammal Review* 14: 1-18.

IUCN, 2011. Red List of Threathened Species. International Union for Conservation of Nature. Site consulté le 21 novembre 2011. www.iucnredlist.org.

Juškaitis, R., 2005. The influence of high nestbox density on the common dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Acta Theriologica* 50: 43-50.

Juškaitis, R., 2007. Peculiarities of habitats of the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, within its distributional range and in Lithuania: a review. *Folia Zoologica* 56: 337-348.

Juškaitis, R., 2008. The Common Dormouse *Muscardinus avellanarius*: Ecology, Population Structure and Dynamics. Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius, Lituanie, 163 pp.

Juškaitis, R. & S. Büchner, 2010. Die Haselmaus. Die Neue Brehm-Bücherei, Bd. 670, 1. Aufl.. Hohenwarsleben: Westarp Wissenschaften.

Juškaitis, R. & R. Remeisis, 2007. Summer nest sites of the common dormouse *Muscardinus*

avellanarius L. in young woodland in Lithuania. *Polish Journal of Ecology* 55: 795-803.

Juškaitis, R. & V. Šiožinytė, 2008. Habitat requirements of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the fat dormouse (*Glis glis*) in mature mixed forest in Lithuania. *Ekológia (Bratislava)* 27: 143-151.

Kéry, M., R.M. Dorazio, L. Soldaat, A. van Strien, A. Zuiderwijk & J.A. Royle, 2009. Trend estimation in populations with imperfect detection. *Journal of Applied Ecology* 46: 1163-1172.

Legendre, P. & L. Legendre, 1998 Numerical Ecology. Elsevier Health Sciences B.V., Amsterdam, 853 pp.

Lozan, M.N., 1970. *Gryzuny Moldavii* [*Rodents of Moldavia*]. Kishinev: Redaktsionno-izdatel'skii otdel Akademii nauk Moldavskoi SSR, Vol. 1. (in Russian).

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey & J.E. Hines 2006. Occupancy Estimation and Modeling – Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Academic Press, Elsevier, Londres, 324 pp.

Mestdagh, X., H. Baltus, J.-L. Renneson, M. Meyer, L. Hoffmann & N. Titeux, 2011. Espèces nouvelles et retrouvées chez les papillons de jour au Luxembourg. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 112: 97-107.

Morris, P.A., 2003. A review of research on British dormice (Gliridae) and the effect of increasing public and scientific awareness of these animals. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49: 125-130.

Mortelliti, A., G. Amori, D. Capizzi, C. Cervone, S. Fagiani, B. Pollini & L. Boitani, 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48: 153-162.

Müller-Stiess, H., 1996. Zur Habitatnutzung und Habitattrennung der Bilcharten (Myoxidae) Haselmaus (*Muscardinus avellanarius* L.), Gartenschläfer (*Eliomys quercinus* L.) and Siebenschläfer (*Myoxus glis* L.) im Nationalpark Bayerischer Wald. *In*: Schläfer und Bilche (Müller-Stiess, ed.), Tagungsbericht 1. Intern. Bilchkolloquium, St. Oswald 1990, Neuschönau: Verein der Freunde des Ersten Deutschen Nationalparks Bayerischer Wald e. V., Neuschönau: 1-20.

Richards, C.G.J., A.C. White, E. Hurrell & E.F.F. Price, 1984. The food of common Dormouse (*Muscardinus avellanarius*), in South Devon. *Mammal Review* 14: 19-28.

Rondeux, J. (dir. scient.) & M. Wagner (coord.), 2003. La forêt luxembourgeoise en chiffres - Résultats de l›inventaire forestier national au Grand-Duché de Luxembourg 1998-2000. Administration des eaux et forêts du Grand-Duché de Luxembourg, Service de l'aménagement des bois et de l'économie forestière, Luxembourg, 210 pp.

Scaravelli, D. & G. Aloise, 1995. Predation on dormice in Italy. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 6: 245-255.

Temple, H.J. & A. Terry, 2007. The Status and Distribution of the European Mammals. European Communities, United Kingdom, 45 pp.

Titeux, N., G. Biver, P. Lorgé, H.-M. Cauchie & L. Hoffmann, 2011. Mise en place d'un programme de surveillance des oiseaux nicheurs communs au Luxembourg. *Archives des Sciences Naturelles, Physiques et Mathématiques N46*, 82-104.

Titeux, N., M. Moes & L. Hoffmann, 2009. Élaboration d'un programme de surveillance et de monitoring de la biodiversité au Luxembourg. Ministère du Développement durable et des Infrastructures (Département de l'environnement) & Centre de Recherche Public – Gabriel Lippmann, Luxembourg, 370 pp.

Vilhelmsen, H., 2003. Status of dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Denmark. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 49: 139-145.

Wachtendorf, W., 1951. Beiträge zur Ökologie und Biologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) im Alpenvorland. *Zoologische Jahrbücher, Abteilung Systematik* 80: 189-204.