

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta



Magisterská práce

2010

**Fragmentace a savčí predátoři v lesních habitatech: faktory ovlivňující
jejich distribuci a výběr prostředí**

Petr Pavlůvčík

školitel: Ing. Martin Šálek, Ph.D.

konzultant: Doc. RNDr. František Sedláček, CSc.

Magisterská diplomová práce

Pavluvčík P. 2010: Fragmentace a savčí predátoři v lesních habitatech: faktory ovlivňující jejich distribuci a výběr prostředí

Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic

Annotation

The human use of landscape causes fragmentation and loss of original habitats. Different species vary in their sensitivity to habitat loss. Especially carnivores can be more sensitive to decrease of their habitat because of lower abundance of their prey. On the other hand several opportunistic carnivores can profit in human modified habitats. This study was carried out in the České Budějovice basin, Czech Republic during the years 2008 and 2009 and the aim of this study was to determine carnivore's habitat preferences in the fragmented landscape. During these two years were seven carnivore species monitored in forest patches by using scent stations. Records of this monitoring were compared with physiognomy of these patches and structure of surrounding landscape.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, 5.1.2010

Petr Pavluvčík

Poděkování

Rád bych poděkoval Martinu Šálkovi a Františku Sedláčkovi za odborné vedení mé práce. Dále bych chtěl poděkovat Simoně Polákové za pomoc při statistickém zpracování dat a Jaroslavu Červinkovi a Elišce Padyšákové za spolupráci při jejich získávání.

Obsah

Úvod	2
Metodika	7
Charakteristika sledované oblasti	7
Distribuce savčích predátorů	7
Potravní nabídka	8
Habitatové charakteristiky	8
Statistické vyhodnocení dat	9
Výsledky	11
Diskuse	20
Literatura	27

Úvod

V posledních několika dekádách dochází na území Evropy ke změnám ve využívání krajiny a jejích prvků. Zemědělská půda v odlehlých a málo úrodných oblastech je opouštěna a je kontrolovaně nebo i samovolně zatravňována a objevují se nové plochy v sukcesním stadiu. Na druhou stranu v úrodných a snadno dostupných oblastech prochází zemědělská výroba stálou intenzifikací. Dalším jevem, který mění charakter krajiny je rozsáhlá výstavba komerčních a obytných komplexů a infrastruktury. V úrodných oblastech, nížinách a urbanizovaných územích je podíl přírodních biotopů velmi nízký. Pohybuje se v rozmezí 0–15% (Miko & Hošek 2009). Díky tomuto vývoji přetrvává původní vegetace jen ve formě fragmentovaných ostrůvků. To neznamena jen zmenšení plochy původního habitatu, ale také zvětšení množství okrajových struktur a ekotonů vzhledem k jeho ploše. Dále se také zvyšuje izolovanost původních habitatů a variabilita v jejich vzájemné propojenosti (Saunders et al. 1991, Meffe & Carroll 1997, Mönkkönen & Reunanen 1999, Gehring & Swihart 2003). Takovéto uspořádání může změnit prostorovou strukturu různých populací obratlovců (Noss & Csuti 1997) a rovněž může být jednou z hlavních příčin snižování biodiverzity (Vitousek et al. 1997).

Fragmentace lesa vystavuje organismy, přetrvávající v jeho zbytcích, vlivu okolního ekosystému, který je obklopuje (Murcia 1995, Cadenasso & Pickett 2001). Kvůli tomu, že okraje lesa jsou prvním místem, kde dochází ke styku lesa s okolními habitaty a výměně živin, dochází zde i k průniku nelesních druhů do lesního habitatu (Saunders et al. 1991, Wiens 1992, Cadenasso & Pickett 2001, Hersperger & Forman 2003). Diverzita společenstev a jejich složení v okrajových částech lesa nejsou ovlivňovány jen fyzikálními změnami, které jsou závislé na vzdálenosti od okraje, jako je množství světla a vliv větru. Důležitý vliv má také produktivita habitatů přiléhajících k okraji lesa (Cadenasso & Pickett 2001, Pauchard & Alaback 2004, Ries et al. 2004). Některé práce ukazují nelineární souvislosti mezi druhovou bohatostí společenstva a vzdáleností od okraje lesa. Při sledování velikosti fragmentů lesa je nejdůležitější poměr délky jejich okrajových částí k jejich ploše. U malých lesních ostrůvků se význam jejich okrajových částí a dějů, které v nich probíhají, zvyšuje (Forman & Gordon 1986, Cadenasso & Pickett 2001, Pauchard & Alaback 2004). Ekotony jako i okraje lesů mají vyšší úživnost. Na tuto skutečnost upozorňuje i to, že většina xylofágních členovců využívá okrajových částí lesa (Wermelinger 2007). Vyšší úživnost způsobuje vyšší druhovou diverzitu a zároveň vyšší hustotu populací (Harris 1988, Wolf & Batzli 2002). Důležitost vlivu okrajových částí lesa může být vysoká u lesních ostrůvků a příměstských oblastí také proto, že uměle vytvořené plochy, které je obklopují, způsobují v krajině výraznější disturbance, než

jejich přirozené alternativy (Matlack 1993). V přirozených podmínkách se vyskytují především pozvolné přechody (měkké okraje), ale v oblastech, které jsou fragmentovány zemědělskou činností, převažují ostrá rozhraní (tvrdé okraje) (Paton 1994, Lahti 2001).

Citlivost jednotlivých druhů na fragmentaci krajiny je zpravidla závislá na jejich schopnosti přežít ve zbývajících částech jejich habitatů, nebo možnosti se pohybovat mezi jednotlivými fragmenty, a případně je kolonizovat (Knutson et al. 1999, Etienne & Heesterbeek 2001, Vos et al. 2001). Lze předpokládat, že významný vliv má struktura krajiny, interakce mezi jednotlivými druhy, morfologie a ekologické nároky jednotlivých druhů (Hanski & Ovasakainen 2000, Gehring & Swihart 2003). Rozdílné odpovědi na jednotlivé složky fragmentované krajiny se mohou vyskytovat i u velice blízkých druhů a to může významně ovlivňovat složení jednotlivých společenstev. (Gabor et al. 2001).

V rámci společenstva jsou větší druhy více pohyblivé a zároveň méně citlivé na predaci a to ukazuje na to, že se mohou snáze pohybovat v uměle vytvořené a pro ně nevhodné krajině (Swihart et al. 1988, Kelt & Van Vuren 1999). V zemědělských oblastech představují intenzivně využívaná pole hlavní bariéry pro opětovnou kolonizaci fragmentovaných habitatů, což je důležité pro přežití jednotlivých druhů v tomto typu krajiny. Větší velikost těla tedy může zvyšovat schopnost adekvátně využít veškeré struktury, které se nacházejí v krajině (Wiens 1996, Zollner 2000). U jednotlivých druhů zajisté hraje určitou roli jejich morfologie a ontogeneze, které mohou ovlivňovat jejich schopnosti ve využívání jednotlivých habitatů. Důležitým faktorem může být na příklad způsob pohybu a závislost na vodních plochách (Lynam & Billick 1999, Nupp & Swihart 2000). Nároky jedince při ontogenezi mohou hrát důležitou roli a ovlivňovat reakce jednotlivých druhů na fragmentaci jejich přirozeného prostředí. Druhy, které nejsou přímo závislé na jednom typu habitatu, se budou mnohem snáze vyrovnávat s fragmentací krajiny (Dodd & Cade 1998, Semlitsch 1998, Richter *et al.*, 2001). Významnou roli, i v rámci druhu, může hrát také socialita, teritorialita, personalita a pohlavní dimorfismus. Tyto vlastnosti jsou důležitou součástí jedince a jejich mezidruhové rozdíly mohou být významné. Například odlišná míra sociality u různých druhů může způsobovat rozdílná omezení v pohyblivosti jedinců, míry jejich přežívání a také schopnosti kolonizovat jednotlivé zbytky habitatů. (Smith & Peacock 1990, Ray et al. 1991, Tyutyunov et al. 1996, Minchinton 1997, Courchamp et al. 1999, Lawes et al. 2000). Teritoriální druhy budou mnohem citlivěji reagovat na ztrátu plochy jejich habitatu, protože mají vyšší nároky na využívaný prostor. Při porovnání behaviorálních vlastností a trofické úrovně lze předpovědět reakci populace daného druhu na fragmentaci habitatu. Druhy, které jsou na vyšší trofické úrovni, jsou s vyšší pravděpodobností citlivější na změny prostředí,

protože jejich potravní základna je široce dispergovaná (Wolff 1999). Na okrajích lesů je obecně vyšší hustota populací, která zároveň působí na růst výskytu predátorů (Harris 1988, Wolf & Batzli 2002). Na nevýhody využívání ekotonů některými živočichy ukazuje i významně zvýšená míra hnízdní predace. Ta je závislá především na hustotě a přístupnosti hnízd. V místech, kde jsou hnízda koncentrována na malé ploše, nebo jsou pravidelně rozmístěna, míra predace významně stoupá (Donovan et al. 1995, Robinson et al. 1995). Na druhou stranu se ukazuje se, že druhy, které jsou schopny používat široké spektrum habitatů, dávají přednost krajíně, která je ovlivněna lidskou činností (Laurance 1991, Andrén 1994, Brown 1995). Nejvíce zde prospívají druhy, které využívají raná sukcesní stádia habitatů, jedná se především o druhy s většími domovskými okrsky (Comins et al. 1980, Hanski 1999). Důvodem může být to, že lidská činnost, ve většině případů, zvyšuje poměr plochy, která tyto raná sukcesní stádia připomíná. Na rozdíl od specializovaných druhů jsou generalisté v mnohem větší míře schopni využívat habitaty, které vytvořil člověk. Toto prostředí může také pro ně poskytovat nové zdroje potravy a úkrytů (Laurance 1995, Sarre et al. 1995, Gascon et al. 1999, Bentley et al. 2000). Navíc potravní generalisté budou méně ovlivněni fragmentací, protože nejsou tak citliví na změny variability v typu a distribuci přirozené potravy, která roste zároveň s úbytkem přirozených habitatů (Swihart & Nupp 1998, Swihart et al. 2001, Swihart et al. 2003).

Velikost těla může pomáhat ke snížení negativních následků fragmentace a může vést k omezení vlivu lidské činnosti, která způsobuje změny ve využívání habitatů jednotlivými druhy. Na druhou stranu morfologická a vývojová omezení u jednotlivých druhů mohou vést k negativní odpovědi na změnu habitatu a to může vést k omezení jak četnosti, tak hustoty daného druhu. Eurytopní druhy, které mohou využívat větší množství habitatů a využívají široké spektrum potravy, v rámci celého svého geografického rozšíření, jsou v menší míře negativně ovlivňovány fragmentací přirozených habitatů než jiné stenotopní druhy. Se zvyšující se mírou teritoriality se zvyšuje míra negativního vlivu fragmentace krajiny. Tento jev je nejlépe patrný u predátorů, kteří jsou navíc ovlivňováni horší nabídkou potravy a nižší nosnou kapacitou prostředí. (Swihart & Nupp 1998, Wolff 1999, Pulliam 2000, Zollner 2000, Richter et al. 2001, Swihart 2003).

Přestože se často zdůrazňuje negativní vliv fragmentace krajiny (Murcia 1995), některé druhy mohou prospívat v heterogenní krajíně. Především se jedná o středně velké predátory se širokým potravním spektrem. Jejich hustoty jsou mnohem vyšší v krajíně narušené zemědělskou činností, než v krajíně kontinuálně pokryté lesy nebo zemědělskou půdou (Hoffmeister 1989, Andrén 1992, Oehler & Litvaitis 1996, Pedlar et al. 1997). Využití

jednotlivých fragmentů může záležet na faktorech, které jsou významné na lokální úrovni. Takovýmto faktorem může být fyziognomie porostu. Také může mít významný vliv struktura krajiny a přítomnost jejich jednotlivých struktur, která určuje možnosti pohybu jednotlivých organismů a dostupnost zdrojů (Gilpin and Hanski 1991). Predátoři zároveň mohou využívat okraje habitatů jako koridorů (Bider 1968, Small & Hunter 1988). Znalost těchto vztahů může být významná při aplikaci ochranných opatření, která mohou být neúčinná, pokud nejsou vhodně použita (Hansen et al. 1993). Lze předpokládat, že různé druhy šelem budou jiným způsobem reagovat na fragmentaci krajiny v závislosti na jejich morfologii, potravní strategii, teritorialitě a dalších vlastnostech (Virgós et al. 2002). Liška obecná je schopna využívat i téměř bezlesou krajinu a z tohoto důvodu by její populace měly lépe snášet zmenšování lesních ploch. Výskyt jezevce je ale ve velké míře ovlivňován výskytem vhodných míst k hloubení nor. Pravděpodobnost výskytu těchto míst roste v rozsáhlých lesích a z tohoto důvodu může být výskyt jezevce závislý na přítomnosti velkých lesních celků, a to v důsledku jeho behaviorálních vlastností (Freemark and Merriam 1986; Roper 1993). Výskyt koček, kun a menších lasicovitých šelem by měl být ve velké míře ovlivňován výskytem jejich potravy a přítomností možných úkrytů (Virgós et al. 2002). U kočky domácí lze předpokládat, že potřebu úkrytů naplňuje přítomnost obytných staveb. Výskyt potravy, kterou ve velké míře tvoří hlodavci, je často vázán na malé lesí ostrůvky. Na těchto místech by měla být hustota těchto drobných savců velmi vysoká (Telleria et al. 1991). Populace hlodavců ale velmi často podléhají tří až pětiletým populačním cyklům a ve fázi pesima je hustota jejich populací minimální (Klemola et al. 2002). V takovémto případě mohou obecně predátoři přejít na alternativní kořist. V tomto případě mohou být alternativním zdrojem potravy ptáčí hnízda (Donovan et al. 1995, Robinson et al. 1995). Pravděpodobný bude zvýšený výskyt těchto predátorů v okrajových částech lesů, kde je zvýšená pravděpodobnost výskytu obou možných zdrojů potravy, avšak mnohem důležitějším faktorem pro výběr vhodného biotopu bude pravděpodobně již zmíněná přítomnost potenciálních úkrytů (Delibes 1983, Virgós and Casanovas 1999, Virgós et al. 2002).

Pro monitoring šelem lze použít jak přímých tak nepřímých metod. Přímé metody vyžadují kontakt se sledovaným druhem a přinášejí o něm podrobnější informace. U každého sledovaného jedince lze určit pohlaví, váhu a věk. Tyto metody, vzhledem ke své náročnosti, jsou vhodné pro podrobné sledování omezené skupiny jedinců jednoho druhu (Lynch et al. 2008). Nepřímé metody lze použít pro získání údajů distribuci a relativní hustotě sledovaných druhů (Bonesi & Macdonald 2004). Nepřímé metody jsou také vhodnější pro sledování lasicovitých šelem, které jsou velmi pohyblivé, inteligentní, ostražitě a vyznačují se často

soumračnou až noční aktivitou (Messenger & Birks 2000). Častými metodami jsou sledování výskytu trusu, sledování stop na sněhu a použití foto-pastí (Zielinski & Kucera 1995, Foresman & Pearson 1998, Zalewski 1999). Vzhledem k relativně nízkým hustotám populací šelem, jsou tyto metody náročné a často také jejich účinnost je nízká vhodnou metodou může být „fur snagging.“ Smyslem této metody je sběr a determinace srsti, která zůstala zachycena na sledovacích stanicích, které jsou k tomuto účelu uzpůsobeny (Lynch et al. 2008). Poslední dobou se prosazuje, pro sledování přítomnosti jednotlivých druhů šelem a jejich aktivity, používání pachových stanic, které jsou zakládány jako plochy, na kterých lze sledovat stopy přítomných živočichů. Výjimečně jsou pro tento účel používány tenké kovové pláty, pokryté tenkou vrstvou mastku (Odell & Knight 2001). Obvyklejší je použití 0,5 až 2 cm silné vrstvy písku na ploše 1m². Šelmy jsou na místo pachové stanice zpravidla lákáni atraktantem, který je volen na základě cílové skupiny živočichů. Může se jednat přímo o moč sledovaného živočicha, moč jeho kořisti (králičí moč) nebo návnady zhotovené obecně z mastných kyselin (Maestas et al. 2003; Novaro et al. 2005, Sacks & Neale 2007, Lynch et al. 2008).

Tato práce sleduje výskyt šelem ve fragmentované krajině na území České republiky a jednotlivé faktory prostředí, které mohou výskyt šelem vysvětlovat. Důležitý vliv může mít charakteristika krajiny na regionální úrovni a zároveň fyziognomie rostlinného společenstva na úrovni lokální. Jako metoda vhodná pro monitorování těchto savců bylo zvoleno sledování na základě pachových stanic. Na návštěvnost šelem na těchto stanicích by mohla mít rovněž charakteristika mikrohabitatu v nejbližším okolí stanic, která byla z tohoto důvodu rovněž sledována.

Metodika

Charakteristika sledované oblasti

Sledované území o celkové rozloze 980 km² se nachází v Českobudějovické pánvi (v rozmezí od 48°47'55"N, 14°26'33"E do 49°12'38"N, 14°4'3"E). Na tomto území je podloží tvořeno především žulou, rulou a dioritem, v blízkosti vodních nádrží a toků však převládají spraše, štěrky, pískovce a jíly. V této oblasti je terén převážně rovinný a nadmořská výška se pohybuje většinou v rozmezí od 380 do 410 m n. m. a průměrná roční teplota se pohybuje okolo 7,5°C. Roční úhrn srážek v této oblasti je v rozmezí 600 až 650 mm. Oblast je charakteristická velkým množstvím vodních ploch, především rybníků, luk a polí s vysokou mírou intenzivní zemědělské činnosti. Tyto prvky se podílejí na fragmentaci lesních celků. Stromové patro je, na okrajích, nejčastěji tvořeno bukem lesním (*Fagus sylvatica*), dubem letním (*Quercus robur*), bříza bělokora (*Betula pendula*) a javory (*Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*). Dalšími druhy, které se podílejí na tvorbě stromového patra, především ve větší vzdálenosti od okrajů lesa, jsou borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a smrk ztepilý (*Picea abies*). Keřové patro je nejčastěji tvořeno těmito stejnými druhy ve vzrůstu do 5m. V bylinném patře jsou nejčastěji zastoupeny kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), jahodník obecný (*Fragaria vesca*), ostružiník (*Rubus sp.*) a různé druhy trav (*Phleum sp.*, *Festuca sp.*, *Dactylis sp.*, *Arrhenatherum sp.*). Na tomto území je předpokládán výskyt kočky domácí (*Felis catus*), lišky obecné (*Vulpes vulpes*), jezevce lesního (*Meles meles*), kuny skalní (*Martes foina*), kuny lesní (*Martes martes*), tchoře tmavého (*Mustela putorius*), lasice hranostaje (*M. erminea*) a lasice kolčavy (*M. nivalis*).

Distribuce savčích predátorů

Výskyt šelem byl sledován celkem na 154 lokalitách, z toho bylo 55 umístěno ve velkých lesních celcích a 99 v drobných lesních fragmentech. Tyto lokality byly sledovány postupně v letech 2008 a 2009 a to vždy v období května a června. Malé lesní fragmenty byly vybírány tak, aby jejich plocha nepřesahovala 5 ha. Nejmenší vzdálenost mezi lokalitami byla 500 m a průměrná 3,5 km. Na každou sledovanou lokalitu byla umístěna jedna stanice na okraji lesa tak, aby její poloha reprezentovala stav sledovaného ekotonu. Pachové stanice pro zjištění výskytu savčích predátorů byly vytvořeny na plochách o rozměrech 1x1 m (Odell & Knight 2001, Lynch et al. 2008). Pro jejich založení byla tato plocha důkladně vyčištěna od vegetace a hrubých nečistot, poté byla překryta hrubým černým igelitem o tloušťce 0,5 mm.

Takto upravená plocha byla překryta vrstvou jemnozrnného písku, která byla hluboká přibližně 2 cm (Maestas et al. 2003). Na každou stanici bylo spotřebováno přibližně 10 kg písku v závislosti na jeho aktuální vlhkosti. Jako pachový atraktant byla použita králičí moč. Pro její umístění na pachovou stanici se používala přibližně 30 cm dlouhá dřevěná tyč se zásobníkem na 2 ml. Tato tyč byla ukotvena ve středu stanice tak, aby byl zásobník ve výšce 15 až 20 cm nad povrchem písku. Tento atraktant byl důležitý pro přilákání šelem a zvýšení pravděpodobnosti odhalení jejich přítomnosti.

U každé série pachových stanic byly provedeny 4 kontroly, každá s odstupem 48 hodin. Při těchto kontrolách byly zaznamenávány otisky stop šelem a následně určovány na základě jejich rozměrů a tvaru (Anděra & Horáček 2005). Po každé kontrole byly stanice opraveny do původního stavu, aby nedocházelo k chybným interpretacím záznamů.

Potravní nabídka

Pro stanovení potravní nabídky byly provedeny odchyt drobných savců na lokalitách, kde bylo prováděno sledování šelem a to nejpozději týden po ukončení sledování šelem. Pro tento účel byly použity sklapovací pasti určené pro odchyt hlodavců, které byly kladeny na zem v linii, kdy vzdálenost mezi jednotlivými pastmi byla vždy 5 m na vzdálenost 100 m (Adams 1984, Korpinmäki et al. 2005). Jako návnada byl použit knot namočený ve směsi tuku a mouky (Šálek et al. unpublished manuscript). Na každé lokalitě byl odchyt prováděn 24 hodin. Odchycení drobní savci byli určováni na základě klíče (Anděra & Horáček 2005).

Habitatové charakteristiky

Sledované lokality byly hodnoceny na úrovni parametrů mikrohabitatu a lokálního a regionálního habitatu. Mikrohabitatové charakteristiky byly vyhodnocovány na čtvercové ploše 100 m², která ležela svou vnější hranou na stanici na okraji lesa. Na těchto plochách byla určována pokryvnost bylin, keřů, průchodnost terénem a zápoj koruny. Průchodnost terénem byla především negativně závislá na pokryvnosti ostružiníkem (*Rubus sp.*) a kopřivou dvoudomou (*Urtica dioica*). Bylinné patro bylo sledováno do výšky 50cm, v rozmezí 50cm až 5m bylo určováno keřové patro a nad 5m stromové. Dále byla zjišťována přítomnost lesních cest a stáří stromového patra (Mangas et al. 2007, Virgós et al. 2002; Heske et al. 1999). Lokální habitatové charakteristiky byly určovány na plochách o rozloze 0,5 ha, které obsahovaly 200m okrajových struktur lesa a zasahovaly 25m do jeho vnitřního prostoru. Zde byly určovány shodné charakteristiky jako pro mikrohabitat. Regionální charakteristiky habitatu byly hodnoceny pomocí GIS analýzy (Gough & Rushton 2000) fotografických map v měřítku 1:5000 a na jejich základě byly určeny plochy sledovaných lesních celků a lesních fragmentů. U lesních fragmentů byla také sledována jejich propojenost

s okolím. Do vyhodnocování byly dále použity kruhové plochy o poloměru 1km, které měly střed určen na místě příslušné okrajové pachové stanice (Gehring & Swihart 2003). Na těchto územích byla určována rozloha polí a luk, zastavěná plocha a vodní plocha (Gehring & Swihart 2003, Heske et al. 1999). Také byla sledována délka okrajových struktur, která byla následně vztažena ke sledované ploše (Hargis et al. 1999) (Tab. 1).

Tab. 1: Sledované charakteristiky prostředí na mikrohabitatové, lokální a regionální habitatové úrovni

Sledované charakteristiky	Zkratka	Popis
Mikrohabitatové charakteristiky		
		Čtvercová plocha (100 m²) kolem pachové stanice
Pokryvnost bylinného patra	MHERB	Procentuelní pokryvnost bylinného patra (< 50 cm)
Pokryvnost keřového patra	MSHR	Procentuelní pokryvnost keřového patra (< 50 cm)
Zápoj koruny	MCAN	Procentuelně určený zápoj stromové koruny
Stáří porostu	MAGE	Odhad průměrného věku stromového patra (přesnost 25 let)
Průchodnost	MPERM	Procento plochy s absencí kopřivy a ostružiníku
Lesní cesta	MROAD	Přítomnost nebo nepřítomnost lesních cest
Lokální habitatové charakteristiky		
		Sledovaný pás okraje lesa o délce 200m a šířce 25m (0,5 ha)
Pokryvnost bylinného patra	LHERB	Procentuelní pokryvnost bylinného patra (< 50 cm)
Pokryvnost keřového patra	LSHR	Procentuelní pokryvnost keřového patra (< 50 cm)
Zápoj koruny	LCAN	Procentuelně určený zápoj stromové koruny
Stáří porostu	LAGE	Odhad průměrného věku stromového patra (přesnost 25 let)
Průchodnost	LPERM	Procento plochy s absencí kopřivy a ostružiníku
Lesní cesta	LROAD	Přítomnost nebo nepřítomnost lesních cest
Regionální charakteristiky		
		Kruhové plochy o poloměru 1 km (314 ha)
Rozloha lesa	RFOR	Plocha sledovaného lesního celku / lesního fragmentu (m ²)
Rozloha zemědělsky využívaných ploch	RAGR	Plocha polí a luk (m ²)
Rozloha vodních ploch	RWAT	Plocha vodních nádrží a toků (m ²)
Rozloha zastavěných ploch	RHS	Rozloha zastavěných ploch (m ²)
Míra okrajových struktur	RED	Délka okrajových struktur na hektar (m/ha)
Conectivity	CONC	Existence nebo absence struktur propojujících sledovaný lesní fragment s jinou zalesněnou plochou, lidským sídlem nebo vodní plochou

Statistické vyhodnocení dat

Během kontrol pachových stanic byl zaznamenán výskyt šelem celkem ve 135 případech. Protože při použití pachových stanic není možné odhalit opakovaný výskyt jednoho jedince, byla pro analýzy použita jenom přítomnost/nepřítomnost daného druhu. Nejprve byla vyhodnocována data ze všech sledovaných lokalit, a poté byla stejnými metodami zpracována data pouze z malých lesních fragmentů, na kterých byla sledována i jejich propojenost. Závislou proměnnou byl výskyt šelmy a vysvětlujícími proměnnými byly parametry prostředí. Rozlohy získané z GIS analýzy fotografických map byly logaritmovány.

Základní zpracování a úpravy dat byly provedeny v programu Excel XP (Microsoft Corp. 2002).

Závislost celého společenstva šelem na faktorech prostředí byla vyhodnocována pomocí gradientové redundanční analýzy (RDA), doplněné o Monte-Carlo permutační test. Toto vyhodnocení bylo provedeno pokaždé zvlášť na mikrohabitatové, lokální habitatové a regionální úrovni. Pro zjištění vlivu jednotlivých úrovní na množství vysvětlené variability byla použita metoda rozkladu variance. Gradientové analýzy byly zpracovány v programu CANOCO for Windows 5.0 (Lepš & Šmilauer 2003) a ordinační diagramy byly vytvořeny v programu CanoDraw (Lepš & Šmilauer 2003).

Výskyt jednotlivých druhů šelem v závislosti na prostředí byl vyhodnocován pomocí zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty (GLMM). V tomto případě byly parametry všech tří úrovní prostředí použity v modelu nejlepšího výběru (forward selection). Pro zpracování této analýzy byl použit program R 2.6.0. (Hankin 2008).

Výsledky

Při kontrolách pachových stanic byl výskyt predátorů zjištěn celkem ve 115 případech. Záznamy se týkaly celkem 8 druhů šelem, přičemž podle stop nebylo možné rozlišit kunu skalní (*Martes foina*) a kunu lesní (*Martes martes*), a proto tyto jsou tyto dva druhy dále uváděny společně jen jako kuna (*Martes sp.*). Kuny zároveň byly nejčastěji zaznamenanými šelmami a tvořily 23 % (n=26) všech pozorování. Dalšími často pozorovanými druhy byla kočka domácí (*Felis catus*) a lasice hranostaj (*Mustela erminea*). Tyto šelmy se shodně podílely na záznamech z 19 % (n=22). Dále byl zaznamenán také výskyt tchoře tmavého (*Mustela putorius*), lasice kolčavy (*Mustela nivalis*), lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a jezevce lesního (*Meles meles*), který pro svůj výskyt na velmi omezeném množství lokalit nebyl zahrnut ve statistikách GLMM (Tab. 2).

Tab. 2: Počty lokalit s výskytem jednotlivých druhů šelem ve všech sledovaných lesních fragmentech (n=154) a v malých lesních fragmentech (n=99)

Druhy	Všechny lesní fragmenty	Malé lesní fragmenty
<i>Felis catus</i>	17	16
<i>Vulpes vulpes</i>	10	6
<i>Meles meles</i>	6	3
<i>Martes sp.</i>	23	19
<i>Mustela putorius</i>	11	10
<i>Mustela erminea</i>	15	9
<i>Mustela nivalis</i>	10	8

Při sledování výskytu hlodavců bylo během 4620 past'o-nocí chyceno pouze 21 jedinců na 17 lokalitách (11 % sledovaného území). Dominantním druhem byla myšice lesní (*Apodemus flavicolis*). Vzhledem k tomu, že zjištěný počet a výskyt těchto drobných savců byl minimální, tato data nebyla dále použita.

Pro zjištění vlivu jednotlivých parametrů prostředí na mikrohabitatové, lokální habitatové a regionální úrovni na společenstvo šelem byla použita metoda RDA. Na základě Monte-Carlo permutačního testu byla vždy určena míra vysvětlené variability na 1. a 2. ose a dále byla každá proměnná zvlášť testována pomocí Monte-Carlo permutačního testu.

Na regionální úrovni bylo tímto způsobem na 1. a 2. ose vysvětleno 79,9% variability (Obr. 1). V tomto případě měla prokazatelný vliv rozloha zemědělsky využívaných ploch (RAGR) (F=3,47; p=0,002) Druhy, které pozitivně korelovaly s tímto parametrem byly kuny, tchoř tmavý, kočka domácí a lasice kolčava. Dále měla prokazatelný vliv rozloha lesa (RFOR) (F=2,81; p=0,008), s tou pozitivně koreloval výskyt jezevce lesního a lasice

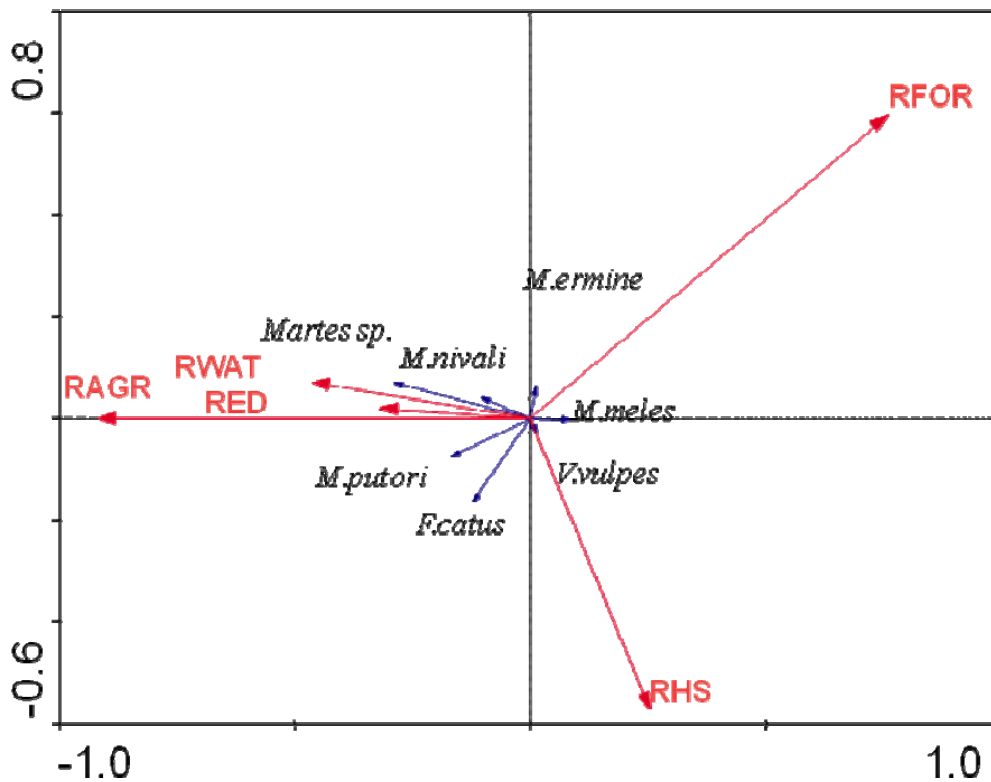
hranostaje. Dalšími testovanými parametry prostředí byla rozloha vodních ploch (RWAT) ($F=1,61$; $p=0,142$), rozloha lidských sídel (RHS) ($F=0,85$; $p=0,536$) a množství okrajových struktur (RED) ($F=0,52$; $p=0,81$).

Na lokální habitatové úrovni bylo vysvětleno na 1. a 2. ose 81,2% variability (Obr. 2). Nejdůležitějším parametrem zde byla průchodnost terénem (LPERM) ($F=2,84$; $p=0,014$), která pozitivně korelovala s výskytem lasice hranostaje a lasice kolčavy. Průkazně také vyšel vliv zápoje koruny (LCAN) ($F=2,33$; $p=0,038$), tento parametr pozitivně koreloval se zjištěným výskytem kuny a kočky domácí. Dalšími parametry prostředí byly stáří stromového patra (LAGE) ($F=1,67$; $p=0,11$), přítomnost lesních cest (LROAD) ($F=1,66$; $p=0,15$), pokryvnost bylinného patra (LHERB) ($F=0,88$; $p=0,484$) a pokryvnost keřového patra (LSHR) ($F=0,75$; $p=0,582$).

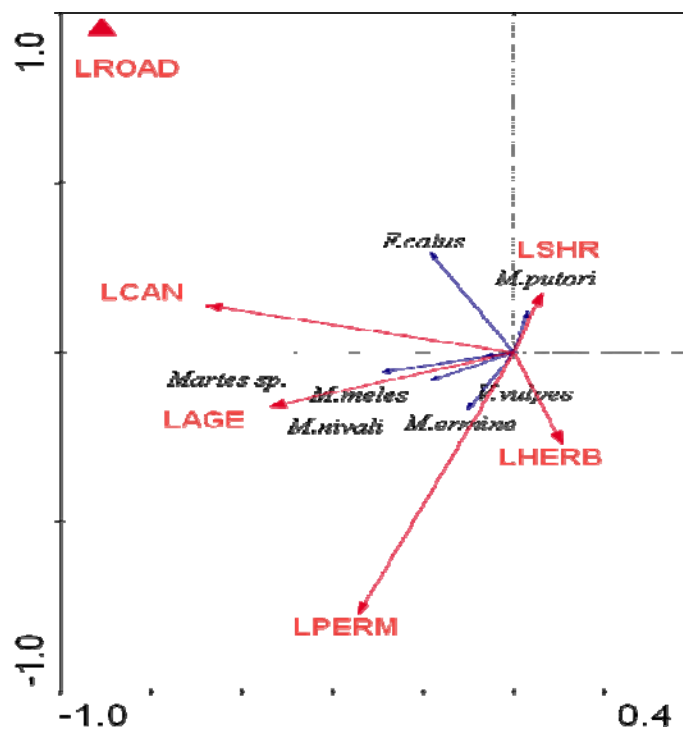
Pro mikrohabitatovou úroveň bylo na 1. a 2. ose vysvětleno 73,1% variability (Obr. 3). Na této úrovni byl průkazně zjištěn vliv jen u průchodnosti prostředím (MPERM) ($F=2,41$; $p=0,032$), ta pozitivně korelovala s výskytem lasice hranostaje a lasice kolčavy. Dalšími parametry na této úrovni byly pokryvnost keřového patra (MSHR) ($F=1,66$; $p=0,124$), stáří stromového patra (MAGE) ($F=1,08$; $p=0,37$), pokryvnost bylinného patra (MHERB) ($F=0,97$; $p=0,464$), přítomnost lesních cest (MROAD) ($F=0,71$; $p=0,67$) a zápoj koruny (MCAN) ($F=0,65$; $p=0,71$).

Při provedení rozkladu variance bylo zjištěno, že regionální úroveň se podílí na vysvětlené variabilitě z 28,24 %, lokální habitatová úroveň z 39,69 % a mikrohabitatová ze 16,03 %. Překryv jednotlivých úrovní se podílí na vysvětlené variabilitě z 16,03 %.

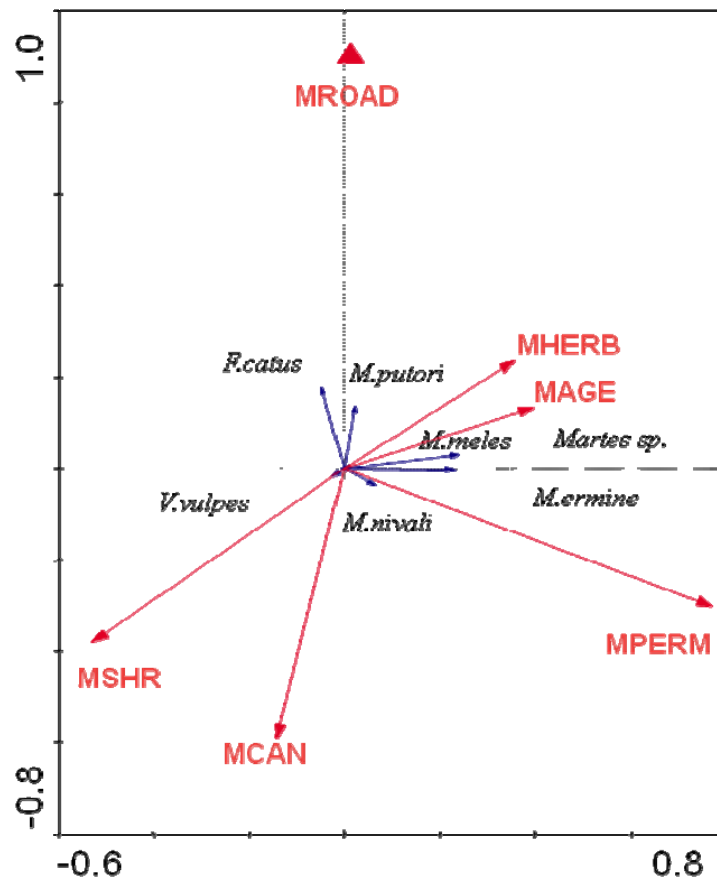
Analýza GLMM byla použita pro zjištění existence vlivu všech parametrů prostředí na jednotlivé druhy šelem. Byl použit model nejlepšího výběru (forward selection) a pro každý hodnocený druh byla vybrána nejvhodnější kombinace parametrů prostředí (Tab. 3). Nejčastějšími parametry, které jsou významné pro sledovaný druh, jsou rozloha lesa (RFOR), rozloha zemědělské půdy (RAGR), zápoj koruny (LCAN) a průchodnost (LPERM) na lokální úrovni a pokryvnost bylinného patra (MHERB) a průchodnost (MPERM) na mikrohabitatové úrovni.



Obr. 1: Vliv regionálních charakteristik prostředí na společenstvo šelem (RDAm první dvě ordinační osy, modré šipky znázorňují jednotlivé druhy šelem, červené jednotlivé charakteristiky prostředí).



Obr. 2: Vliv lokálních habitatových charakteristik prostředí na společenstvo šelem (RDAm první dvě ordinační osy, modré šipky znázorňují jednotlivé druhy šelem, červené jednotlivé charakteristiky prostředí, centroidy kategoriální charakteristiky prostředí).



Obr. 3: Vliv mikrohabitatových charakteristik prostředí na společenstvo šelem (RDAm první dvě ordinační osy, modré šipky znázorňují jednotlivé druhy šelem, červené jednotlivé charakteristiky prostředí, centroidy kategoriální charakteristiky prostředí).

Tab. 3: Vliv jednotlivých parametrů prostředí na výskyt jednotlivých druhů šelem ve všech lesních fragmentech

Druhy	Parametry prostředí	Std. E.	z	p	AIC
<i>Felis catus</i>	RFOR	0.351	-1.403	0.161	98.477
	LCAN	0.021	2.441	0.015	
	LROAD	0.698	-1.815	0.069	
	LPERM	0.018	-1.673	0.094	
	LHERB	0.012	-1.456	0.145	
<i>Vulpes vulpes</i>	RWAT	0.211	1.644	0.100	74.442
	LROAD	2076.711	0.008	0.993	
	MROAD	2076.711	-0.008	0.993	
<i>Martes sp.</i>	RAGR	2.267	2.852	0.004	111.37
	LPERM	0.027	2.365	0.018	
	LCAN	0.017	1.552	0.121	
	LAGE	0.017	2.061	0.039	
	RHS	0.194	-1.974	0.048	
	MHERB	0.014	1.825	0.068	
	RWAT	0.159	1.397	0.162	
<i>Mustela putorius</i>	RFOR	0.442	-1.935	0.053	77.482
<i>Mustela erminea</i>	MPERM	0.031	2.616	0.009	92.782
	MHERB	0.014	1.485	0.138	
<i>Mustela nivalis</i>	LSHR	0.017	-2.208	0.027	69.296
	LCAN	0.028	1.969	0.049	
	MHERB	0.014	-1.824	0.068	

Pro porovnání vlivu propojenosti malých lesních fragmentů (CONC) s ostatními parametry prostředí na výskyt šelem, byly použity data pouze z lesních fragmentů, které měly menší rozlohu než 40 ha. Pro zjištění vlivu jednotlivých parametrů na složení společenstva šelem byla opět použita metoda RDA.

Na regionální úrovni bylo na 1. a 2. ose vysvětleno 76,7 % variability (Obr. 4). Na výskyt šelem měla prokazatelný vliv propojenost (CONC) ($F=2,13$; $p=0,042$). Druhy pozitivně korelované s tímto parametrem byly lasice hranostaj a kočka domácí. Dalšími sledovanými charakteristikami byly rozloha zemědělsky využívané půdy (RAGR) ($F=2,02$; $p=0,072$), rozloha lesa (RFOR) ($F=1,19$; $p=0,30$), rozloha lidských sídel (RHS) ($F=1,06$; $p=0,37$), rozloha vodní plochy (RWAT) ($F=0,84$; $p=0,522$) a množství okrajových struktur (RED) ($F=0,69$; $p=0,644$).

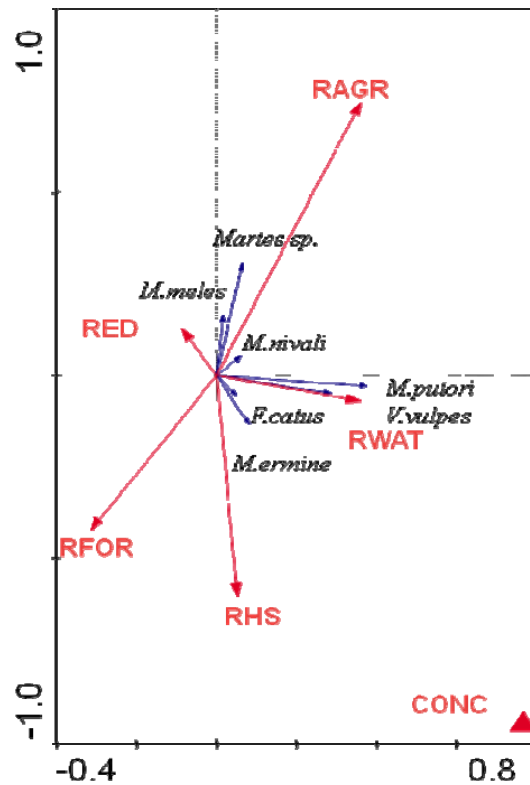
Pro lokální úroveň bylo vysvětleno na 1. a 2. ose 68,6 % variability (Obr. 5). Na této úrovni měla průkazný vliv na výskyt šelem průchodnost terénem (LPERM) ($F=2,484$; $p=0,038$), která byla pozitivně korelovaná s výskytem kun, lasice hranostaje a lasice kolčavy.

Díky nízké průkaznosti na této úrovni ($F=2,13$; $p=0,054$), význam propojenosti (CONC) je pouze na úrovni trendu. Propojenost je zároveň pozitivně korelovaná s výskytem lišky obecné a tchoře tmavého. Dále zde byl sledován zápoj koruny (LCAN) ($F=1,92$; $p=0,072$), pokryvnost keřového patra (LSHR) ($F=1,33$; $p=0,238$), přítomnost lesních cest (LROAD) ($F=1,24$; $p=0,308$), pokryvnost bylinného patra (LHERB) ($F=0,85$; $p=0,56$) a stáří porostu (LAGE) ($F=0,64$; $p=0,73$).

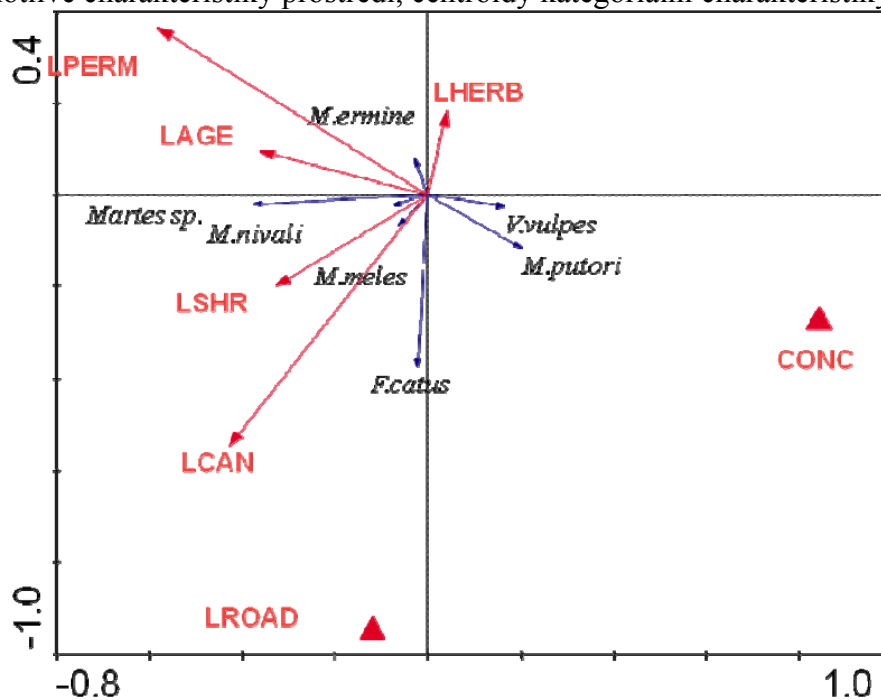
Na mikrohabitatové úrovni bylo na 1. a 2. ose vysvětleno 74,6 % variability (Obr. 6). Byl prokázán vliv propojenosti (CONC) ($F=2,13$; $p=0,042$) a tento parametr na mikrohabitatové úrovni pozitivně koreloval s výskytem lasice hranostaje, kočky domácí a lasice kolčavy. Dále zde byl sledován vliv průchodnosti terénem (MPERM) ($F=1,88$; $p=0,08$), pokryvnosti bylinného patra (MHERB) ($F=0,89$; $p=0,518$), pokryvnosti keřového patra (MSHR) ($F=0,75$; $p=0,622$), stáří porostu (MAGE) ($F=0,72$; $p=0,66$), přítomnosti lesních cest (MROAD) ($F=0,53$; $p=0,78$) a zápoje koruny (MCAN) ($F=0,41$; $p=0,882$).

Na základě rozkladu variance bylo zjištěno, že propojenost (CONC) se podílí na vysvětlené variabilitě ze 14,29 %, regionální úroveň z 23,98 %, lokální habitatová úroveň z 36,22 % a mikrohabitatová ze 17,86 %. Překryv jednotlivých úrovní se podílí na vysvětlené variabilitě ze 7,65 %.

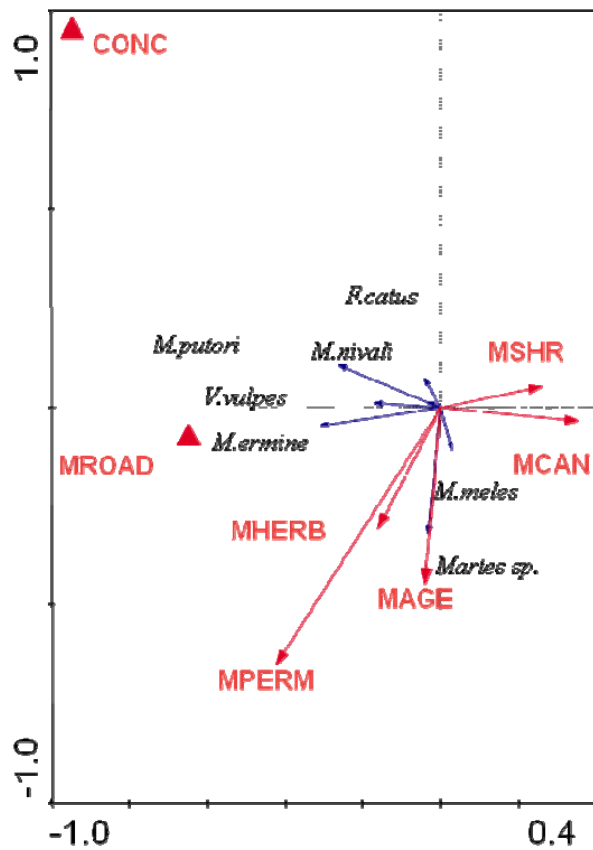
Pomocí analýzy GLMM byly zhodnoceny vlivy všech sledovaných parametrů na malých lesních ostrůvcích na výskyt jednotlivých druhů šelem. Byl použit model nejlepšího výběru (forward selection) a pro každý hodnocený druh byla vybrána nejvhodnější kombinace parametrů prostředí (Tab. 4). Význam propojenosti (CONC) se ukázal u lišky obecné a tchoře tmavého, dalšími častými parametry byly rozloha zemědělsky využívané půdy (RAGR), rozloha vodních ploch (RWAT), průchodnost (LPERM) a pokryvnost bylinného patra (LHERB) na lokální úrovni.



Obr. 4: Vliv regionálních charakteristik prostředí na společenstvo šelem na malých lesních fragmentech (RDAm první dvě ordinační osy, modré šípky znázorňují jednotlivé druhy šelem, červené jednotlivé charakteristiky prostředí, centroidy kategoriální charakteristiky prostředí).



Obr. 5: Vliv lokálních habitatových charakteristik prostředí na společenstvo šelem na malých lesních fragmentech (RDAm první dvě ordinační osy, modré šípky znázorňují jednotlivé druhy šelem, červené jednotlivé charakteristiky prostředí, centroidy kategoriální charakteristiky prostředí).



Obr. 6: Vliv mikrohabitatových charakteristik prostředí na společenstvo šelem na malých lesních fragmentech (RDAm první dvě ordinační osy, modré šipky znázorňují jednotlivé druhy šelem, červené jednotlivé charakteristiky prostředí, centroidy kategoriální charakteristiky prostředí).

Tab. 4: Vliv jednotlivých parametrů prostředí na výskyt jednotlivých druhů šelem v malých lesních fragmentech

Druhy	Parametry prostředí	Std. E.	z	p	AIC
<i>Felis catus</i>	LROAD	0.808	-2.068	0.039	83.526
	LCAN	0.020	2.115	0.034	
	LPERM	0.019	-1.530	0.126	
<i>Vulpes vulpes</i>	CONC	1869.596	-0.009	0.993	43.017
	LHERB	0.028	1.546	0.122	
<i>Martes sp.</i>	RAGR	4.018	2.289	0.022	85.624
	LPERM	0.030	2.110	0.035	
	LSHR	0.016	2.309	0.021	
	RHS	0.269	-1.711	0.087	
	MAGE	0.019	1.507	0.132	
<i>Mustela putorius</i>	CONC	1870.483	-0.010	0.992	57.844
	RAGR	4.107	1.921	0.055	
	RWAT	0.384	1.258	0.208	
<i>Mustela erminea</i>	MPERM	0.042	2.279	0.023	53.484
	RFOR	1.422	2.441	0.015	
	RWAT	0.344	1.661	0.097	
	MHERB	0.021	1.320	0.187	
<i>Mustela nivalis</i>	MSHR	0.027	-1.537	0.124	54.843
	LHERB	0.013	-1.599	0.110	

Diskuse

Intenzivní zemědělská výroba a rozsáhlá výstavba působí, během posledních dvaceti let, na území České republiky výrazné změny v charakteru krajiny (Miko & Hošek 2009). Zmenšuje se plocha původních habitatů a zároveň se zvyšuje podíl ekotonů. Dalším efektem je růst izolovanosti zbytků původní vegetace a pokles jejich propojenosti (Saunders et al. 1991, Meffe & Carroll 1997, Mönkkönen & Reunanen 1999, Gehring & Swihart 2003). Fragmentace lesa vystavuje organismy, které přetrvávají v jeho zbytcích, vlivu okolního ekosystému, který je obklopuje (Murcia, 1995, Cadenasso & Pickett 2001). Takovéto nové uspořádání krajiny má rozdílný vliv na jednotlivé druhy. Středně velcí predátoři mohou dokonce ve fragmentované krajině, ovlivněné lidskou činností prosperovat mnohem lépe než v oblastech kontinuálně pokrytých lesy (Hoffmeister 1989, Andrén 1992, Oehler & Litvaitis 1996, Pedlar et al. 1997). Tato práce se zabývá savčími predátory v oblasti Českobudějovické pánve a především vlivem habitatových charakteristik ekotonů na rozhraní lesa a zemědělské krajiny na výskyt jednotlivých druhů šelem. Využití jednotlivých fragmentů savčími predátory by mělo být závislé na prostorovém uspořádání okolní krajiny a fyziognomii lesního porostu (Gilpin and Hanski 1991, Brown et al. 1995, Virgós et al. 2000, Gehring & Swihart 2003). Využití ekotonových struktur na rozhraní lesa a zemědělské krajiny může záviset, u rozdílných druhů, na různých parametrech prostředí na lokální úrovni. Habitatová heterogenita těchto ekotonových struktur je důležitým určujícím faktorem, pro výskyt ptáků využívajících pro hnízdění keřové patro (Soulé et al. 1988, Batáry & Báldi 2004), bezobratlých (Suarez et al. 1997, Wermelinger et al. 2007) a hlodavců (Bolger et al. 2000, Wolf & Batzli 2002).

Dalším důležitým faktorem, který ovlivňuje přítomnost jednotlivých druhů predátorů ve společenstvu je výskyt jejich potravy (Macdonald 1983, O'Donoghue et al. 1998, Jepsen et al. 2002, Sidorovich et al. 2007, Zub et al. 2008, Šálek et al. unpublished manuscript). Preference savčích predátorů pro ekotonové struktury může souviset s vyšší hustotou jejich kořisti v těchto strukturách (Harris 1988, Tellería et al. 1991, Donovan et al. 1995, Robinson et al. 1995; Wolf & Batzli 2002). Přestože šelmy využívají velké množství potravních strategií a široké potravní spektrum, nejobvyklejší součástí jejich potravy jsou v oblasti střední Evropy drobní savci. (Jedrzejewski and Jedrzejewska 1992, O'Mahony et al. 1999, McDonald et al. 2000, McDonald 2002, Sundell 2003, Huitu et al. 2004). Ti mohou být zastoupeni v potravě malých lasicovitých šelem v 77-85% (McDonald et al. 2000, Elmeros 2006, Lanszki & Heltai 2007). U oportunistických predátorů je zastoupení drobných savců

v potravě výrazně nižší a obvykle tvoří 19-52% (Goszczyński 1986, Lodé 1997, Lanszki & Heltai 2007, Posluszny et al. 2007). Předchozí výzkumy ukázaly, že hustota šelem a drobných savců zpravidla vzrůstá v ekotonech (Šálek et al. unpublished manuscript), zároveň hustota drobných hlodavců je, především v malých lesních fragmentech, závislá na pokryvnosti bylinného patra a často také na přítomnosti patra keřového (Fitzgibbon 1997, Petty et al. 2000, Lin & Batzli 2004). Nicméně na základě počtu odchycených hlodavců v průběhu této práce, lze předpokládat, že v letech 2008 a 2009 se nacházel tento typ kořisti ve fázi retrogradace, popřípadě pesima. Pro podpoření tohoto tvrzení by ale bylo zapotřebí mnohem delšího a podrobnějšího sledování populací drobných savců (Klemola et al. 2002, Inchausti et al. 2009). Kvůli malému množství záznamů byl tento faktor vyřazen z analýzy, a proto byla tato práce zaměřena na habitatové charakteristiky sledovaných ekotonů.

Při porovnání jednotlivých parametrů prostředí u všech sledovaných lokalit na mikrohabitatové, lokální habitatové a regionální úrovni na společenstvo šelem měla největší podíl na vysvětlené variabilitě struktura lokálního habitatu. Významný vliv zde měla průchodnost terénem a zápoj koruny, které byly významné pro strukturu společenstva šelem. Při sledování vlivu propojenosti u malých lesních fragmentů byl na této úrovni prokázán její význam pouze na úrovni trendu. Pozitivně korelovala s výskytem lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a tchoře tmavého (*Mustela putorius*). Vzhledem k podílu na vysvětlené variabilitě byla také významná struktura krajiny na regionální úrovni. Na celém sledovaném území měla největší vliv rozloha zemědělské krajiny a rozloha lesa, které spolu negativně korelovaly. Rozloha zemědělské půdy byla pozitivně korelována s výskytem kun (*Martes sp.*), lasice kolčavy (*Mustela nivalis*), tchoře tmavého (*Mustela putorius*) a kočky domácí (*Felis catus*). Při porovnání faktorů rozhodujících o výskytu savčích predátorů u malých lesních fragmentů se průkazně projevil vliv propojenosti jednotlivých fragmentů, ale rozloha zemědělské půdy vykazovala znovu pozitivní trend pro podstatnou část společenstva šelem. Kladná korelace výskytu většiny šelem s průchodností na lokální úrovni ukazuje na vysokou důležitost snadného pohybu a orientace v terénu (Virgós et al. 2002). Rozloha zemědělské půdy je pozitivně korelována s množstvím ekotonálních struktur. Lesní ekotony, především u malých lesních fragmentů, se vyznačují vyšším výskytem potravy, kterou zde tvoří drobní hlodavci (Ratti and Reese 1988, Crawley 1983, Tellería et al. 1991, Pasitschniak-Arts and Messier 1998). Tato souvislost se pravděpodobně projevila v analýzách jako pozitivní korelace rozlohy zemědělských ploch a výskytu šelem.

Nejmenší podíl na vysvětlené variabilitě měla struktura mikrohabitatů, která se svým významem blížila, při porovnání malých lesních fragmentů, propojenosti jednotlivých lokalit.

Na této úrovni se ukázala důležitost průchodnosti terénem, i když pro návštěvy, které byly zaznamenány pouze v malých lesních fragmentech, ukazovala pouze trend a mnohem významnější roli zde hrála propojenost s ostatními strukturami krajiny, jako byly další lesní fragmenty, lidská sídla a vodní plochy. Vliv mikrohabitatové úrovně se ukázal především u hranostaje, kde důležitou roli hrála průchodnost a pokryvnost bylin. Na této úrovni tvořila sledovaná plocha jen nepatrnou část z obvyklých domovských okrsků šelem, které mohou mít u lasice kolčavy rozlohu až 50 ha (Schmitt 2007) a například u lišek se mohou rozlohy jejich domovských okrsků pohybovat v rozmezí od 250 do 600 ha v závislosti na sezóně a kvalitě habitatu (Dekker et al. 2001). Z takovýchto výsledků lze usuzovat, že mikrohabitatová heterogenita z větší části ukazuje na vhodnost umístění pachové stanice, než na kvality dané lokality v rámci krajinného celku.

Velký význam propojenosti, který se ukázal při separátní analýze zaměřené jen na malé lesní fragmenty (na všech úrovních), pravděpodobně souvisí s nižší schopností šelem překonávat habitatové bariéry, ale zároveň možnost migrace jednotlivých druhů mezi fragmenty vhodných habitatů určuje přežívání těchto druhů v krajině (Andrén 1994). Z tohoto důvodu jsou lesní ostrůvky, které jsou izolovány, využívány výrazně méně, než ty propojené (Virgós et al. 2002).

Vzhledem k velkým rozdílům v morfologii, potravní ekologii a habitatových preferencích sledovaných druhů šelem, byly pro každý druh spočítány významné kombinace habitatových parametrů na jednotlivých úrovních.

Nejčastěji zaznamenanými šelmami byla kuna skalní (*Martes foina*) a kuna lesní (*Martes martes*). Na základě stop nebylo možné tyto dva druhy odlišit, ale můžeme předpokládat, že většina záznamů ukazuje výskyt kuny skalní, která je charakteristická svou preferencí fragmentované kulturní krajiny a často i svým synantropním výskytem (Virgós et al. 2000, Šálek et al. 2005, Mortelliti and Boitani 2007) a na druhou stranu je kuna lesní závislá na velkých lesních celcích a zároveň citlivě reaguje na jejich fragmentaci (Červený et al. 2003). Jelikož populace kun osidlujících lidská sídla jsou zpravidla lokalizovány ve větších urbanistických celcích, které nabízejí kunám zcela jinou nabídku potravy a množství úkrytů (Šálek et al. 2005, Eskreys-Wójcik & Wierzbowska 2007), mohla být negativní korelace výskytu kuny s rozlohou zastavěné plochy způsobena malou rozlohou lidských sídel v blízkosti sledovaných lokalit (Rondinini & Boitani 2002). V málo urbanizovaných oblastech je důležitá rostlinná složka, dále jsou v potravě významně zastoupeni drobní savci a ptáci (Zalewski & Jerdrzejewski 2006, Eskreys-Wójcik & Wierzbowska 2007). Kuny na regionální úrovni preferovaly rozlohu zemědělsky využívaných ploch a zároveň byla důležitým

parametrem rozloha vodních ploch, také se ukázalo, že výskyt kuny pozitivně koreloval se zvyšujícím se podílem ekotonů. Toto zjištění je v souladu s pracemi zaměřenými na habitatové preference kun (Bright 1993, Kurki et al. 1998, Rondinini & Boitani 2002) a mohlo by být vysvětleno zvýšeným výskytem drobných savců a hnízdících ptáků v ekotonálních strukturách (Harris 1988, Tellería et al. 1991, Wolf & Batzli 2002). Všechny druhy kun jsou dobře adaptovány pro šplhání a tím i využití vyšších pater stromového porostu (Rondinini & Boitani 2002). V našich analýzách se to projevilo pozitivní korelací výskytu kuny a zápoje koruny.

Dalším početným druhem byla kočka domácí. Kočka je především domácím zvířetem, které je pravidelně krmeno, ale je zároveň chováno zpravidla volně. Potrava podávaná člověkem se může podílet na výživě jedince ve 36-75% (Weber & Dailly 1998, Germain et al. 2009). Dalšími složkami potravy jsou hlodavci, ptáci a hmyz (Pearre & Maass 1998, Weber & Dailly 1998, Baker et al. 2008). Hlodavci se mohou vyskytovat v potravě v 17-52% (Weber & Dailly 1998, Germain et al. 2009). Přestože pro tento druh se ukázala na úrovni regionální heterogenity významná pouze negativní korelace s rozlohou lesa, na ordinačním diagramu lze, v kontrastu k tomuto efektu, pozorovat téměř shodný pozitivní vliv zastavěné plochy a plochy zemědělsky využívané. Tento pohled odpovídá i zdrojům potravy, které kočka využívá. Kromě potravy podávané člověkem, kterou kočka získává v blízkosti zastavěných ploch, je pro ni zároveň důležité množství ekotonálních struktur, kde je vyšší hustota přirozené kořisti (Harris 1988; Wolf & Batzli 2002) a lze předpokládat, že díky těmto potravním zvyklostem se v analýze objevuje negativní korelace s rozlohou lesa, kdy se zvyšuje poměr zastoupení lesních ekotonů a plochy lidských sídel v krajině, s výskytem kočky. Pro kočku je zároveň na lokální úrovni důležitý zápoj koruny, který ukazuje na možnost využívání také stromového patra (Rondinini & Boitani 2002). Na lokální úrovni se ukázala negativní korelace s průchodností terénem, ale zároveň je zde naznačena pozitivní korelace s pokryvností keřového patra, která ukazuje na preferenci hustších porostů, které mohou sloužit jako úkryt (Campbell 1979, Spencer et al. 1983, Drew 1995), či lovecké stanoviště (Fitzgibbon 1997, Petty et al. 2000, Lin & Batzli 2004, Harper 2007). Také se ukázal pozitivní vliv přítomnosti lesních cest na výskyt kočky. Tyto cesty mohou kočce sloužit jako cestovní koridory (MacArthur & Pianka 1966, Van der Zande et al. 1980).

Dalším druhem zaznamenaným na pachových stanicích byl tchoř tmavý. Tato šelma obvykle preferuje plochy zemědělské krajiny, mokřiny a porosty břehové vegetace v okolí rybníků (Birks 1998, Rondinini et al. 2006). V potravě této šelmy se mohou vyskytovat jak hlodavci tak zároveň i žáby, v některých případech i ptáci (Ferrari & Weber 1995, Lodé 1997).

V této práci byl výskyt tchoře negativně korelován s plochou lesa, ale zároveň byla potvrzena pozitivní korelace jeho výskytu s vodními a zemědělsky využívanými plochami. Dalším důležitým parametrem byla propojenost, která může hrát důležitou roli při migraci například za potravou. Tato zjištění byla předpokládána, jelikož se shodují s pracemi zaměřenými na ekologické nároky tchoře tmavého (Ferrari & Weber 1995, Lodé 1997, Birks 1998, Rondinini et al. 2006).

Nejmenšími druhy šelem na našem území jsou lasice hranostaj a kolčava, které jsou typickými druhy v otevřené zemědělské krajině a zároveň jsou často úzce specializovány na drobné hlodavce (O'Mahony et al. 1999, Johnson et al. 2000, Sundell 2003). Kolísání této potravy může mít vliv na výskyt těchto šelem (O'Mahony et al. 1999, Sundell 2003, Schmitt et al. 2007, Zub et al. 2009). Přestože se jedná o druhy s téměř shodnými ekologickými nároky, jejich habitatové preference se mohou vzájemně lišit. Během léta dávají lasice přednost otevřené krajině, kde preferují lineární habitaty, živé ploty a další ekotonální struktury (King 1983, Macdonald et al. 2004), a zároveň lasice hranostaj upřednostňuje ve větší míře stromové porosty než lasice kolčava (Borowski et al. 2007). Zároveň jsou tyto drobní mustelidi často vystaveni predaci a tímto mohou být také ovlivněny jejich habitatové preference, na které zde kromě vnitrodruhových faktorů budou mít také vliv mezidruhové interakce s většími predátory (Rosenzweig and Winakur 1969). V této studii se, kromě pozitivní korelace výskytu lasice hranostaje s prostupností terénem na mikrohabitatové úrovni, také ukázala důležitá pozitivní korelace výskytu lasice hranostaje s růstem plochy malých lesních fragmentů (do velikosti 40 ha) a rozlohou vodních ploch. Preference těchto parametrů potvrzuje důležitost jak ekotonálních struktur v okolí pachové stanice, kdy podíl ekotonu s nárůstem lesního celku klesá, tak zároveň pozitivní korelace s rozlohou lesa. To se odráží v preferenci středně velkých lesních ostrůvků. Pro lasici kolčavu se ukázala, při vyhodnocení všech lesních fragmentů, významná negativní korelace s pokryvností keřového patra a pozitivní korelace se zápojem koruny na lokální úrovni. Ordinační diagramy naznačují také pozitivní vliv průchodnosti na lokální úrovni na stavy lasice kolčavy, který koresponduje s významem zápoje koruny a pokryvnosti keřového patra, ale na druhou stranu to může být také způsobeno pouze příliš nízkým počtem záznamů lasice kolčavy ve velkých lesních celcích. Na druhou stranu je u malých lesních fragmentů na lokální úrovni naznačena pozitivní korelace s pokryvností keřového patra, která již ukazuje na preferenci hustšího porostu. Keřové patro a obecně hustší porost mohou zvyšovat vhodnost habitatu. Drobné šelmy ho mohou využívat jako úkrytu pro redukci predací tlaku, popřípadě jim může poskytovat odpočinková místa (Rosenzweig and Winakur 1969, Price 1978, Skinner and

Chimimba 2005). Také je zde vyšší pravděpodobnost výskytu drobných hlodavců (Fitzgibbon 1997, Petty et al. 2000, Lin & Batzli 2004), což je obvyklá potrava těchto drobných šelem (Johnson et al. 2000, O'Mahony et al. 1999, Sundell 2003). U lasice kolčavy se také ukázala důležitost absence bylinného patra na lokální úrovni v lesních fragmentech, což může ukazovat na důležitost snadného pohybu (Virgós et al. 2002).

Liška obecná využívá relativně velké domovské okrsky (250 až 600 ha) (Dekker et al. 2001), a zároveň je pro ni charakteristické široké spektrum potravy, které zahrnuje drobné hlodavce, zajícovce, ptáky a rostlinou složku (O'Mahony et al. 1999, Webbon et al. 2006, Bolton et al. 2007, Teunissen et al. 2008, Rosalino & Santos-Reis 2009). Zároveň je pro lišku charakteristická schopnost využívat široké spektrum habitatů, které zahrnuje i téměř odlesněnou zemědělskou krajinu (Macdonald et al. 1983, Dekker et al. 2001, Virgós et al. 2002). Podle našich výsledků je pro výskyt lišky v malých lesních ostrůvcích důležitý vliv pokryvnosti bylin a propojenosti. Zároveň je na lokální úrovni patrná negativní korelace bylinného patra a pokryvnosti koruny, což může ukazovat na preferenci řídkšího stromového porostu i v lesních habitatech. Ordinační diagramy naznačují využívání jak zemědělských tak lesních ploch stejnou měrou, což jen potvrzuje schopnost lišky využívat široké spektrum habitatů (O'Mahony et al. 1999). Dále také byla významná pozitivní korelace výskytu lišky s propojeností u malých lesních fragmentů. Přítomnost těchto koridorů, které spojují jednotlivé struktury v krajině, může významně usnadnit migraci savčích predátorů (Virgós et al. 2002).

Posledním zaznamenaným zástupcem šelem byl jezevec lesní, který pro svůj minimální výskyt nebyl zahrnut ve vyhodnocení GLMM. Jezevce je největším druhem lasicovité šelmy na našem území, využívá široké spektrum potravy, které zahrnuje především bezobratlé živočichy, obojživelníky, ovoce a také drobné savce (Roper 1993, Goszczyński et al. 2000). Limitujícím faktorem je pro něj přítomnost vhodných míst pro hloubení nor. Pravděpodobnost výskytu těchto míst je výrazně vyšší ve velkých lesních celcích s vyšší mírou heterogenity, kde se zpravidla nejčastěji vyskytuje (Freemark & Merriam 1986, Roper 1993, Virgós et al. 2002) a zároveň se obvykle vyhýbá bezlesním agrocenózám. V souladu s těmito předpoklady naznačují ordinační diagramy pozitivní korelaci mezi výskytem jezevce a plochou lesa. Při vyhodnocení pouze malých lesních fragmentů se však ukázal i možný výskyt jezevce v zemědělské krajině, zároveň pozitivně korelovaný s výskytem okrajových struktur v krajině, jelikož je tento výsledek získán pouze ze tří pozorování, nelze ho považovat za věrohodný.

Obecně lze říct, že pro výskyt sledovaných druhů je nejvhodnější mírně fragmentovaná krajina, se středně velkými ostrůvky lesa a vodními plochami, které jsou vzájemně propojeny koridory. V takovéto krajině je vyšší podíl ekotonových struktur, které šelmám umožňují snadnější pohyb a získávání potravy. U lesních ostrůvků je také důležitá jejich průchodnost a zápoj koruny, které ukazují na možnost využití daného lesního ostrůvku šelmami. Zároveň je zde důležitý i výskyt hustších, především keřových porostů, které mohou šelmám poskytovat možnost úkrytu nebo získání potravy. Druhy, které se od tohoto schématu odlišují, jsou kuna lesní a jezevec lesní, pro které jsou především důležité velké lesní celky, které nejsou narušeny činností člověka.

Literatura

- Anděra, M., Horáček, I., 2005: Poznáváme naše savce. Sobotáles, Praha.
- Andrén H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- Andrén, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Andrén, H. and Angelstam, P. 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544–547.
- Baker, P.J., Molony, S.E., Stone, E., Cuthill, I.C., Harris, S. 2008: Cats about Down: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* 150: 86-99.
- Batáry, P., Báldi, A. 2004: Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. *Conservation Biology* 18: 389-400.
- Bentley, J.M., Catterall, C.P., Smith, G.C. 2000: Effects of fragmentation of Araucarian vine forest on small mammals communities. *Conservation Biology* 14: 1075–1087.
- Bider, J.R. 1968: Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. *Ecological Monographs* 38: 269-308.
- Birks, J.D.S. 1998: Secondary rodenticide poisoning risk arising from winter farmyard use by European polecat *Mustela putorius*. *Biological Conservation* 85, 233–240.
- Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A., Case, T.J. 2000: Arthropods in urban habitat fragments in southern California : area, age, and edge effects. *Ecological Applications* 10: 1230–1248.
- Bolton, M., Tyler, G., Smith, K., Bamford, R. 2007: The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves *Journal of Applied Ecology* 44: 534–544.
- Bonesi, L., Macdonald, D.W. 2004: Evaluation of sign surveys as a way to estimate the relative abundance of American mink (*Mustela vison*). *Journal of Zoology* 262: 65–72.
- Borowski, Z., Wiczorek, M., Kardynia, P. 2007: Problem with interpretation the koexistence of two ecologically simile carnivorous species – the least weasel (*Mustela nivalis*) and the stoat (*M. erminea*) as a sample. *25th Mustelid Colloquium, 4-7.10.2007. Třebon, Czech Republic*.
- Bright, P. W. 1993. Habitat fragmentation – problems and predictions for British mammals. *Mammal Review* 23: 101–111.
- Brown, J.H. 1995: Macroecology. *The University of Chicago Press, Chicago, IL*.
- Brown, J.H., Mehlman, D.W., Stevens, G.C. 1995: Spatial variation in abundance. *Ecology* 76: 2028–2043.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A. 2001: Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* 15: 91–97.
- Campbell, T.M. 1979: Short-term effect of timber harvest on pine marten ecology. *MS Thesis, Colorado State University, Fort Collins, CO*.
- Comins, H.N., Hamilton, W.D., May, R.M. 1980: Evolutionarily stable dispersal strategies. *Journal of Theoretical Biology* 82: 205–230.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., Grenfell, B. 1999: Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 405–410.
- Crawley, M.J. 1983: Herbivory. The Dynamics of Animal-Plant Interactions. *Blackwell Scientific Publications. Oxford*.
- Červený, J., Kramler, J., Kholová, H., Koubek, P., Martínková, N. 2003: Encyklopedie myslivosti. *Ottovo nakladatelství – Cesty, Praha* 591 pp

- Dekker, J.J.A., Stein, A., Heitkoëñig, I.M.A.-J. 2001: A spatial analysis of a population of red fox (*Vulpes vulpes*) in the Dutch coastal dune area. *The Zoological Society of Londo* 255: 505-510.
- Delibes M. 1983. Distribution and ecology of the Iberian carnivores: a short review. *XV Congreso Internacional de Fauna Cinege'tica y Silvestre, Trujillo, Espana* pp. 359–378.
- Dodd, K.C. Jr., Cade, B.S. 1998: Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands. *Conservation Biology* 12: 331–339.
- Donovan, T.M., Thompson F.R. III, Faaborg J., Probst J. 1995: Reproductive Access of neotropical migrant birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology* 9: 1380-1395.
- Drew, G.S. 1995: Winter habitat selection by American marten (*Martes americana*) in Newfoundland: why old growth? *PhD Thesis, Utah State University, Logan, UT*.
- Elmeros, M. 2006: Food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* in Denmark. *Acta Theriologica* 51: 179-186.
- Enquist, B.J., Jordan, M.A., Brown, J.H. 1995: Connections between ecology, biogeography, and paleobiology: relationship between local abundance and geographic distribution in fossil and recent molluscs. *Evolutionary Ecology* 9: 586–604.
- Eskreys-Wójcik, M., Wierzbowska, I. 2007: The food habits of stone marten (*Martes foina*) inhabiting the city of Krakow. *25th Mustelid Colloquium, 4-7.10.2007. Třebon, Czech Republic*.
- Etienne, R.S., Heesterbeek, J.A.P. 2001: Rules of thumb for conservation of metapopulations based on a stochastic winking-patch model. *American Naturalist* 158: 389–407.
- Ferrari, N., Weber, J.-M., 1995: Influence of the abundance of food resources on the feeding habits of the red fox, *Vulpes vulpes*, in western Switzerland. *Journal of Zoology* 236: 117–129.
- Fitzgibbon, C.D. 1997: Small mammals in farm woodlands: the effect of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology* 34: 530-539.
- Foresman, K.R., Pearson, D.E. 1998: Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores. *Journal of Wildlife Management* 62: 1217–1226.
- Forman, R.T.T., Gordon, M. 1986: Landscape ecology. *John Wiley & Sons, New York*.
- Freemark, K.E., Merriam, G. 1986: Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36: 115–141.
- Gabor, T.M., Hellgren, E.C., Silvy, N.J. 2001: Multi-scale habitat partitioning in sympatric suiforms. *Journal of Wildlife Management* 65: 99–110.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O. Jr, Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999: Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.
- Gehring, T.M., Swihart, R.K. 2003: Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283-295.
- Germain, E., Reute, S., Poulle, M.-L. 2009: Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France. *Mammalian Biology* 74: 412-417.
- Gilpin, M.E., Hanski, I. 1991: Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations. *Academic Press, London*.
- Goszczyński, J. 1986: Diet of foxes and martens in central Poland. *Acta Theriologica* 31: 491-506.
- Goszczyński, J., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W. 2000: Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology* 250: 495-505.
- Gough, M.C., Rushton, S.P. 2000: The application of GIS-modelling to musteli landscape ecology. *Mammal Review* 30: 197-216.

- Hansen, A.J., Garman, S.L., Marks, B. 1993: An approach for managing vertebrate diversity across multiple-use landscapes. *Ecological Applications* 3: 481–496.
- Hanski, I. 1999: Metapopulation ecology. *Oxford University Press, Oxford, UK*.
- Hanski, I., Ovaskainen, O. 2000: The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 755–758.
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A., Turner, D.L. 1999: The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology* 36: 157-172.
- Harper, G.A. 2007: Habitat selection of feral cats (*Felis catus*) on a temperate, forested island. *Austral Ecology* 32: 305-314.
- Harris, L.D. 1988: Edge Effects and Conservation of Biotic Diversity. *Conservation Biology* 2: 4
- Hartley, M. J., Hunter, M.L. Jr. 1998: A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12: 465–469.
- Hersperger, A.M., Forman, R.T.T. 2003: Adjacency arrangement effects on plant diversity and composition in woodland patches. *Oikos* 101: 279–290.
- Heske, E.J., Robinson, S.K., Brawn, J.D. 1999: Predator activity and predation on songbird nest on forest-field edges in east-central Illinois. *Landscape Ecology* 14: 345-354.
- Hoffmeister, D.F. 1989: Mammals of Illinois. *University of Illinois Press, Urbana* pp. 348.
- Huitu, O., Norrdahl, K., Korpimäki, E. 2004, Competition, predation and interspecific synchrony in cyclic small mammal communities. *Ecography* 27: 197-206.
- Inchausti, P., Carslake, D., Attié, C., Bretagnolle, V. 2009: Is there direct and delayed density dependent variation in a temperate European cyclic vole population? *Oikos* 000: 000-000.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B. 1992: Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Białowieża National Park, Poland. *Ecography* 15: 213-221.
- Jespen, J.U., Eide, N.E., Prestrud, P., Jacobsen, L.B. 2002: The importance of prey distribution in habitat use by arctic foxes (*Alopex lagopus*). *Canadian Journal of Zoology* 80: 418-429.
- Johnson, D.D.P., Macdonald D.W., Dickman, A.J. 2000: An analysis and review of model of the sociobiology of the Mustelidae. *Mammalian Review* 30: 171-196.
- Kelt, D.A., Van Vuren, D. 1999: Energetic constraints and the relationship between body size and home range area in mammals. *Ecology* 80: 337–340.
- King, C.M. 1983: The relationship between beech (*Notofagus* sp.) seedfall and populations of mice (*Mus musculus*), and the demographic and dietary response of stoats (*Mustela erminea*), in free New Zealand forests. *Journal of Animal Ecology* 52: 141-166.
- Klemola, T., Korpimäki, E., Koivula, M. 2002: Rate of population change in voles from different phases of the population cycle. *Oikos* 96: 291–298.
- Knutson, M.G., Sauer, J.R., Olsen, D.A., Mossman, M.J., Hemesath, L.M., Lannoo, M.J. 1999: Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology* 13: 1437–1446.
- Kurki, S., Nikula, P., Helle, P., Harto, L. 1998: Abundance of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal habitat. *Journal of Animal Ecology* 67: 874-886.
- Lahti, D. C. 2001: The „edge effect on nest predation“ hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99: 365-374.
- Lanszki, J., Heltai, M. 2007: Diet of the weasel in Hungary. *Folia Zoologica* 56: 109-112.
- Laurance, W.F. 1991: Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5: 79–89.
- Laurance, W.F. 1995: Extinction and survival of rainforest mammals in a fragmented tropical landscape. *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN* pp. 46–63.

- Lawes, M.J., Mealin, P.E., Piper, S.E. 2000: Patch occupancy and potential metapopulation dynamics of three forest mammals in fragmented Afromontane forest in South Africa. *Conservation Biology* 14: 1088–1098.
- Lepš, J. and Šmilauer, P. 2003. Multivariate analysis of Ecological Data using CANOCO. *Cambridge University press, Cambridge, UK*.
- Lin, Y.K., Batzli, G.O. 2004: Movement of voles across habitat boundaries: effect of food and cover. *Journal of Mammalogy* 85: 216-224.
- Lodé, L. 1997: Trophic status and feeding habits of the European Polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mammal Review* 27: 177-184.
- Lynam, A.J., Billick, I. 1999: Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. *Biological Conservation* 91: 191–200.
- Lynch, G.S., Kirby, J.D., Warren, R.J., Conner, M. 2008: Bobcat Spatial Distribution and Habitat Use Relative to Population Reduction. *Journal of wildlife management* 72: 107-112.
- MacArthur, R.H., Pianka, E.R. 1966: On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603-609.
- Maestas, J.D., Knight, R.L., Gilgert, W.C. 2003: Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology* 17: 1425–1434
- Macdonald, D.W. 1983: The ecology of carnivore: Social behavior. *Nature* 5899: 379-384.
- Macdonald, D.W., Tew, T.E., Todd, I.A. 2004: The ecology of weasel (*Mustela nivalis*) on mixed farmland in southern England. *Biologia* 59: 235-241.
- Mangas, J.G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S., Virgós, E. 2008: The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 17: 43-51
- Matlack, G.R. 1993: Sociological edge effects—spatial-distribution of human impact in suburban forest management. *Environmental Management* 17: 829–835.
- McDonald, R.A., Webbon, C., Harris, S. 2000: The diet of stoat (*Mustela erminea*) in an Alpine habitat: the importance of fruit consumption in summer. *Acta Oecologica* 22: 45-53.
- McDonald, R.A. 2002: Resource partitioning among British and Irish mustelids. *Journal of Animal Ecology* 71: 185-200.
- Meffe, G. K., Carroll, C.R. 1997: Principles of conservation biology. 2nd edition. *Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts*.
- Messenger, J.E., Birks, J.D.S. 2000: Monitoring the very rare pine marten populations in England and Wales. In *Management and conservation aspects of small carnivores: human interactions*: 217–230. Griffiths, H.I. (Ed.). Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers.
- Minchinton, T.E. 1997: Life on the edge: conspecific attraction and recruitment of populations to disturbed habitats. *Oecologia* 111: 45–52.
- Miko, L., Hošek, M. 2009: Příroda a krajina České Republiky. Zpráva o stavu 2009. 1. vydání. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha* pp. 102.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P. 1999: On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84: 302–305.
- Mortelliti, A., Boitani, L. 2007: Evaluation of scent-station surveys to monitor the distribution of free European carnivore species (*Martes foina*, *Meles meles*, *Vulpes vulpes*) in a fragmented landscape. *Mammalian Biology* (in press).
- Murcia, C. 1995: Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- Novaro, A.J., Funes, M.C., Walker, R.S. 2005: An empirical test of source–sink dynamics induced by hunting. *Journal of Applied Ecology* 42: 910–920.
- Noss, R.F., Csuti, B. 1997: Habitat fragmentation, Principles of Conservation Biology. *Sinauer Associates, Sunderland*. pp. 269–304.

- Nupp, T.E., Swihart, R.K. 2000: Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81: 512–526.
- Odell, E.A., Knight, R.L. 2001: Songbird and Medium-Sized Mammal Communities Associated with Exurban Development in Pitkin County, Colorado. *Conservation Biology* 15: 1143-1150.
- O'Donoghue, M., Boutin, S., Krebs C.J., Murray D.L., Hofer E.J. 1998: Behaviour response of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* 83: 169-183.
- Oehler, J.D., Litvaitis, J.A. 1996: The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology* 74: 2070-2079.
- O'Mahony, D., Lambin, X., MacKinnon, J. L., Coles, C. F. 1999: Fox predation on cyclic field vole populations in Britain. *Ecography* 22: 575-581.
- Pasitschniak-Arts, M., Mesier, F. 1998: Effect of edges and habitats on small mammals in a prairie ecosystem. *Canadian Journal of Zoology* 76: 2020-2025.
- Paton, P.W. 1994: The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17–26.
- Pauchard, A., Alaback, P.B. 2004: Influence of elevation, land use and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology* 18: 1–11.
- Peare, S., Maass, R. 1998: Trends in the prey size-based trophic niches of feral and house cats *Felis catus* L. *Mammal Review* 28: 125-139.
- Pedlar, J.H., Fahring, L., Merriam, H.G. 1997: Raccoon habitat use at 2 spatial scales. *Journal of Wildlife Management* 52: 102-112.
- Petty, S.J., Lambin, X., Sherratt, T.N., Thomas, C.J., Mackinnon, J.L., Coles, C.F., Davison, M., Little, B. 2000: Spatial synchrony in field vole *Microtus agrestis* abundance in a coniferous forest in northern England: The role of vole-eating raptus. *Journal of Applied Ecology* 37: 136-147.
- Posluszny, M., Plot, M., Goszczynski, J. 2007: Diet of sympatric pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) identified by genotypic of DNA from feces. *Ann. Zool. Fenn.* 44: 269-284.
- Price, M.V. 1978: Role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology* 59: 910–921.
- Pulliam, H.R. 2000: On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349–361.
- Ratti, J.T., Reese, K.P. 1988: Preliminary test of the ecological trap hypothesis. *Journal of Wildlife Management* 52: 484-491.
- Ray, C., Gilpin, M., Smith, A.T. 1991: The effect of conspecific attraction on metapopulation dynamics. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 123–134.
- Richter, S.C., Young, J.E., Siegel, R.A., Johnson, G.N. 2001: Postbreeding movements of the dark gopher frog, *Rana sevosa* goin and netting: implications for conservation and management. *Journal of Herpetology* 35: 316–321.
- Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J., Sisk, T.D. 2004: Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491–522.
- Robin K. S. Hankin, R.K.S. 2008: Programmer's Niche: Multivariate polynomials in R. *The Newsletter of the R Project* 8.
- Robinson S.K., Thompson F.R. III, Donovan, T.M., Whitehead D.R. and Faaborg J. 1995: Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1978-1990.

- Rondinini, C., Ercoli, V., Boitani, L. 2006: Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Zoology* 269: 213-219.
- Rondinini, C., Boitani, L. 2002: Habitat use by beech martens in a fragmented landscape. *Ecography* 25: 257–264.
- Roper T.J. 1993. Badger setts as a limiting resource. In: Hayden T.J. (ed.), *The Badger* BY. *Royal Irish Academy, Dublin*, pp. 26–34.
- Rosalino, L.M., Santos-Reis, M. 2009: Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review* 39: 67–78.
- Rosenzweig, M.L., Winakur, J., 1969: Population ecology of desert rodent communities – habitats and environmental complexity. *Ecology* 50: 558–572.
- Sacks, B.N., Neale, J.C.C. 2007: Coyote Abundance, Sheep Predation, and Wild Prey Correlates Illuminate Mediterranean Trophic Dynamics. *Journal of Wildlife Management* 71: 2404-2411.
- Sarre, S., Smith, G.T., Meyers, J.A. 1995: Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulata* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* 71: 25–33.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Schmitt, B., Engel, E., Schley, L. 2007: Preliminary results of a field study on *Mustela nivalis* and *Mustela erminea*: space and habitat use. In: Prigioni, C., Sforzi, A. (eds.) Abstracts V European Congress of Mammalogy, Siena, Italy, 21-26 September 2007. *Hystrix The Italian Journal of Mammalogy* 1-2: p. 347.
- Schweiger, E.W., Diffendorfer, J.E., Holt, R.D., Pierotti, R., Gaines, M.S. 2000: The interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. *Ecological Monographs* 70: 383–400.
- Semlitsch, R.D. 1998: Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology* 12: 1113–1119.
- Sidorovich, V.E., Tikhomirova, L.L., Solvej, I.A. 2007: Distribution of rodents and their predators in traditional mixed woodland in relation to exposure of terrestrial vegetation in northern Belarus. *Acta Zoologica Lituanica* 17: 323-332.
- Skinner, J.D., Chimimba, C. 2005: *The Mammals of the Southern African Subregion*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Small, M.F., Hunter, M.L. 1988: Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62-64
- Smith, A.T., Peacock, M.M. 1990: Conspecific attraction and the determination of metapopulation colonization rates. *Conservation Biology* 4: 320–323.
- Soulé, M.E., Boulger, D.T., Alberts, A.C., Sauvajot, R., Wright, J., Sorice, M., Hill, S. 1988: Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation biology* 2: 75-92.
- Spencer, W.D., Barret, R.H., Zielinski, W.J. 1983: Marten habitat preferences in the northern Sierra Nevada. *Journal of Wildlife Management* 47: 1181-1186.
- Suarez, A.V., Pfening, K.S., Robinson, S.K. 1997: Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. *Conservation Biology* 11: 928-935.
- Sundell, J. 2003: Population dynamics of microtine rodents: an experimental test of the predation hypothesis. *Oikos* 101: 416–427.
- Swihart, R.K., Feng, Z., Slade, N.A., Mason, D., Gehring, T.M. 2001: Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator-prey metapopulation model. *Journal of Theoretical Biology* 210: 287–303.

- Swihart, R.K., Gehring, T.M., Kolozsvary, M.B., Nupp T.E. 2003: Responses of “resistant” vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distribution* 9: 1-18.
- Swihart, R.K., Nupp, T.E. 1998: Modeling population responses of North American tree squirrels to agriculturally induced forest fragmentation. *Ecology of tree squirrels* pp. 1–20.
- Swihart, R.K., Slade, N.A., Bergstrom, B.J. 1988: Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology* 69: 393–399.
- Šálek, M., Kreisinger, J., Albrecht, T., Sedláček, F.: Do foraging opportunities determine preference of mammalian predators for habitat edges in agricultural landscape? *Landscape Ecology* (submitted).
- Šálek, M., Síčová, P., Sedláček, F. 2005: Kuna skalní (*Martes foina*) v městském prostředí: početnost a rozšíření. *Lynx, Praha* 36: 111-116.
- Tellería, J.L., Santos, T., Alcántara M. 1991: Abundance and food searching intensity of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in fragmented forests. *Journal of Mammalogy* 72: 183–187.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F., Majoor, F. 2008: Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150: 74–85
- Tyutyunov, Y., Dombrovsky, Y., Arditi, R., Surkov, F. 1996: The influence of dispersal behaviour on metapopulation viability. *Journal of Biological Systems* 4: 277–290.
- Van der Zande, A. N., Ter Keurs, J., Van der Weijden, W. J. 1980: The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. *Biological Conservation* 18: 299 - 231.
- Vitousek, P. M., Mooney, H.A, Lubchenko, J., Melillo, J.M. 1997: Human domination of Earth’s ecosystems. *Science* 277: 494–499.
- Virgós, E., Casanovas, J.G. 1999: Environmental constraints at the edge of a species distribution, the Eurasian badger (*Meles meles*): a biogeographic approach. *Journal of Biogeography* 26: 559–564.
- Virgós E., Recio M.R., Cortés Y. 2000: Stone marten (*Martes foina*) use of different landscape types in the mountains of central Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 375–379.
- Virgós, E., Tellería, J.L., Santos, T. 2002: A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and conservation* 11: 1063-1079.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M., Ter Braak, C.J.F. 2001: Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist* 157: 24–41.
- Weber, J.-M., Daily, L. 1998: Food habits and rating behaviour of a group of farm cats (*Felis catus*) in a Swiss mountains area. *Journal of Zoology* 245: 234-237.
- Webbon, C.C., Baker, P.J., Cole, N.C., Harris, S. 2006: Macroscopic prey remains in the winter diet of foxes *Vulpes vulpes* in rural Britain. *Mammal Review* 36: 85–97.
- Wermelinger, B., Flückiger, P.F., Obrist, M.K., Duelli, P. 2007: Horizontal and vertical distribution of saproxylic Beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology* 131: 104–114.
- Wiens, J.A. 1992: Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview. *Landscape boundaries*. Springer Verlag, New York pp. 216–235.
- Wiens, J.A. 1996: Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics, and management. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington, DC. pp. 53–84.
- Wolf, M., Batzli, G. O. 2002: Effects of forest edge on populations of whitefooted mice *Peromyscus leucopus*. *Ecography* 25: 193–199.

- Wolff, J.O. 1999: Behavioral model systems, *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer-Verlag, NewYork pp. 11–40.
- Zalewski, A. 1999: Identifying sex and individuals of pine marten using snow track measurements. *Wildlife Society Bulletin* 27: 28–31.
- Zalewski, A., Jerdrzejewski, W. 2006: Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Białowieża Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* 29: 31-43.
- Zielinski, W.J., Kucera, T.E. 1995: American marten, fisher, lynx and wolverine: survey methods for their detection. *US: Pacific SouthWest Research Station*.
- Zollner, P.A. 2000: Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 15: 523–533.
- Zub, K., Sönnichsen, L., Szafrńska, P.A. 2008: Habitat requirements of weasels *Mustela nivalis* constrain their impact on prey populations in komplex ecosystems of temperate zone. *Oecologia* 157: 571-582.
- Zub, K., Szafrńska, P.A., Konarzewski, M., Redman, P., Speakman, J.R. 2009: Trade-offs between activity and thermoregulation in a small carnivore, the least weasel *Mustela nivalis*. *The Royal Society* published online.