

Modélisation spatiale de la sélection de l'habitat chez le blaireau européen (meles meles) au moyen d'un système d'information géographique.

Vanhalle Laurent*, Defourny P.*, Dufrêne Marc**

* UCL, Faculté d'Agronomie, Département des Sciences du Milieu et de l'Aménagement du Territoire,
Groupe Géomatique, Place de l'Equerre, 52, 1348 Louvain-la-neuve

** Avenue Maréchal Juin, 23, 5030 Gembloux

Introduction

La gestion du milieu et la protection d'espèces particulières dépendent de notre capacité à comprendre et prévoir les relations entre les ressources du milieu et la vie sauvage (Morrisson et al., 1986). Or, l'analyse quantitative de ces relations est facilitée grâce aux développements des Systèmes d'Information Géographique (SIG) et surtout grâce à la qualité croissante des bases de données numériques. Par conséquent, se multiplient les modèles de distribution géographique basés sur l'étude de la sélection de l'habitat chez une espèce; Citons pour exemples BIAN et West (1997) pour l'Elan au Kansas, Austin et al. (1996) pour la buse en Ecosse, Mladenoff et al. (1995) pour le Loup gris dans la région des Grands Lacs (Wisconsin), Van Mannen et Pelton (1997) pour l'ours noir dans le Tennessee, encore Pereira et Itami (1993) pour l'écureuil rouge du Mont Graham (Arizona).

En pratique, les modèles doivent permettre la prédiction de l'impact de toute modification de l'utilisation du sol sur une espèce, ou encore permettre l'identification des facteurs qui empêchent la colonisation d'un milieu apparaissant pourtant adéquat pour l'espèce (Lawton et al., 1991 dans AUSTIN et al., 1996). Bien que l'existence de ces modèles constitue une avancée, deux contraintes limitent trop souvent leur application :

1. Etant donné la faible résolution de la plupart des sources cartographiques décrivant le paysage, les modèles dérivés établis au niveau régional ne peuvent s'appliquer correctement au niveau local. Ils ne permettent pas de caractériser l'aptitude de petits éléments du paysage tels qu'un bosquet, une friche, une zone humide, ... Par conséquent, les décideurs locaux utilisent ces modèles pour se situer dans un cadre global, mais ne peuvent concrètement les exploiter en tant qu'outils d'aide à la décision dans le cadre de l'aménagement local du territoire et de la conservation de la nature.

2. La grande majorité des études de sélection de l'habitat exploite des bases de données numériques sous format matriciel (figure 1). Un format vectoriel devrait toutefois autoriser une quantification plus complète des caractéristiques structurales du paysage. Des caractéristiques de forme, de distance, de combinaison spatiale des éléments sont, de fait, difficilement quantifiables en format matriciel. Ceci amène trop d'auteurs à négliger ces facteurs dont la non pertinence dans le mode de sélection des habitats par une espèce n'a jamais été démontré. C'est sans nul doute, une des causes de faiblesse de certains modèles.

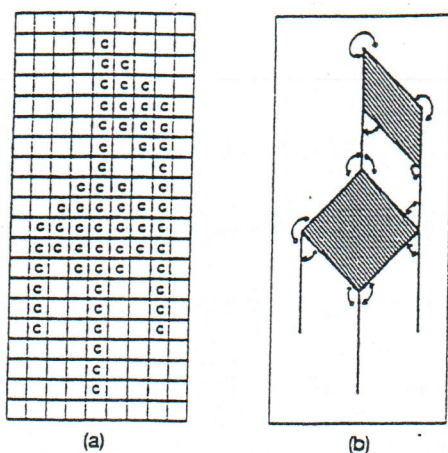


Fig. 1 : Illustration du concept de format matriciel (a) et vectoriel (b)

L'objectif de cette étude est par conséquent de montrer que l'analyse spatiale de données cartographiques vectorielles à grande échelle permet de quantifier les structures paysagères détaillées auxquelles une espèce est sensible dans la sélection de son habitat. Afin d'atteindre cet objectif, nous avons pris en compte l'ensemble des dimensions structurales du paysage (selon Cain et al., 1997), et ce, à différentes échelles de perception de l'espèce étudiée.

Le blaireau européen (*Meles meles* L.) est cette espèce d'investigation. En effet, trois avantages ont orienté ce choix : (1) D'après la littérature, il apparaît sensible à la structure du paysage pour la sélection de son habitat. (2) Des données de recensement de ses terriers issues de sources différentes sont disponibles à son propos. (3) Son comportement est suffisamment documenté par des auteurs tels que Neal (1986), Kruuk (1989), Roper (1994), Lankester et al. (1991), Da Silva et al. (1993), Macdonald et al. (1996), Rogers et al. (1997), Anrys et Libois (1983), pour contrôler le bienfondé du modèle obtenu.

L'idée principale a été de comparer la disponibilité des ressources paysagères dans la zone d'étude avec leur usage par le blaireau. Pour réaliser cette comparaison, des données cartographiques descriptives du paysage ont été combinées dans un SIG avec des données de recensement des terriers (figure 2). L'usage et la disponibilité ont été quantifiés via une série d'indices caractérisant la structure paysagère respectivement autour des positions de terriers et de points aléatoires sans terriers. Une analyse univariée suivie d'une régression logistique ont permis de construire un modèle pertinent sur base des indices les plus discriminants. De cette manière, les facteurs auxquels le blaireau est sensible dans la sélection de son habitat ont pu être identifiés. Chronologiquement, ces différentes étapes correspondent à la procédure utilisée par Van Manen et Pelton (1997).

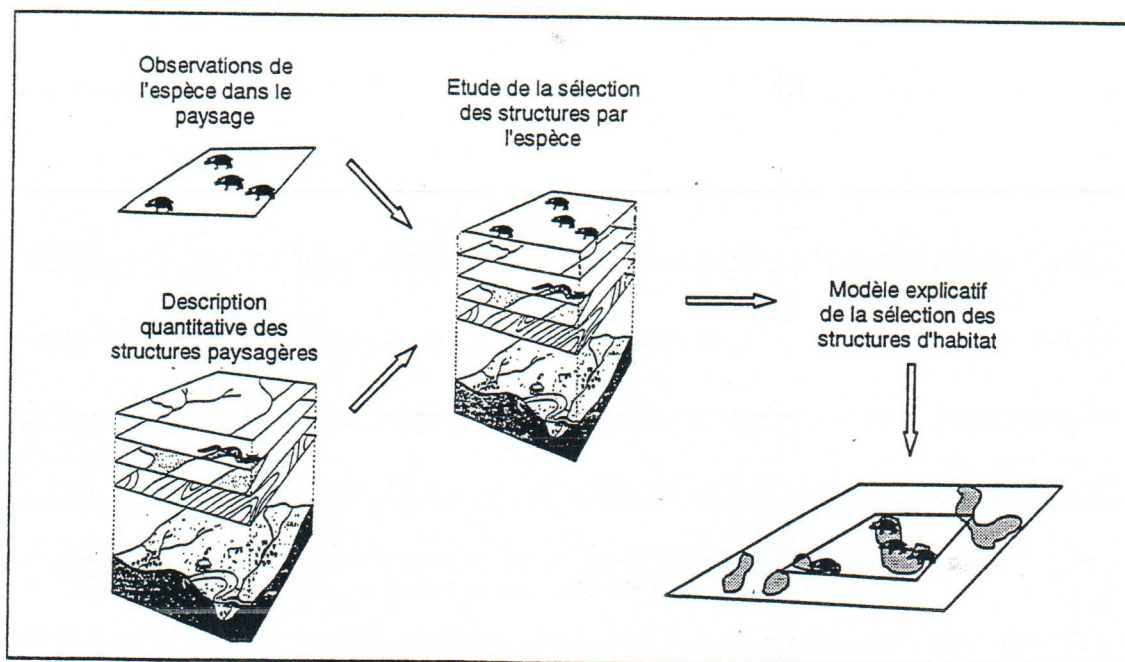


Fig. 2 : La comparaison statistique entre la disponibilité des structures paysagères et l'usage qui en est fait par le blaireau permet de construire un modèle de sélection de l'habitat

Matériel et Méthode

Zone d'étude

La zone d'étude s'étend sur 7800 ha au nord-est de la ville de Liège, dans le pays de Herve. La topographie est marquée par la densité importante du réseau hydrographique. Les vallées sinueuses, voire abruptes, enserrant les replats dont l'altitude varie de 100 à 300 mètres. Les sols sont majoritairement de type limoneux ou limono-caillouteux, bien drainés et profonds. Bien que la zone d'étude n'abrite aucun centre urbain d'importance, la pression de la rurbanisation (selon la définition de Christians & Schmitz, 1998) est relativement forte (15 % de surface bâtie). De nombreux villages se dispersent en effet à travers toute la zone. L'occupation du sol est cependant dominée par l'agriculture et plus particulièrement par les prairies (43 % de la surface totale). Les vergers, les cultures et les bosquets de feuillus se partagent le reste dans une succession de petites parcelles fréquemment séparées de haies.

Données de recensement

Grâce aux recensements réalisés par l'administration régionale des Eaux et Forêts (Serveur Biodiversité de la Région Wallonne, 1994), par l'association de naturalistes AVES (1998) et aux recherches de terrain complémentaires (1998), 42 terriers principaux, de clans différents, ont été répertoriés dans la zone d'étude. Chaque terrier a fait l'objet d'un positionnement dans l'espace au moyen d'un GPS (Global Positioning System) pour lequel des corrections différentielles a posteriori ont été réalisées, et ce, en comparaison avec les mesures concomitantes d'une station de base. Cette méthode fournit généralement une précision toujours inférieure au mètre.

Constitution de la base de données

Pour décrire la structure paysagère de la zone d'étude, le choix des thèmes numériques à introduire dans le SIG s'est basé sur les besoins écologiques identifiés dans la littérature. Pour le blaireau -espèce territoriale vivant en clan- deux besoins semblent prépondérants: le besoin d'un site optimal pour le creusement du terrier et le besoin d'un environnement garantissant une certaine sécurité alimentaire à l'ensemble du clan.

Le creusement du terrier constitue effectivement une dépense énergétique considérable pour le clan; le choix du site est donc primordial du point de vue de la facilité des terrassements, de la protection vis-à-vis des intrus et du microclimat (Neal, 1986 ; Kruuk 1989 ; Anrys et Libois, 1983). Afin de rencontrer cette exigence, nous avons introduit quatre thèmes dans le SIG: la géologie, la pédologie, la topographie et le réseau routier; dont l'échelle et la source cartographique sont respectivement le 1/50.000 (ICM, 1896), le 1/20.000 (IRSIA, 1958), le 1/50.000 (IGN, 1993) et le 1/10.000 (IGN, 1994).

Sous l'hypothèse d'une prédominance du vers de terre dans l'alimentation du blaireau de nos régions, un clan devrait être également sensible à l'occupation du sol et plus particulièrement à la combinaison spatiale et à l'abondance décroissante des éléments suivants (Da Silva et al., 1993): prairies, bois de feuillus, cultures, et bois de résineux. Cet ordre de préférence correspond à une densité en vers de terre décroissante selon HOFER (1986). Outre le thème d'occupation du sol, quatre autres thèmes ont été créés pour étudier l'importance d'autres facteurs liés à l'alimentation, à savoir les haies, les talus, les rivières et les zones humides, tous issus d'une carte IGN au 1/10000 (1994).

Détermination de l'usage et de la disponibilité des ressources

Chacun des thèmes numérisés fut à la base d'une caractérisation quantitative de l'usage et de la disponibilité des ressources paysagères, au moyen d'une série d'indices. Le tableau suivant établit le lien entre les thèmes numériques, leur source cartographique, les facteurs de sélection de l'habitat associés, les indices qui les caractérisent et les formules utilisées (Tableau 1). Il faut souligner ici l'importance du format vectoriel des données. En effet, vu la grande échelle d'analyse du paysage, il semble inapproprié de négliger l'influence potentielle de facteurs tels que la forme, la fragmentation, la combinaison spatiale des plages d'occupation du sol. Or seule une approche vectorielle permet de les évaluer de manière précise.

Tableau 1 : Tableau des facteurs et indices calculés pour caractériser les structures paysagères.

FACTEUR	Occupation du sol	Eléments linéaires	Pédologie	Géologie	Topographie
SOURCE	Prairie (P), Culture (C), Verger (V), Forêt de feuillus (F), Forêt de conifères (R), Fiches (FR), Broussaille (B), Urban (U)	Carte IGN au 1/10.000 (1994) numérisée sous format vectoriel.	Carte pédologique au 1/20.000 (RSIA, 1958), numérisée en vectoriel..	Carte géologique au 1/50.000 (ICM, 1896) numérisée en vectoriel.	Carte numérique IGN 42 au 1/50.000 (1993) sous format TIN.
INDICES	<p>Abondance (A) $(X)AP = \sum A_i/T$</p> <p>Fragmentation (R) $(X)RN = N$ $(X)RP = \sum P_i$ $(X)RI = A_p * 100 / \sum A_i$</p> <p>Forme (F) $(X)FE = \sum (PD_i/P_i)N$</p> $XFPF = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{2 * n * \sqrt{\pi * \sum_{i=1}^n A_i}}$ <p>Combinaison spatiale (CS) CSR = n/9 CSF = $\sum P$</p> $CSD = - \sum_{k=1}^s P_k * \ln(P_k)$ $CSDO = (\ln)s + \sum_{k=1}^s P_k \ln P_k$	<p>Haies $HAI = \sum L_i/T$</p> <p>Réseau hydrologique $EAU = \sum A_i/T$</p> <p>Réseau de voirie Autoroutes (A), Routes nationales (N), Routes de liaison (Lj), Routes locales (Lo), Chemins (C). $LONG(X) = \sum L_i/T$</p> <p>Talus Simple (P), Grand (G), Digue (D), Cuvette (C) $TA(X) = \sum A_i/T$ $TRN(X) = N$ $TRI(X) = A_p * 100 / \sum A_i$ $TRP(X) = \sum P_i$</p>	<p>Texture du sol TEXT = Variable qualitative</p> <p>Drainage du sol DRAIN = Variable qualitative</p> <p>Profondeur de phase PROF = Variable qualitative</p> <p>Charge caillouteuse CHARG = Variable qualitative</p> <p>Nature du substrat NAT = Variable qualitative</p>	<p>Nature du sous-sol GEO = Variable qualitative</p>	<p>Inclinaison INCMAX = % d'inclinaison</p> <p>Orientation de la pente ORI = Variable qualitative</p>

Où,
 A_i est la superficie de la plage i de type spécifié par l'initiale du facteur (m²) ;
 L_i est la longueur des arcs de type spécifié par l'initiale du facteur (m) ;
 A_p est la superficie de la plage la plus grande parmi les plages de type spécifié par l'initiale du facteur (m²) ;
 T est la superficie du tampon de rayon R (R= 30, 100 ou 300 mètres) dans lequel les indices sont calculés (m²) ;
 N est le nombre de plages de type spécifié par l'initiale du facteur ;
 n est le nombre de types différents de plages d'occupation du sol ;
 P_i est le périmètre du plateau i de type spécifié par l'initiale du facteur (m) ;
 PD_i est le périmètre du disque ayant la même superficie que la plage i de type spécifié par l'initiale du facteur (m) ;
 P_k est la proportion de la superficie occupée par le type de plage k ;
 s est le nombre de types d'occupation de sol présents.

Afin de déterminer l'usage des ressources par le blaireau (figure 2), 68 indices abordant l'ensemble des dimensions structurales du paysage (selon CAIN, et al., 1997) ont été calculés autour de chaque position de terrier. Certains indices prennent en compte les caractéristiques du paysage décrites par les thèmes numériques dans un rayon de 30, 100 et/ou 300 mètres (figure 3). Le rayon de 30 mètres permet de décrire les caractéristiques environnementales dans l'univers immédiat du terrier. Ce rayon est suffisamment élevé pour s'affranchir des erreurs de numérisation des informations cartographiques. Les deux plus grands rayons visent à caractériser la structure du paysage qui répond aux besoins alimentaires du clan. 300 mètres correspond en effet à la taille moyenne d'un territoire selon KRUUK (1982). Quant au rayon de 100 mètres, il dérive d'une analyse de la structure paysagère qui montre une fréquence importante de changement d'occupation du sol tous les 100 mètres. Ce rayon permet en outre de prendre en compte le facteur de proximité des ressources alimentaires par rapport au terrier centré sur le territoire.

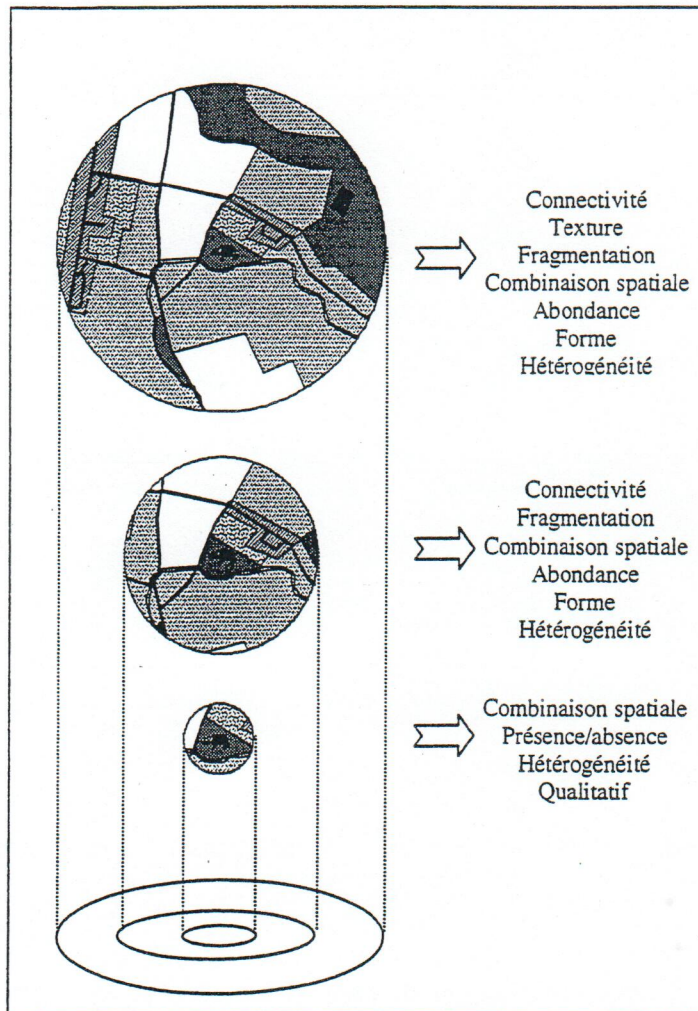


Fig. 3 : Analyse structurale du paysage au moyen d'indices calculés à différentes échelles d'observation.

Pour caractériser quantitativement la *disponibilité* des ressources paysagères (figure 2), 540 points répartis en un maillage régulier sur l'ensemble de la zone d'étude sont positionnés dans l'espace, soit environ un point tous les 300 mètres. Les mêmes 68 indices sont calculés sur ces points, en prenant en compte les caractéristiques du paysage dans un rayon de 30, 100 et/ou 300 mètres.

Analyse statistique

Sur base des données extraites d'une part grâce aux 540 points et d'autre part grâce aux 42 positions de terrier, nous avons abordé l'analyse statistique. La première étape a consisté à réaliser une analyse univariée sur chacun des indices d'après la méthode de Neu et al. (1974). Cette méthode teste par la technique du CHI^2 l'hypothèse H_0 suivante : l'espèce utilise chaque catégorie d'habitat en proportion de leur disponibilité dans la zone d'étude. Pour chacune des variables, la discrétisation des valeurs fut établie de telle manière qu'aucune classe de valeurs ne présente un nombre attendu de terriers inférieur à cinq.

Ensuite, une analyse multivariée a été réalisée pour prendre en compte les interactions entre les variables et identifier celles qui discriminent au mieux les sites adéquats et non adéquats à l'accueil d'un terrier. Etant donné la nature binaire (présence - absence) des données issues du recensement et le grand nombre de variables dont certaines sont continues et d'autres discrètes, le choix s'est porté sur la régression logistique. En outre, une analyse discriminante de type STEPDISC (SAS, 1982) a également été réalisée afin contrôler la pertinence des variables sélectionnées par la régression. Grâce à la STEPDISC, nous avons également pu regrouper les variables qui apportent les même informations discriminantes. En effet, à chaque itération, la variable qui apporte le plus de discrimination au modèle est intégrée dans ce dernier. En comparant pour les autres variables les estimations de pouvoir discrimination avant et après cette intégration, il est possible d'identifier celles qui apportent subitement moins. Celles-ci sont logiquement liées à la variable précédemment intégrée.

L'analyse multivariée fut appliquée sur deux jeux de données. Le premier jeu était constitué de 28 terriers dont les caractéristiques ont été quantifiées par les indices sélectionnés lors de l'analyse univariée. Ces terriers ont été choisis aléatoirement parmi les 42 sites recensés. Le deuxième jeu de données était constitué des 407 points sélectionnés parmi les 540 points du maillage, sous le critère qu'ils soient distants d'au moins 600 mètres de tout terrier.

Validation du modèle

Afin de pouvoir valider le modèle, l'analyse multivariée a seulement utilisé 28 terriers sur les 42 recensés. Sur les 14 résiduels, nous avons appliqué le modèle afin de vérifier sa solidité. De plus, une analyse de sensibilité fut menée en suivant la procédure de Stoms et al. (1987) et les recommandations de Morrisson et al. (1986). Enfin, une recherche de terrain dans certains lieux non encore recensés de la zone d'étude a permis de valider la fiabilité du modèle.

Résultats

Analyse univariée

Les 68 indices, tous quantifiés avec trois rayons d'influence (30, 100 et 300m), soit 204 variables, ont tous fait l'objet d'un test de CHI2 ($\alpha = 0.05$) afin de vérifier si le blaireau utilise chaque habitat en proportion égale à leur disponibilité (H_0). Par souci de concision, nous ne présentons pas ici les 204 tableaux réalisés. Un seul sera détaillé; pour les suivants, seuls les indices significatifs sont cités.

Tous les tests CHI² réalisés l'ont été en comparant l'occurrence (ou disponibilité) de chaque caractéristique d'habitat sur les 407 points de sondage, avec l'usage qui en est fait sur les 42 terriers. Voici un exemple correspondant à la proportion des vergers dans un rayon de 300m, soit pour la variable VAP-300 (Tableau 2)

VAP-300	<5%	5-15%	15-30%	30-100%	Total
Disponibilité	135 pts 25 %	135 pts 25 %	154 pts 29 %	116 pts 21 %	540 pts 100 %
Usage attendu (H_0)	11 pts	11 pts	12 pts	9 pts	42 pts
Usage observé	21 pts 50 %	10 pts 24 %	6 pts 14 %	5 pts 12 %	42 pts 100 %
χ^2 calculé	10.50	0.02	2.98	1.79	15.29
					CHI2(3) = 7.81 Significatif

Tableau 2 : Exemple complet d'un test CHI2.

Le test étant significatif, H_0 est rejeté ce qui permet de dire que le blaireau sélectionne son territoire en fonction de l'abondance des vergers. Evidemment, ce type de conclusion ne tient pas encore compte des interactions entre les autres facteurs ; il faut donc rester prudent. Le Tableau 3 reprend l'ensemble des variables déclarées significatives par les tests CHI² aux différents rayons d'observation ainsi que la tendance qu'elles montrent dans la sélection de l'habitat chez le blaireau.

Indices significatifs	CHI2	Y2	Tendances dans la sélection de l'habitat	
30m	Occupation du sol			
	PAP	7.81	13.9	Moins de 80% de prairie en surface.
	FAP	5.99	67.0	Entre 10 et 40% de surface de feuillus.
	FRN	3.84	55.0	Les plages de feuillus sont fragmentées.
	UAP	5.99	14.6	Abondance nulle de zone urbaine.
	URN	3.84	14.3	Fragmentation très faible des plages urbaines.
	EAU	3.84	8.14	Au minimum 30 m ² de zone humide/0.3 ha.
	CSD	5.99	9.6	Une combinaison spatiale des plages peu diversifiée.
	CSDO	7.81	17.5	Un type d'occupation du sol domine les autres.
	Topographie			
	INCMAX	11.07	39.6	Une pente assez forte (optimum à 40%).
	ORI	11.07	26.8	Une pente orientée à l'est.
	Pédologie			
	Texture	7.81	22.9	Un sol limono-caillouteux.
Charge	5.99	10.6	Un sol pouvant être assez ou très caillouteux.	
Drainage	3.84	13.7	Un sol parfaitement drainé.	
Profondeur	9.48	57.9	Un sol dont la profondeur de phase est faible.	
100m	Occupation du sol			
	FAP	7.81	71.6	Entre 10 et 40 % de feuillus en surface.
	FRN	5.99	26.9	Des plages de feuillus fragmentées.
	FRP	3.84	12.3	Des plages de feuillus assez découpées.
	PAP	5.99	11.0	30% de prairie en surface.
	PFE	9.49	12.4	Une circularité moyenne des plages de feuillus.
	UAP	7.81	21.2	Le moins de zones urbaines possibles.
	URN	7.81	13.7	Une fragmentation faible des zones urbaines, lorsqu'elles existent.
	URP	5.99	19.5	Un découpage limité des zones urbaines, lorsqu'elles existent.
	VAP	7.81	10.3	Le moins de vergers possibles.
	VRN	5.99	10.7	Une fragmentation faible des vergers, lorsqu'ils existent.
	EAU	5.99	10.9	Minimum 1 are de zone humide par ha.
	CSD	7.81	15.5	Un faible nombre de types d'occupation du sol différent.
	CSDO	7.81	14.5	Une dominance d'un des types d'occupation du sol sur les autres.
	CSF	7.81	7.9	Un découpage général du paysage assez élevé.
	Éléments linéaires			
	HAI	9.49	10.4	Une densité de haies < 40m/ha et si possible nulle.
Topographie				
INCMAX	11.07	29.2	Une pente maximale >40%.	
300m	Occupation du sol			
	FAP	7.81	27.5	Entre 10 et 40 % de feuillus en superficie.
	FRI	5.99	8.5	La plus grande plage de feuillus doit représenter la moitié de la superficie occupée par l'ensemble des feuillus,
	FRN	7.81	17.1	Les plages de feuillus sont fragmentées.
	FRP	5.99	17.2	Les plages de feuillus sont assez découpées.
	PAP	7.81	9.9	30% de prairie en surface.
	PRN	7.81	17.1	Plus de 0.2 plages de prairies par hectare.
	PRP	7.81	9.6	Plus de 150 m/ha de limites de prairie.
	UAP	7.81	18.7	Le moins de zones urbaines possibles.
	URI	5.99	6.8	Une fragmentation limitée des zones urbaines.
	URP	7.81		Un découpage réduit des zones urbaines.
	VAP	7.81	15.3	Le moins possible de vergers.
	VRN	5.99	7.9	Une fragmentation réduite des plages de vergers, lorsqu'ils existent.
	EAU	11.07	23.1	Minimum 1 are de zone humide par ha.
CSF	7.81	9.0	Un découpage moyen du paysage (1km de limites par ha).	
Topographie				
INCMAX	11.07	19.1	Une pente maximale importante (>60 %).	

Tableau 3 : Tendances de la sélection de l'habitat d'après l'analyse univariée.

Ces conclusions préliminaires doivent bien sûr être nuancée par l'analyse multivariée. Pour ce faire, toutes les variables déclarées significatives doivent être utilisées.

Analyse multivariée

Grâce au logiciel SAS (1982) et à la procédure LOGISTIC STEPWISE, l'identification des variables discriminant le mieux les sites occupés et non occupés est possible. Les résultats suivants sont obtenus (Tableau 4) :

Variante	Paramètre	Erreur
Constante	-7.250	1.277
Abondance des prairies dans un rayon de 30m (PAP-30)	-2.767	0.683
Nombre de plages de prairies dans un rayon de 300m (PRN-300)	6.821	1.255
Abondance des feuillus dans un rayon de 30m (FAP-30)	3.596	0.808
Drainage parfait (DRAINAGE-b)	4.418	1.174
Drainage moyen (DRAINAGE-D)	3.387	1.262

Tableau 4 : Les variables sélectionnées et les paramètres calculés par la régression logistique.

La degré d'aptitude à l'accueil d'un terrier s'évalue donc en chaque point de l'espace par le modèle suivant :

$$\pi = \frac{e^z}{1 + e^z}$$

Avec,

$$Z = -7.25 - 2.767(\text{PAP-30}) + 6.821(\text{PRN-300}) + 3.596(\text{FAP-30}) + 4.418(\text{DRAINAGE-b}) + 3.387(\text{DRAINAGE-D})$$

Si l'on applique ce modèle logistique à l'ensemble des points, les probabilités d'appartenance au groupe des sites aptes et au groupe des sites inaptes sont calculées. Sur cette base, les taux de classification dans chaque groupe sont les suivants (Tableau 5):

Classification dans le groupe des :	Taux sur les 28 terriers	Taux sur les 14 terriers de validation	Taux sur les 407 points sans terrier
Terriers	89.3 %	85.7 %	15.5 %
Sans terrier	10.7 %	14.3 %	84.5 %

Tableau 5 : Les taux de classification obtenus en appliquant le modèle logistique à l'ensemble des points.

Grâce à l'utilisation de la régression logistique, cinq variables ont été mises en évidence pour leur capacité à discriminer les sites potentiels et non potentiels. Toutefois, se limiter à celles-ci pour préciser l'écologie du blaireau serait trop restrictif. De fait, il faut tenir compte de leurs interactions avec les autres variables significatives. Grâce à la procédure STEPDISC, des groupes de variables apportant les mêmes informations discriminantes ont pu être établis. Ils sont représentés dans le Tableau 6. C'est uniquement sur cette base que les facteurs écologiques de la sélection de l'habitat peuvent être pris en compte.

Indices sélectionnés par le modèle logistique et les indices qui leur sont liés d'après la STEPDISC
<p>Absence de prairie dans un rayon de 30m (PAP-30)</p> <p>Découpage notable du paysage dans un rayon de 100m.</p>
<p>5.6 plages de prairies dans un rayon de 300m (PRN-300)</p> <p>Découpage important des prairies,</p> <p>Découpage important du paysage,</p> <p>Inclinaison forte des pentes,</p> <p>Orientation à l'est,</p> <p>Et ce, à 300 mètres de rayon.</p>
<p>Abondance des feuillus dans un rayon de 30m (FAP-30)</p> <p>Fragmentation des plages de feuillus.</p> <p>Inclinaison forte des pentes.</p> <p>Orientation à l'est.</p> <p>Découpage notable du paysage.</p> <p>Et ce, aux rayons de 30, 100 et 300 mètres.</p>
<p>Drainage du sol parfait dans un rayon de 30m (DRAINAGE-b)</p> <p>Inclinaison forte des pentes.</p> <p>Orientation à l'est.</p> <p>Sols superficiels.</p> <p>Sols très caillouteux.</p> <p>Eloignement du bâti.</p> <p>Et ce, dans un rayon de 30 mètres.</p>
<p>Drainage du sol moyen dans un rayon de 30m (DRAINAGE-D)</p>

Tableau 6 : Liaison entre les indices déclarés significatifs par l'analyse multivariée.

Nous constatons par conséquent que les rayons d'observation de 30 et 300 mètres sont les plus significatifs pour étudier la sélection de l'habitat chez le blaireau. On y retrouve ses deux besoins de base, à savoir l'alimentaire et le site d'accueil du terrier. Les besoins alimentaires sont couverts par, d'une part, l'indice PRN-300 qui montre qu'un territoire de clan doit être idéalement composé de 5.6 plages de prairies. Le même type d'exigence avait été mis en évidence en Ecosse par Kruuk (1982). Et d'autre part, le territoire d'un clan semble fort découpé; ceci s'explique par la recherche d'une sécurité alimentaire pour l'ensemble du clan qui passe par une préférence pour les plages de prairies et de feuillus fragmentées. En ce qui concerne le choix du site d'accueil du terrier: (1) les fortes pentes favorisent l'évacuation des déblais, (2) le bon drainage favorise le réchauffement rapide du terrier au printemps, (3) l'éloignement du bâti et le couvert forestier réduisent les risques de contact avec l'homme. Par contre, la préférence apparente pour les sols superficiels et fortement caillouteux ne semblent s'expliquer que par leur abondance spécifique dans les pentes fortes boisées.

Validation des résultats

Au vu des indices composant le modèle logistique et ceux qui leur sont liés, il apparaît une bonne concordance avec la littérature sur l'écologie du blaireau. Bien qu'aucune contradiction majeure n'apparaisse par rapport à la littérature sur le blaireau, il faut toutefois être extrêmement prudent dans l'interprétation des indices du modèle: vu les corrélations existant entre les indices, il est difficile d'extraire les relations biologiques causales entre ces indices et la sélection de l'habitat.

Pour valider d'une autre manière le modèle, nous l'avons appliqué sur 100 points limitrophes de la zone d'étude et n'ayant jamais fait l'objet de recensement. Sur 7 sites choisis aléatoirement parmi 23 sites déclarés par le modèle comme apte à l'accueil d'un terrier, une visite de terrain à permis de contrôler le taux de classification correcte. Sur les 7 sites visités, 4 abritaient un terrier. Les trois autres se caractérisaient par des nuisances non identifiées dans le SIG mais dont l'influence est certaine sur l'implantation du blaireau : circuit sauvage de motocross, déversement illégal d'eau usée domestique, bois transformé en village de vacances. En outre, en appliquant le modèle logistique à l'ensemble des points, les taux de classification correcte sont avérés très satisfaisants puisque approchant les 85%. Et ce d'autant plus que, sur les 5 terriers de validation non reconnus comme sites potentiels, quatre sont situés en plein coeur de verger. Or, la plupart des propriétaires de verger à hautes tiges luttent activement contre l'implantation des terriers sur leurs terres. Il s'avère en effet que ces terriers provoquent régulièrement des problèmes de casse aux engins agricoles. Le modèle a donc pris en compte ce paramètre, mais l'a extrapolé à l'ensemble des vergers, malgré les évidentes différences de comportement des agriculteurs. Ceci explique donc la majorité des erreurs de classification et surtout met en évidence l'impossibilité de prendre en compte tous les facteurs qui entrent en jeu à une telle échelle d'analyse.

Discussion

Il est par conséquent primordial de bien vérifier l'insensibilité du modèle aux facteurs externes qui pourraient réellement compromettre sa pertinence. Si l'on combine les mises en garde de Morrisson et al. (1986) avec la procédure d'analyse de sensibilité utilisée par Stoms et al. (1987), six éléments majeurs pourraient l'affaiblir : la composition de la niche écologique, le type d'environnement où se construit et s'applique le modèle, les variations d'ordre stochastique, les erreurs de positionnement des terriers, les biais de recensement et la résolution des données.

1. Du point de vue de la niche écologique, le blaireau est totalement indépendant de la répartition de ses prédateurs, puisqu'ils sont inexistantes en Belgique. Par contre, la disponibilité des proies - les vers de terre - influence la sélection de l'habitat du blaireau, mais cet élément est indirectement pris en compte dans le modèle via l'occupation du sol. Reste l'influence des compétiteurs et des parasites. Etant donné les masses considérables de vers de terre disponibles dans l'environnement, ce ne sont ni les quelques taupes, hérissons et autres prédateurs des lombrics qui peuvent fondamentalement influencer la position des terriers. Au niveau des parasites, la littérature s'intéresse seulement à la tuberculose bovine dont le blaireau est un vecteur important, mais le blaireau n'en est pas affecté. Par conséquent, la composition de la niche - hormis l'abondance des vers de terre - n'influence en rien la sélection de l'habitat. Ce premier facteur externe au modèle est donc inopérant.

2. Par contre, il est fort probable que la sélection de l'habitat se réalise sous des critères différents selon le type d'environnement. Appliquer notre modèle dans une autre région d'Europe serait ainsi peu probant. De même, la construction de ce même modèle dans une autre région de Belgique pourrait donner des résultats dissemblables.

3. Ensuite, les variations stochastiques d'ordre génétique, démographique, environnementale et anthropique n'ont pu être abordées par le modèle. A l'échelle de travail de cette étude, c'est typiquement une source non négligeable de perturbation. Sa prise en compte est toutefois problématique.

4. Concernant la sensibilité du modèle à l'imprécision du positionnement des terriers dans l'espace, une analyse a pu être menée. Quatre jeux de positions de terriers erronées ont été générées à partir des 42 positions utilisées dans le modèle. La distribution des erreurs ajoutées à ces positions est de type normale. Remarquons également que les erreurs sont distribuées dans les quatre coins cardinaux de telle manière que la somme des erreurs en direction du nord égale celle en direction du sud. La même logique est de mise pour l'est et l'ouest. Leurs caractéristiques sont reportées dans le tableau suivant (tableau 7). Sur chacun des jeux de données ainsi construits, le modèle logistique est appliqué afin de contrôler les taux de classification correcte.

Jeu de données	Erreur moyenne (m)	95 % des erreurs sont < à (m)	Classification correcte des terriers (%)
A	5	9	81
B	15	19	50
C	25	29	38
D	50	54	33

Tableau 7: Caractéristiques des erreurs appliquées aux positions de terrier.

D'emblée deux constatations peuvent être tirées. (1) Au-delà de 5 mètres d'erreur moyenne, le taux de classification correcte chute. Ceci s'explique par la fréquence des terriers proches d'une lisière forestière ou se situant dans une plage de taille réduite. (2) Le taux obtenu pour la simulation d'une erreur moyenne de 5 mètres semble acceptable ; or l'erreur de positionnement par dGPS en correction différée est toujours inférieure.

5. Les biais de recensements de terrain ont pu être évités en exploitant des recensements dont les auteurs diffèrent mais dont les résultats dans zones de recoupement concordent parfaitement.

6. Enfin, l'influence de la résolution des sources cartographiques n'a pu être contrôlée quantitativement. Il eût pourtant été intéressant d'affaiblir la résolution de nos données et d'ensuite appliquer le modèle sur cette nouvelle base.

Conclusion

Grâce à l'exploitation de sources cartographiques à grande échelle et à l'analyse de l'ensemble des dimensions structurales du paysage en fonction des besoins spatiaux de l'espèce étudiée, un modèle détaillé de la sélection de l'habitat chez le blaireau a pu être établi. Sur base des taux de classification correcte obtenus (85%), et de la validation du modèle sur des sites non recensés, il apparaît nettement que l'application d'un modèle à grande échelle peut être d'une fiabilité élevée. Au niveau local, ce type de modèle est à même de répondre au manque criant d'outil d'aide à la décision pour une gestion pertinente des structures paysagères.

Il faut toutefois souligner que la relation mise en évidence par le modèle logistique entre la distribution des terriers et les variables d'habitat ne peut être interprétée comme une pure relation de cause à effet. En effet, les variables d'habitat initiales utilisées pour comparer l'usage et la disponibilité des structures paysagères, ont été

choisies pour leur influence potentielle sur la sélection de l'habitat. Mais les variables constituant finalement le modèle, dérivent entièrement d'une sélection purement statistique, dépendant du type de corrélation inter-variable existant spécifiquement dans la zone d'étude. Par conséquent, ce type de modèle permet difficilement d'améliorer les connaissances sur l'écologie globale d'une espèce; Il doit être simplement exploité comme un outil d'aide à la décision, pertinent dans des conditions similaires à sa zone de constitution.

Remarquons également la sensibilité de ce type de modèle à grande échelle aux perturbations internes et externes. Réduire les perturbations internes exigent d'une part l'utilisation de recensements de l'espèce sans biais et dont le positionnement des observations dans l'espace sont d'une très haute précision et d'autre part, une base de données cartographiques dont la résolution corresponde à l'échelle d'application du modèle. C'est probablement la contrainte principale à l'établissement de tels modèles.

Quant aux perturbations externes, elles doivent bien entendu être minimisées en intégrant dans le SIG un maximum de facteurs potentiellement actifs pour la sélection de l'habitat chez l'espèce étudiée. C'est ici qu'apparaît clairement l'intérêt du format vectoriel, puisqu'il facilite une prise en compte précise de l'ensemble des dimensions structurales du paysage. Il permet en outre de gérer différentes échelles de perception de l'espèce en calculant les distances précises de chaque élément paysager par rapport aux observations de l'espèce.

En ne négligeant pas ces perturbations potentielles, il deviendrait possible d'intégrer à la fois plusieurs modèles mono-spécifiques et la notion de connectivité afin de produire un modèle plus complet. Dans le cadre du développement d'un réseau écologique, ce type de modèle fournirait un outil particulièrement pertinent pour gérer de manière rationnelle les petites structures paysagères.

Bibliographie

- ANRYS P., LIBOIS R.M. 1983. *Choix de l'habitat chez le blaireau européen (Meles meles L.)*. Cahiers d'Ethologie Appliquée 3 : 15-38.
- AUSTIN G.E., THOMAS C.J., HOUSTON D.C, THOMPSON D.B.A. 1996. *Predicting the spatial distribution of buzzard buteo nesting areas using a geographical information system and remote sensing*. Journal of Applied Ecology 33 : 1541-1550.
- BIAN L., WEST E. 1997. *GIS modeling of elk calving habitat in prairie environment with statistics*. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 63 : 161 - 167.
- CAIN G.H., RIITTERS K., ORVIS K. 1997. *A multi-scale analysis of landscape statistics*. Landscape Ecology 12 : 199-212.
- CHRISTIANS C., SCHMITZ S. 1998. *Recent land use in Walloon Region: analysis and synthesis*. Bulletin de la Société belge d'Etudes Géographiques.
- DA SILVA J. WOODROFFE R., MACDONALD D.W. 1993. *Habitat, food availability, and group territoriality in the european badger, Meles meles*. Oecologia 95 : 558-564.
- HOFER H. 1988. *Variation in resource presence, utilization and reproductive success within a population of badger*. Mammal Review 18 : 25-36.
- KRUUK H. 1989. *The social badger: ecology and behaviour of a groupe living carnivore (Meles meles)*. Cambridge University Press. Cambridge.

- KRUJIK H., PARISH T. 1982. *Factors affecting population density, group size and territory size of the european badger, Meles meles.* Journal of Zoology 196 : 31-39.
- LANKESTER K., VAN APELDOORN R., MEELIS E., VERBOOM J. 1991. *Management perspectives for populations of the eurAsian badger (Meles meles) in a fragmented landscape.* Journal of Applied Ecology 28 : 561-573.
- MACDONALD D.W., MITCHELMORE F., BACON P.J. 1996. *Predicting badger sett numbers: evaluating methods in East Sussex.* Journal of Biogeography 23 : 649-655.
- MLADENOFF D.J., SICKLEY T.A., HAIGHT R.G., WYDEVENS A.P. 1995. *A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes Region.* Conservation Biology 9 : 279-294.
- MORRISON M.L., VERNER J.M., RALPH C.J. 1986. *Wildlife 2000 : Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates.* 1986. University Wisconsin Press. Wisconsin.
- NEAL E.G. 1986. *Badgers.* T&AD Poyser. London.
- PEREIRA J.M., ITAMI R.M. 1991. *Gis based habitat modeling using logistic multiple regression: a study of the Mt. Graham Red Squirrel.* Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 57 : 1475-1486.
- ROGERS L.M., CHEESEMAN C.L., MALLINSON P.J. 1997. *The demography of a high density badger population in the West of England.* Journal of Zoology 242 : 705-728.
- ROPER T. 1994. *The european badger Meles meles: food specialist or generalist ?.* Journal of Zoology 234 : 437-452.
- SAS Institute. 1982. *User's Guide: Statistics.* SAS Institute, Cary, NC.
- STOMS D.M., DAVIS F.W., COGAN C.B. 1982. *Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data.* Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 25 : 843-850.
- VAN MANNEN F.T., PELTON M.R. 1997. *A GIS model to predict black bear habitat use.* Journal of Forestry 95 : 6 - 12.