University of South Bohemia

Faculty of Science

Ph.D. THESIS

2009 **Martin Šálek**

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie

Ekologie lasicovitých šelem ve středoevropské krajině

Martin Šálek

Ph.D. thesis
Školitel: Doc. RNDr. František Sedláček, CSc.
České Budějovice 2009

Šálek M. 2009: **Ekologie lasicovitých šelem ve středoevropské krajině**. Ph.D. thesis, University of South Bohemia, Faculty of Science, 155 pp.

Annotation:

Ph.D. thesis is focused on different aspects of ecology of several mustelid species in the Central European landscape. Particularly, nest predation, habitat and resting sites selection, predator-prey interactions as well as impact of fragmentation and synurbanization on mustelids were described in 8 published papers or manuscripts.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracoval samostatně, pouze za použití citované literatury.

V Českých Budějovicích 15.7.2009 Martin Šálek

Poděkování:

Na tomto místě je mi velkou ctí zde poděkovat mému školiteli a úžasnému člověku Františku Sedláčkovi, který mi daroval prostor a svobodu k rozvíjení jednotlivých projektů. Celou práci bych rád věnoval své rodině, která mě vytrvale podporovala po celou dobu mého studia. Z celého srdce Vám děkuji.

OBSAH

1. Úvod……...5
2. Metody studia lasicovitých šelem……..6
3. Výskyt, distribuce a habitatové preferernce lasicovitých šelem v České republice……..7
4. Vliv lidské činnosti na ekologii šelem.....……..10
5. Vliv lasicovitých predátorů na populace kořisti ve fragmentované krajině……...13
6. Lasicovité šelmy jako invazivní predátoři a jejich vliv na původní faunu……..14
7. Závěr……....……16
8. Literatura.....16
9. Přiložené publikace a rukopisy.....25

Přiložené publikace a rukopisy

1. **Šálek M.,** Síčová P. & Sedláček F. 2005: Kuna skalní (*Martes foina*) v městském prostředí: početnost a rozšíření. **Lynx (Praha)** 36: 111–116.

2. Poledník L., Poledníková K., Beran V, **Šálek M.,** Hlaváč V. & Alves A.R.: Day resting sites of American mink (*Mustela vison*) in a fish pond area: their use and characteristics. **Acta Theriologica (resubmitted)**

3. Fischer D., Pavluvčík P., Sedláček F. & **Šálek M**. 2009: Predation of the alien American mink *Mustela vison* on native crayfish populations in middle-sized streams in central and western Bohemia. **Folia Zoologica 58 (1): 45-56.**

4. Padyšáková E., **Šálek M**., Poledník L., Sedláček F. & Albrecht T. 2009: Removal of American mink increases the success of simulated nests in linear habitat. **Wildlife Research 36: 225-230.**

5. Padyšáková E., **Šálek M**., Poledník L., Sedláček F. & Albrecht T.: Predation on simulated duck nests in relation to nest density and landscape structure. **The Condor (submitted)**

6. **Šálek M.,** Kreisinger J., Sedláček F. & Albrecht T.: Corridor versus hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment (accepted)**

7. **Šálek M.,** Kreisinger J., Sedláček F. & Albrecht T.: Do foraging opportunities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in agricultural landscape? **Landscape Ecology (submitted)**

8. Svobodová J., Kreisinger J., **Šálek M.**, Koubová M. & Albrecht T.: Testing a mechanistic explanation for mammalian predator responses to habitat edges. **Oikos (submitted)**

1. Úvod

Lasicovité šelmy (Mustelidae) jsou největší a nejvíce rozmanitou skupinou šelem (Carnivora). Diverzifikace lasicovitých šelem je strhující ukázkou adaptilní radiace, ekologické plasticity k rozdílným typům prostředí doprovázené divergencí znaků. V celé čeledi i v rámci jednotlivých druhů nacházíme vysokou variabilitu forem vyjádřenou například i počtem subspecií. Mezi jejími zástupci je možné najít druhy, které jsou adaptovány na život ve vodním prostředí, druhy semiarboreální (kuny) či zemní - hrabavé (jezevci). Podobnou diverzitu můžeme pozorovat také z hlediska potravy - od druhů všežravých (kuny) až po specialisty na určitý typ potravy - např. druhy piscivorní (vydry). Sledování fylogenetického vývoje lasicovitých šelem nabízí klíč k pochopení mnohých specifických charakteristik, kterými se tato skupina vyznačuje. Tyto šelmy jsou asi nejodvozenější v kladu Caniformia. K jejich nejnápadnějším znakům patří charakteristické, úzké protáhlé tělo s krátkými končetinami. Dalšími znaky, kterými se lasicovité šelmy liší od většiny ostatních šelem, jsou prodloužená březost, indukovaná ovulace, relativně veliká plocha domovských okrsků či výrazný pohlavní dimorfismus. Jelikož se lasicovité šelmy pravděpodobně vyvinuly v mírném pásu, řada těchto znaků je odrazem vysoké sezónnosti tohoto prostředí. Jedná se např. o nízké populační hustoty s velkými domovskými okrsky či solitérní párovací systém (shrnutí Ferguson & Lariviére 2004).

Lasicovité šelmy dlouhou dobu nepatřily do ohniska zájmu zoologů. Jejich výrazně skrytý život a noční aktivita totiž značně znesnadňovaly jejich výzkum. S rozvojem nových výzkumných metod ale dochází k výraznějšímu nárustu informací o biologii a ekologii jednotlivých taxonů těchto šelem. I přes nová data máme na začátku 21. století stále o mnoha druzích jen kusé informace. V minulosti byly lasicovité šelmy chápány především jako škůdci a predátoři lovné zvěře i domácího zvířectva, vektory nemocí či jako zdroje krásných kožešin a jejich pozitivní role v ekosystému byla často opomíjena. Šelmy, které obývají člověkem silně fragmentovanou krajinu, však tvoří základní elementy ovlivňující strukturu, funkci a diverzitu bioty (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998, Gitteleman et al. 2001, Terborgh et al. 2001, Knight 2008). Například v zemědělské krajině jsou lasicovité šelmy důležitými regulátory populační hustoty drobných savců v agrocenózách (Dellattere et al. 1992, 1996, 1999). V současném propojeném světě však člověk neuváženými introdukcemi šelem (včetně lasicovitých predátorů) do nepůvodních prostředí způsobil, že se tyto druhy stávají i výrazným ohrožením jak ostrovní tak kontinentální biodiverzity (Bonesi and Palazon 2007).

Tato dizertační práce se zaměřuje na lasicovité šelmy v současné středoevropské krajině a řeší celou řadu otázek spojených s jejich ekologií, etologií, managementem a ochranářskou biologií.

2. Metody studia lasicovitých šelem

Tak jako u jiných skupin živočichů, monitoring početnosti a distribuce lasicovitých šelem je základním prvkem k podchycení jejich geografické distribuce, habitatové preference a plasticity, inter- a intraspecifické interakce (Zielinski & Kucera 1995, Gros et al. 1996, Wilson & Delahay 2001, Gompper et al. 2006). Výzkum savčích predátorů ovšem naráží na mnohá úskalí pramenící především z jejich vzácnosti, noční aktivity, velkých domovských okrsků a značné ostražitosti (Sargeant et al. 1998). Další problémy pocházejí z rozdílných strategií sociálního uspořádání; od solitérních druhů, párů exluzivně bránících své teritorium až po soužití většího počtu jedinců (Macdonald 1983). Všechny tyto stránky života uvedených šelem se odrážejí v širokém spektru metod, s jejichž pomocí zjišťujeme rozšíření a populační hustoty.

Techniky výzkumu rozšíření jsou obecně rozdělovány na metody přímé – invazivní a řadu nepřímých metodik (Gompper et al. 2006, Long et al. 2008). Přímé metody jsou většinou nepraktické pro studium více druhů ve větším geografickém (regionálním) měřítku z důvodu rozdílných lokálních zákonů a omezení, logistické a časové náročnosti, nízké odchytové úspěšnosti či vysoké potencionální nebezpečnosti pro danou šelmu (Gompper et al. 2006). K hlavním metodám patří například radiotelemetrie (konvenční i satelitní), specifické značení zvířat (umělými značkami či využití unikátních vzorů na kůži či srsti) a jejich přímé pozorování a nakonec i odstřel (více například Wilson & Delahay 2001). Na rozdíl od nich nepřímé metody umožňují studovat několik druhů šelem na velkých územích současně a to při relativně nízké nákladnosti.

Pro monitoring savčích predátorů na základě nepřímých pobytových známek bylo použito mnoho metod s rozdílnou úspěšností, která je často závislá na druhově specifických rysech v chování. Z tohoto důvodu výběr konkrétní metodiky je kruciální pro monitoring určité skupiny šelem (Gompper et al. 2006). Mezi nejpoužívanější neinvazivní metody patří kamerové pasti (carmera traps - Trolle et al. 2007, Lyra-Jorge et al. 2008), zimní stopování (snowtracking - Lindén et al. 1996, Hellstedt et al. 2006), sběr trusu (scat survey - Virgós 2001, Gerge & Crooks 2006), kryté nášlapné talíře (covered track plates - Hilty and Merenlender 2000, Gompper et al. 2006) a pachové stanice (scent stations - Travaini et al. 1996, Gehring & Swihart 2003). Dynamicky se rozvíjí i výzkum na základě analýz DNA ze

zbytku tkání, trusu či srsti, z nichž je možné indentifikovat druh či konkrétního jedince, stejně tak i vybrané populační charakteristiky včetně genetické variability zkoumané populace (viz např. Kohn & Wayne 1997, Hájková et al. 2008).

Pachové stanice (*scent stations*) je metoda široce využívána pro monitoring čichově senzitivních predátorů a to především na území Severní Ameriky (Zielinski & Stauffer 1996; Crooks & Soulé 1999; Linhart & Knowlton 1975, Gehring & Swilhart 2003), avšak jejich využití vzrůstá jak na evropském kontinentě tak celosvětově (Mortelliti & Boitani 2007, Lang et al. 2008). Pachové stanice jsou holé plochy pro zachycení stop, přičemž přilákání šelem k ploše je zabezpečeno atraktivním pachem unikajícím z kapaliny v nádobce upevněné ve středu plochy. Využívání této metodiky se může lišit stylem rozmístění jednotlivých stanic, které mohou být rozmístěné v transektech o různých sponech (Bider 1968, Roughton & Sweeney 1982, Diefenbach et al. 1994, Warrick & Harris 2001), párově (**článek č. 6**), ve shlucích (Linhart & Knowlton 1975, Morrison et al. 1981, **článek č. 8**) či nezávisle na sobě (**článek č. 7**). Dále se liší například krycím substrátem pro zachycení stop (Mortelliti & Boitani 2007), použitím pachového atraktantu (Linhart & Knowlton 1975, Long et al. 2003) či počtem dnů expozice (Roughton & Sweeney 1982, Diefenbach et al. 1994, Sargeant et al. 1998).

Vedle již výše uvedených předností, k nevýhodám této metody patří snadné ovlivnění návštěvnosti pachových stanic počasím (Nottingham et al. 1989), sezónou (Wilson & Delahay 2001), lidskou aktivitou v blízkosti stanice (Andelt et al. 1985), či rozdílnou pozorností jednotlivých druhů šelem k atraktantu nebo k celé stanici (Mortelliti & Boitani 2007). Porovnání výhod a nevýhod však výrazně hovoří v prospěch využívání této metody a to především jako prostředku k analýze biotopových preferencí (**článek 6, 7, 8**). Někteří badatelé (Gompper et al. 2006, Mortelliti & Boitani 2007) proto doporučují kombinaci několika nepřímých metod, které ve svém celku uvedené nedostatky většinou uspokojivě překonávají.

3. Výskyt, distribuce a habitatové preferernce lasicovitých šelem v České republice

V současné době území České republiky obývá 8 autochtonních druhů lasicovitých šelem a jeden druh allochtonní (norek americký), který naše území osídlil poměrně nedávno. Jejich výskyt je lokalizován v širokém spektru habitatů: vydra říční (*Lutra lutra*) a norek americký (*Mustela vison*) ve vodních či mokřadních; kuna lesní (*Mates martes*) a jezevec lesní (*Meles meles*) v lesních porostech; tchoř stepní (*Mustela eversmanii*) v biotopech spíše stepních; lasice kolčava (*Mustela nivalis*) a lasice hranostaj (*Mustela erminea*) především

v otevřené členité krajině; kuna skalní (*Mates foina*) a tchoř tmavý (*Mustela putorius*), kromě jiných prostředí, také v lidských sídlech (viz Anděra & Hanzal 1996).

Asi naše nejběžnější druhy lasicovitých šelem - lasice kolčava a lasice hranostaj - jsou drobní predátoři úzce specializovaní na drobné savce (Erlinge 1974, Oksanen et al. 1992, Klemola et al. 1999*)*. Oba tito predátoři se běžně vyskytují od nížin až po nejvyšší nadmořské výšky, v mnoha odlišných habitatech zahrnujících i podmáčená stanoviště, okraje lesů, větrolamy či koridory (**článek č. 6, 7, 8**). Oba druhy se vyhýbají rozsáhlým lesním celkům, přičemž výběr a využívání prostředí se u obou druhů mohou sezóně značně lišit. Výsledky telemetricky značených jedinců lasice kolčavy z Polska ukázaly, že v letních měsících kolčavy využívaly jak vlhké, tak i suché otevřené habitaty s vyšší nabídkou potravních zdrojů, v zimě pak jejich aktivita byla zaznamenaná spíše na suchých stanovištích. Preference sušších stanovišť v zimním období může být způsobena i cíleným výběrem odpočinkových úkrytů situovaných v místech s nižší hladinou podzemní vody, které mají lepší termální podmínky, a zvířata v nich neztrácejí tolik energie určené na termoregulaci (Zub et al. 2008).

Podobné výsledky s výběrem odpočinkových míst, stejně tak jejich roční dynamika, byly zjištěny i v naší studii zaměřené na nepůvodního semiakvatického predátora norka amerického (**článek č. 2**), jehož původní areál se nachází na severoamerickém kontinentu. Tento druh se od začátku 60. let minulého století začal na našem území rychle šířit a to jak náhodným únikem z farmových chovů, tak ale i záměrnou introdukcí (Mazák 1964). Ještě na začátku 90. let minulého století bylo možné rozlišit několik samostatných, od sebe izolovaných populací, z nichž asi největší se nacházely ve středním Povltaví, v okolí řeky Berounky a na spodním toku Orlice (Červený & Toman 1999, Červený et al. 2006). Přesnější představu o jeho expanzivním šíření ukazují dotazníková data získaná z honiteb České republiky a od různých pracovišť ochrany přírody. V období 1990-1994 byl norek americký zaznamenán ve 27 čtvercích mapovací sítě (4,3 % území České republiky), v letech 1995-1999 byl zaznamenán již ve 116 čtvercích (18,4 % území). Tato nesmírně razantní invaze pokračovala i v dalších dvou mapovacích obdobích 2000-2004 a 2005-2006, kdy byl norek zaznamenán ve 194, respektive 221 mapovacích čtvercích (t.j. 30,9 a 35,2% území) (Červený et al. 2006). Masivní vlna šíření a nárůstu početnosti je umožňována velice dobrou adaptabilitou na čele s potravním oportunismem a absencí přirozených predátorů. V současné době je tento predátor běžným obyvatelem širokého spektra vodních a mokřadních habitatů.

Stejné biotopy, které v současné době kolonizuje norek americký, byly v minulosti přirozeným prostředím norka evropského (*Mustela lutreola*). Jeho ovšem postihl zcela opačný osud a z českých zemí vymizel koncem 19. století (Anděra & Hanzal 1996). Na začátku 21.

století patří norek evropský k nejohroženějším druhům savců v Evropě a jeho rozšíření je lokalizováno jen do čtyř vzájemně izolovaných populací (Maran et al. 1998, Kranz et al. 2001).

Další naší lasicovitou šelmou, jež ovšem obývá výhradně vodní habitaty, je vydra říční. Na začátku 19. století patřila mezi běžné predátory na celém území České republiky, nicméně od druhé poloviny tohoto století ve shodě s podobným celoevropským trendem docházelo k postupnému snižování její početnosti (Anděra & Kokeš 1994, Macdonald & Mason 1994). Tato situace pokračovala v průběhu takřka celého 20. století a vyústila v její zákonnou ochranu. V 70. a 80. letech minulého století bylo možné lokalizovat na našem území dvě navzájem prostorově oddělené populace: jihočeskou - zasahující až na území Rakouska - a v oblasti Beskyd - severomoravskou větev slovenské populace (Baruš & Zejda 1981). Od 90. let minulého století ovšem došlo k nárustu početnosti v obou uvedených populacích, což spolu s malou uměle vysazenou populací na severovýchodě území (Roche et al. 2004) vedlo k jejich propojení, jak naznačují výsledky populačně-genetických analýz (Hájková et al. 2007) i poslední údaje z kvadrátového mapování (Poledník et al. 2007).

Na našem území se sympatricky vyskytují dva druhy tchořů lišící se především výběrem prostředí. Tchoř stepní žije v Evropě ve dvou vzájemně izolovaných areálech, které jsou odděleny Karpatským pásem. Střední Evropa se nachází na západním okraji jeho rozšíření, které dále pokračuje přes jihovýchodní Evropu až hluboko do Asie. V České republice byl výskyt zaznamenán pouze v nejteplejších oblastech a to především v Polabí, dolním Poohří, dolním Povltaví a na jižní a střední Moravě. Bohužel většina těchto dat o výskytu však pochází z období před rokem 1970. Recentní rozšíření tohoto tchoře zůstává dosti nejasné (Anděra & Hanzal 1996).

Tchoř tmavý vyhledává otevřenou kulturní krajinu, nicméně rozsáhlým polním stanovištím se vyhýbá. Jeho výskyt je nejčastěji lokalizován v okolí vodních ploch; rybníků, vodotečí a ostatních vlhčích míst s dostatkem drobných savců a obojživelníků, kteří tvoří základ jeho potravního spektra (Svatoš 1973, Červený et al. 2003, Rondini et al. 2006). Stejně jako synantropní kuna skalní i tchoř tmavý osidluje okolí lidských sídel (vesnických i městských), nicméně jeho výskyt je omezen na jejich okraje a do center měst už nevniká. Dle literárních údajů jeho areál a populační hustota během 20. století silně ustoupily (Mitchell-Jones et al. 1999, Červený et al. 2003), nicméně přesná data stále chybí. Výsledky loveckých statistik naznačují, že pokles obou druhů tchořů může být datován do přelomu 60. - 70. let minulého století (Červený et al. 2003). Jejich ústup, je kromě mnohých funkčních změn v zemědělské krajině, nárůstu dopravy, a tím i kolize s dopravními prostředky, pravděpodobně

spojen i s mizející potravní základnou, jež rychle zanikala při bezohledné intenzifikaci zemědělské výroby. Například ústup tchoře stepního je dáván i do souvislosti s úbytkem křečka polního a sysla obecného, kteří tvoří hlavní složku jeho potravy v místech jeho stávajícího početnějšího výskytu (Lanszki & Heltai 2007).

Jednou z nejúspěšnějších skupin lasicovitých šelem jsou kuny (*Martes*). Dva druhy vyskytující se na našem území mají výrazně odlišné biotopové nároky. Kuna lesní (*Martes martes*) je obyvatelem velkých lesních celků, nicméně její výskyt můžeme zaznamenat i v menších lesních fragmentech v zemědělské krajině. Hlavní potravou jsou především drobní savci (ve střední Evropě především myšice a norník) a v menší míře i ptáci, jež loví jak na zemi tak i v korunách stromů (Lanszki et al. 2007). Právě meziroční fluktuace populační hustoty drobných savců podstatně ovlivňují i početní stavy kuny lesní, přičemž numerická odpověď predátora na gradaci kořisti má roční zpoždění (Zalewski & Jedrzejewski 2006). Dlouhodobé lovecké statistiky naznačují, že populace kuny lesní i druhého druhu - kuny skalní *Martes foina* (více v kapitole č. 4) v České republice setrvale stoupají (Červený et al. 2003).

Největším druhem lasicovitých šelem na našem území je jezevec lesní (*Meles meles*). Je rozšířen prakticky po celé České republice, ale vyhýbá se bezlesním agrocenózám a místům s vysokou hladinou podzemní vody. V poslední době byly popsány výskyty i v okolí lidských sídel (Pavlačík & Literák 2003). Že to není žádný izolovaný fenomén, ukazují i některé další zahraniční studie (např. Luniak 2004). U nás se výskytem, rozšířením a výběrem prostředí zabývali především zoologové z Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci (Bičík et al. 2000, Matyáštík et al. 2000). Ačkoliv v některých oblastech je jezevec druhem vzácným, celkově se zdá, že jeho populace v České republice (Anděra & Hanzal 1996) i v Evropě (Griffiths & Thomas 1993) je stabilní až mírně vzrůstající.

4. Vliv lidské činnosti na ekologii šelem

S expanzí lidské populace dochází k výrazným změnám ve struktuře kulturní krajiny, k destrukci mnoha typů habitatů ale i ke vzniku zcela nových antropogenních prostředí (Merriam 1988). Asi nejvýraznějšími změnami jsou masivní fragmentace habitatů a stále sílící urbanizace. Oba tyto fenomény vytvářejí nové podmínky pro biotu a mají zásadní vliv na distribuci a početnost druhů (Brown & Kodric-Brown 1977; Didham et al. 1998; Fahring 2003). Význam těchto změn na biotu se odráží i na vzrůstajícím počtu studií, nicméně na velké množství otázek stále neexistuje jednoznačná odpověď (viz shrnutí Andrén 1994, Swihart et al. 2003). Odpověd druhů na měnící se prostředí se může odrazit v chování, výběru

habitatu, potravní ekologii a nakonec i v morfologii (Schmidt & Jensen 2003, Luniak 2004, George & Crooks 2006).

Fragmentace krajiny a destrukce původních biotopů spojená především z intenzifikací zemědělské výroby a lesního hospodaření nebo s urbanizací, jsou považovány za hlavní příčiny ohrožení především šelem včetně lasicovitých (Crooks & Soulé 1999, Gittleman et al. 2001). Fragmentace vede k poklesu velikosti krajiných struktur, zvyšování izolovanosti a podílu okrajových struktur na úkor habitatových vnitřků. Ztráta spojitosti mezi jednotlivými elementy snižuje životaschopnost populací (například v důsledku inbrídingu) a může vést k poklesu diverzity lokální bioty (Didham et al. 1998, Fahring 2003). Přežívání populací ve fragmentované krajině proto závisí na schopnosti druhů migrovat mezi jednotlivými fragmenty s různou nabídkou potravních zdrojů a na toku genů mezi jednotlivými subpopulacemi (Andrén 1994, Hilty et al. 2006). Z tohoto hlediska je důležité stanovit u jednotlivých predátorů jejich vazbu na jednotlivé prvky krajinné struktury či přímo jejich „vnímání“ migračních struktur jako jsou biokoridory (Laurance & Laurance 1999, Hilty & Merenlender 2004, **článek č. 6**). Efektivní síť biokoridorů v intenzivně využívané zemědělské krajině pak může mít zásadní ochranářskou hodnotu jak pro šelmy, tak i pro celou kaskádu trofických vazeb.

Stejně jako izolační aspekt fragmentace, také vysoký podíl okrajových strutur má negativní vliv na mnohé populace savčích predátorů a je spojen s poklesem habitatových specialistů (Gittleman et al. 2001, Lyra-Jorge et al. 2008). Citlivost šelem k habitatové fragmentaci je spojena s druhovými charakteristikami jako je mobilita (Gehring & Swihart 2003) a velikost domovských okrsků (Crooks 2002) či využívání různých potravních zdrojů (potravní specialista x generalista) (Saunders et al. 1991, Gehring & Swihart 2003). Mnohé recentní práce naznačují, že predátoři-generalisté, narozdíl od specialistů, mohou v prostředí silně pozměněném lidskou činností profitovat z různých potravních zdrojů spjatých se zemědělskou činností, a to například využíváním na potravu bohatých stanovišť, jako jsou lesní ekotony (Oehler & Litvaitis 1996, Crooks & Soulé 1999, Crooks 2002, **článek č. 7, 8**) či biokoridory (Hilty et al. 2006, **článek č. 6, 7**).

Výskyt zvířat a využívání zdrojů ve fragmentované krajině stejně jako v urbánních habitatech je determinováno mírou ekologické plasticity a rychlostí adaptace na nové podmínky skrz mikroevololuční změny. Adaptace zvířat na specifické podmínky městského prostředí je označována jako synurbanizace a může zahrnovat změny v řadě ekologických, behaviorálních a morfologických parametrů (Luniak 2004). Studium zvířat v městském prostředí nám, kromě jiného, tak může pomoct porozumět základním procesům v populační

ekologii (McDonnel & Pickett 1990). Vedle toho kolonizace měst poskytuje skvělou příležitost studovat klíčové aspekty kolonizační dynamiky v relativně malém měřítku (Shigesada & Kawasaki 1997). Porozumění, jakým způsobem zvířata osidlují městská prostředí a jak v nich přežívají, je důležitým podkladem pro jejich ochranu. Zvířata žijící v lidských sídlech mohou mít užitek ze zvýšené nabídky potravy, dostatku úkrytových míst, z absence některých predátorů a z mírnějších podmínek během zimního období (Luniak 2004). Na druhou stranu jsou vystavena i negativním faktorům, jako je větší riziko kolize s dopravními prostředky (Sweeney, Redig & Tordoff 1997) či nebezpečí nákazy novými nemocemi (Boal 1997, Burton & Doblar 2004) a pro některé druhy tak toto prostředí může představovat ekologickou past (Dias 1996).

V závislosti na míře přizpůsobení se urbánnímu prostředí je možné zvířata rozdělit do tří základních skupin (Blair 2001, McKinney 2002). První skupina obsahuje druhy, které jsou citlivé na lidskou činnost, a jejich výskyt je výlučně soustředěn do přirozených habitatů - zvířata vyhýbající se městskému prostředí (´*urban avoiders*´). Další kategorii tvoří zvířata přizpůsobená podmínkám v člověkem modifikované krajině a hojně se vyskytující i v předměstích (´*urban adapters*´). Patří sem především specialisté na habitatové okraje, kteří hojně využívají okraje lesů a okolní otevřenou krajinu. Konečně poslední skupinou jsou druhy, které jsou velice úzce vázány na lidské zdroje (´*urban exploiters*´).

Některé druhy šelem, mimo své původní nebo přirozené prostředí, vytvářejí i populace městské. Příkladem může být liška obecná, *Vulpes vulpes* (Harris 1981, Harris & Smith 1987, Baker et al. 2004), liška šedá, *Urocyon cinereoargenteus* (Rountree 2004), jezevec lesní, *Meles meles* (Pavlačík & Literák 2003, Luniak 2004), mýval severní, *Procyon lotor* (Riley et al. 1998), skunk pruhovaný, *Mephitis mephitis* (Rosatte et al. 1990) a v neposlední řadě i kuna skalní, *Martes foina*.

Kuna skalní (*Martes foina*) obývá široké spektrum různých habitatů zahrnující otevřenou zemědělskou krajinu, skalnaté terény i menší lesní porosty (Holišová & Obrtel 1982, Anděra & Hanzal 1996, Červený et al. 2003). Během 60. a 70. let minulého století, spolu se zvyšováním početnosti, začala kuna skalní kolonizovat městské prostředí. V současné době je tento druh běžný i v centrech měst, kde se, ve srovnání s populacemi obývajícími otevřenou krajinu, nachází ve vyšších hustotách (**článek č. 1**). Tento druh zde těží ze své strategie potravního generalisty a schopnosti využívat lidské odpadky ale i lovit druhy, které jsou na město úzce vázány (holub domácí, potkan), a dosahují v něm až kalamitních stavů.

5. Vliv lasicovitých predátorů na populace kořisti ve fragmentované krajině

Vliv predátorů na populace kořisti patří mezi klíčové a kontraverzní prvky ekologie (viz Begon et al. 1995). Lasicovité šelmy jsou nejenom významní predátoři ovlivňující distribuci, početnost a dynamiku své kořisti (Hanski et al. 1991, Korpimäki & Krebs 1996, Korpimäki & Norrdahl 1998), chování (Jedrzejewski et al. 1993) či aktivitu (Halle & Stenseth 1993), ale samy také slouží jako potrava mnohým druhům savčích i ptačích predátorů (Powell 1973, Korpimaki & Norrdahl 1989). Jejich vliv na populace kořisti může být jak přímý skrz mortalitu (Norrdahl & Korpimäki 2000), tak nepřímý a to potlačením reprodukce kořisti (Graham & Lambin 2002). Například drobní savci, vystaveni silnému predačnímu tlaku ze strany lasicovitých šelem, snižují svoji pohybovou aktivitu a tím i příjem potravy. Snížený příjem potravy úzce ovlivňuje fyzickou kondici jedince a může mít za následek opoždění pohlavní dospělosti či zmenšení počtu mláďat v prvním vrhu (Ylönen 1994, Ylönen & Ronkainen, 1994, Norrdahl & Korpimäki 2000).

Interakce kořisti a lasicovitých šelem byla intenzivně studována především na severní polokouli v souvislosti s fluktuující početností kořisti při populačních cyklech drobných savců (např. Erlinge et al. 1983, Krebs et al. 1995). Většina těchto prací se zaměřuje na otázky týkající se časoprostorové dynamiky vztahů mezi kořistí a predátory (Hanski et al. 1991, Korpimäki et al. 1991), na rozdíly ve složení dominantní a alternativní kořisti u potravních generalistů a specialistů a samozřejmě na jejich celkový vliv na fluktuující kořist (Andersson & Erlinge 1977, Korpimäki et al. 1991, Korpimaki & Krebs 1996). Role prostředí – habitatu a struktury krajiny – při získávání potravy ovšem zatím byla studována jen sporadicky.

Rozmístění kořisti a predátorů v heterogením prostředí s různou nabídkou potravních zdrojů řeší teorie optimálního potravního chování - *optimal foraging theory* (MacArthur and Pianka 1966). Podle ní predátoři soustřeďují svou aktivitu do míst/habitatů s nejvyšší nabídkou potravy a chudší stanoviště opomíjejí (Macdonald 1983; O´Donoghue et al. 1998; Jepsen et al. 2002; Sidorovich et al. 2007; Zub et al. 2008, **článek č. 7, 8**). Rozpoznání míst s vysokou početností kořisti se tak může projevit v tzv. predaci závislé na hustotě (*density dependent predation*, Larivière & Messier 1998, **článek č. 3**). Potravně bohatá místa lákají více predátorů (numerická odezva Holt 1977, Krebs 2001), kteří v nich stráví více času a mají větší pravděpodobnost ulovit více kořisti (funkční odezva, Tinbergen *et al.* 1967, Smith 1974, Larivière & Messier 1998). Uvedený mechanismus je ovšem ovlivňován velkým počtem faktorů včetně stochasticity prostředí, sezónní variability v potravní nabídce, lokálního složení predátorů, či zda kořist představuje hlavní nebo alternativní potravní složku (Arnold &

Fritzell 1987, Larivière & Messier 1998, Schmidt & Whelan 1999, Gitteleman et al. 2001, Cuthbert 2002, Olivier et al. 2006, **článek č. 3, 5, 7**).

6. Lasicovité šelmy jako invazivní predátoři a jejich vliv na původní faunu

Nepůvodní druhy predátorů jsou považovány za jeden z nejvýznamnějších faktorů ohrožující světovou diverzitu (Vitousek et al 1997, Salo et al. 2007). Některé studie naznačují, že invazivní predátoři mají mnohem větší vliv než původní spektrum domácích predátorů (Clavero and Barcía-Berthou 2005, Salo *et al.* 2007). Vetřelci ovlivňují domovské druhy jak působením přímým, tak i nepřímo přes změny v jejich přirozeném prostředí. Přímý vliv může být definován skrze predaci, kompetici o potravu či prostředí, hybridizaci či zavlečením a šířením nemocí z domovského prostředí (Bonesi and Palazon 2007, Blackburn 2008). Jejich přítomnost a vliv je zřetelnější v jednodušších prostředích, jako jsou malé izolované ostrovy, kde většinou chybí bohatší spektrum savčích predátorů (tedy pokud vůbec existuje) a kořist si v minulosti nevyvinula žádné antipredační strategie nutné k přežití (Atkinson 1985, Courchamp et al. 2003, Salo et al. 2007). Nicméně i z vnitrozemských ekosystémů stále přibývá evidence o zásadním vlivu vetřelců na fungování celé kaskády trofických vztahů (Bonesi and Palazon 2007).

Pokud se naše pozornost soustředí jen na lasicovité šelmy, asi nejznámější příklad negativního působení těchto predátorů v novém prostředí pochází z australské oblasti, v níž byli vysazeni hranostaj, lasice kolčava a fretka jako predátoři mající za úkol snižovat přemnožené králíky divoké (taktéž vysazený druh). Ačkoliv, a to především v případě fretky, se tyto šelmy staly důležitým regulátorem stavů kralíků, jejich predační aktivita katastrofálně zasáhla i mnohé původní druhy australské a novozélandské fauny (Blackwell 2005, Clapperton and Byrom 2005). V evropském kontextu je v současnosti asi nejvýraznější invaze norka amerického - minka (*Mustela vison*). Tato lasicovitá šelma se, spolu s dalšími druhy kožešinových zvířat z jiných čeledí šelem (mýval severní *Procyon lotor*, psík mývalovitý *Nyctereutes procyonoides*), začala velmi rychle šířit po celém kontinentu (Dunstone 1993). Historie triumfální invaze norka amerického začíná na počátku 20. let minulého století, kdy byl do Evropy dovezen pro účely produkce kvalitní kožešiny. Jeho rozšíření bylo ostrůvkovitě lokalizováno především ve státech se silným farmovým chovem a to ve Skandinávii, Polsku, Německu a v republikách bývalého Sovětského svazu (Mitchell-Jones et al. 1999). O 70 let později, na začátku 21. století, je norek americký rozšířen v mnoha mokřadních biotopech takřka po celé Evropě (Dunstone 1993, Delibes et al. 2004, Bonesi and Palazon 2007) a stále se jeho areál zvětšuje.

S jeho expanzivním rozšiřováním po celé Evropě vyvstává otázka jeho vlivu na volně žijící populace mnohých původních druhů živočichů. Vedle přímé silné predace je velkým nebezpečím rozšiřování nových nemocí a parazitů včetně paravirové infekce Aleutské nemoci (Aleutian mink disease) (Maňas et al. 2001). Závažná je také interspecifická kompetice s ostatními semiakvatickými predátory a to konkrétně s tchořem tmavých (Lodé 1993), norkem evropským (Maran & Henttonen 1995, Sidorovich 2000) a vydrou říční (Dunstone 1993, Bonesi et al. 2004). Potravní oportunismus, znak mnoha úspěšných invazivních savčích predátorů, naznačuje široké spektrum potenciálních interakcích. V mnoha regionech norek americký má silně negativní vliv na drobné savce (Barreto et al. 1998, Erb et al. 2001, Banks et al. 2004), vodní ptáky (Craik 1997, Ferreras & Macdonald 1999, Sidorovich et al. 2001), obojživelníky (Ahola et al. 2006) i ryby (Heggenes & Borgström 1988).

Studie z území České republiky ukázaly, že tento norek může mít silný vliv na mnohé populace jak obratlovců tak i bezobratlých. Experimenty s umělými snůškami imitujícími hnízdění kachen ve dvou typech vodních biotopů odhalily, že mink zapříčinil 22 – 66 % ztrát způsobených savčími predátory (**článek č. 4, 5.**). Stejně tak výrazné působení minka bylo zaznamenáno na dospělé jedince vodních ptáků (Šálek et al. 2005), u obojživelníků (Poledník et al. 2005) či užovky podplamaté, *Natrix tessellata* (Kapler 1994) a také u raka kamenáče, *Austropotamobius torrentium* (**článek č. 3**).

Ochrana konkrétních skupin živočichů před habituovanými vetřelci je tedy jedna z hlavních priorit ochrany přírody na začátku jednadvacátého století a může na ní záviset přežívání fragmentovaných populací mnoha ohrožených živočichů. Důležitými kroky ochranářského managementu tak mohou být eradikační programy se záměrem udržet cílový druh vetřelce na nízkých populačních hustotách či jeho úplného odstranění. Výsledky těchto programů jsou ale bohužel často nejednoznačné, neboť úspěch závisí na drobných rozdílech mnoha parametrů prostředí (Cote and Sutherland 1996, Bonesi and Palazon 2007, Harrington et al. 2008). Nejlepší výsledky byly dosaženy na malých, od pevniny izolovaných, ostrovech s omezenou možností rekolonizace (Nordström and Korpimäki 2004, Banks et al. 2008). Ve vnitrozemských ekosystémech kontrola (management) vetřelců vyžaduje vyšší úsilí a je časově náročnější a to především z důvodu saturace ztrát imigrací z přilehlých oblastí (Sidorovich and Polozov, 2002, Harrington et al. 2009). Často kvůli již akutní ochraně ohrožených a zranitelných druhů savců a ptáků přibývá krátkodobých programů, které jsou realizovány lokálně (Macdonald et al. 2002, Sidorovich and Polozov 2002, Moore et al. 2003, Harrington et al. 2009, **článek č. 4**).

Úspěšnost odstraňování norka amerického v lokálních podmínkách závisí především na velikosti kontrolované plochy a na načasování a intenzitě odchytu. Kromě adekvátního odchytového úsilí v jádrové oblasti je také důležité i odstraňování minka v periferních oblastech, odkud dochází k opětovným imigracím (Reynolds and Tapper 1996). Bonesi et al. (2007) na základě statistického modelování zjistila, že k udržení nízkých populačních hodnot minků je zapotřebí provádět alespoň tři měsíční odchyty a to v rozličných ročních obdobích (páření, disperze mláďat, zimní období). Výsledky terénních studií ovšem naznačují, že tato doba by měla být ještě delší (Harrington et al. 2008). Z mnoha důvodů nemožnosti kontroly norka amerického ve velkém měřítku se síť lokálních projektů stává důležitým prvkem ochrany mnoha cílových druhů (Bonesi et al. 2007).

7. Závěr

Dynamické změny v krajině, sílící urbanizace, rozšiřování vlivu lidské činnosti do doposud jen mírně narušených oblastí, silniční mortalita, lovecký tlak, zavlečení nových nepůvodních druhů či změny klimatu jsou a budou asi nejdůležitějšími faktory, které připravují nové výzvy pro lasicovité predátory obývající naše území. Adaptabilita a oportunismus ve využívání různých zdrojů budou asi klíčové ‚vítězné' znaky (nejenom) v současném prostředí středoevropské krajiny. Z toho hlediska můžeme očekávat, že rozšíření mnohých úzce specializovaných druhů bude silně fragmentované. Perzistence těchto druhů v krajině tedy bude záviset na pečlivé ochraně a případě i na managementu ze strany člověka, jehož základem musí být vždy detailní vhled do jejich biologie a ekologie.

8. Literatura

Andelt W.F., Harris C.E. & Knowlton F.F. 1985: Prior trap experience might bias coyote responses to scent stations. South-western Naturalist 30: 317-318.

Anděra M. & Kokeš O. 1994: Poznámky k historii výskytu vydry říční (*Lutra lutra*) v českých zemích. Bulletin Vydra 4: 6-23.

Anděra M. & Hanzal V. 1996: Atlas rozšíření savců v České republice – předběžná verze II. šelmy (Carnivora). Praha, Národní muzeum, 88 pp.

Andersson M. & Erlinge S. 1977: Influence of predation on rodent populations. Oikos 29: 591-597.

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.

Arnold T.W. & Fritzell E.K. 1987: Foods habits of prairie mink during the waterfowl breeding season. Canadian Journal of Zoology 65: 2322-2324.

Banks P.B., Nordström M., Ahola M., Salo P., Fey K. & Korpimäki E. 2008: Impacts of alien mink predation on island vertebrate communities of the Baltic Sea Archipelago: review of a long-term experimental study. Boreal Environment Research 13: 3-16.

Baruš V. & Zejda J. 1981: The European otter (*Lutra lutra*) in the Czech Socialist Republic. Acta Sc. Nat. Brno 15: 1-41.

Bičík V., Foldynová S. & Matyáštík T. 2000: Distribution and habitat selection of badger (*Meles meles*) in Southern Moravia. Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Facultas rerum naturalium, Biologica 38: 67-79.

Bider J.R. 1968: Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. Ecological Monographs 38: 269-308.

Blackburn T.M. 2008: Using aliens to explore how our planet works. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105(1): 9-10.

Blackwell G.L. 2005: Another world: the composition and consequences of the introduced mammal fauna of New Zealand. Australian Journal of Zoology 33: 108-118.

Blair R.B. 2001: Creating a homogenous avifauna. In: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.), Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp. 459–486.

Boal C.W. 1997: An urban environment as an ecological trap for Cooper's Hawks. Ph.D. dissertation, University of Arizona, Tucson.

Bonesi L., Chanin, P. & Macdonald D.W. 2004: Competition between Eurasian otter Lutra lutra and American mink Mustela vison probed by niche shift. Oikos 106:19-26.

Bonesi L. & Palazon S. 2007: The American mink in Europe: status, impacts, and control, Biological Conservation 134: 470-483.

Blair R.B. 2001: Creating a homogenous avifauna. In: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.), Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp. 459–486.

Brawn J.D. & Robinson S.K. 1996: Source-sink population dynamics may complicate the interpretation of long-term census data. Ecology 77: 3-12.

Brown J.H. & Kordic-Brown A. 1977: Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. Ecology 58: 445-449.

Burton D. L. & Doblar K. A. 2004: Morbidity and mortality of urban wildlife in the midwestern United States, pp. 172-181. In: Shaw W. W., Harris L. K. & Van Druff L. (eds.): Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation, May 1-5, 1999. Tucson, Arizona, 368 pp.

Clapperton B.K. & Byrom A. 2005: Feral ferret. In: C.M. King, Editor, The Handbook of New Zealand Mammals (second ed.), Oxford University Press, Melbourne, 294–307 pp.

Cote I.M. & Sutherlan W.J. 1996: The effectiveness of removing predators to protect bird populations. Conservation Biology 11: 395-405.

Courchamp F., Chapuis J.-L. & Pascal M. 2003: Mammal invaders onislands:impact, control andcontrolimpact. Biological Reviews 78: 347-383.

Crooks K.R. 2002: Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conservation Biology 16: 488-502.

Crooks K.R. & Soulé M.E. 1999: Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature 400: 563-566.

Cuthbert R. 2002: The role of introduced mammals and inverse density-dependent predation in the conservation of. Hutton's shearwater. Biological Conservation 108: 69-78.

Červený J. & Toman A. 1999: Nové nálezy norka amerického (*Mustela vison*) v jihozápadní části České republiky. Lynx (Praha), n.s. 30: 27-34.

Červený J., Daniszová K. & Anděra M. 2006: Současné změny rozšíření a početnosti norka amerického (*Mustela vison*) v České republice. Sborník abstraktů z konfernce: Zoologické dny 2006: 162-163.

Červený J., Kamler J., Kholová H., Koubek P. & Martínková N. 2003: Encyklopedie myslivosti. Ottovo nakladatelství, Cesty 2003, Praha, 591 pp.

Delibes M., Clavero M., Prenda J., Blázquez M.D.C. & Ferreras P. 2004: Potential impact of an exotic mammal on rocky intertidal communities of northwestern Spain. Biological Invasions 6: 213-219.

Dias P.C. 1996: Sources and sinks in population biology. Trends in Ecology and Evolution 11: 326-329.

Diefenbach D.R., Conroy M.J., Warren R.J., James W.E., Baker L.A. & Hon T. 1994: A test of the scent-station survey technique for bobcats. Journal of Wildlife Management 58: 10-17.

Didham R.K., Hammond P.M., Lawton J.H., Eggleton P. & Stork N.E. 1998: Beetle species responses to tropical forest fragmentation. Ecological Monographs 68: 295-323.

Donovan T.M., Thompson III F.R., Faaborg J. & Probst J.R.1995: Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. Conservation Biology 9: 1380-1395.

Erlinge S. 1974: Distribution, territoriality and numbers of the weasel *Mustela nivalis* in relation to prey abundance. Oikos 25: 308-314.

Erlinge S., Göransson G., Hansson L., Högstedt G., Liberg O., Nilsson I.N., Nilsson T., Schantz T. von & Sylvén M. 1983: Predation as a regulating factor on small rodent populations in southern Sweden. Oikos 40: 36-52.

Fahrig L. 2003: Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology and Systematics 34: 487-515.

Ferguson S.H. & Larivière S. 2004: Is mustelid life history different? In: Martens and Fishers (*Martes*) in human-altered environments: An international perspective. pp 2-19. D.J.

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.

George S.L. & Crooks K.R. 2006: Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. Biological Conservation 133: 107-117.

Gilg O., Sittler B., Sabard B., Hurstel A., Sané R., Delattre P. & Hanski I. 2006: Functional and numerical responses of four lemming predators in high arctic Greenland. Oikos 113: 193-216.

Gompper M.E., Kays R.W., Ray J.C., LaPoint S.D., Bogan D.A. & Cryan J.R. 2006: A comparison of non-invasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. Wildlife Society Bulletin 34: 1142-1151.

Gros P.M., Kelly M.J. & Caro T.M. 1996: Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. Oikos 77: 197-206.

Griffiths H.I. & Thomas D.H. 1993: The status of the badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. Mammal Review 23: 17-58.

Hájková P., Pertoldi C., Zemanová B., Roche K., Hájek B., Bryja J. & Zima J. 2008: Genetic structure and evidence for recent population decline in Eurasian otter populations in the Czech and Slovak Republics: implications for conservation. Journal of Zoology 272: 1-9.

Halle S. & Stenseth N.C. (eds) 2000: Activity Patterns in Small Mammals. An Ecological Approach. Ecological Studies, Volume 141. Springer, Berlin, 322 pp.

Hanski I., Hansson L. & Henttonen H. 1991: Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. Journal of Animal Ecology 60: 353-367.

Harrington L.A., Moorhouse T., Gelling M., Bonesi L. & Macdonald D.W. 2008: American mink control on inland rivers in southern England: An experimental test of a model strategy. Biological Conservation 142 (4): 839-849.

Hellstedt P., Sundell J., Helle P. & Henttonen, H. 2006: Large-scale spatial and temporal patterns in population dynamics of the stoat, *Mustela erminea*, and the least weasel, *M. nivalis*, in Finland. Oikos 115: 286-298.

Hilty J.A. & Merenlender A.M. 2000: A comparison of covered track-plates and remotely-triggered cameras. Transactions of the Western Section of the Wildlife Society 36: 27-31.

Hilty J.A. & Merenlender A.M. 2004: Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. Conservation Biology 18: 126-135.

Hilty J.A., Lidicker Jr. W.Z. &. Merenlender A.M. 2006: Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Island Press, Washington, D.C.

Holt R.D. 1977: Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. Theoretical Population Biology 12: 197-229.

Jedrzejewski W., Rychlik L. & Jedrzejewska B. 1993: Responses of bank voles to odours of seven species of predators: experimental data and their relevance to natural predator-vole relationships. Oikos 68: 251-257.

Jepsen 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.

Klemola T., Korpimäki E., Norrdahl K., Tanhuanpää M. & Koivula M. 1999: Mobility and habitat utilization of small mustelids in relation to cyclically Xuctuating prey abundances. Annales Zoologici Fennici 36: 75-82.

Korpimäki E., Norrdahl K. & Rinta-Jaskari T. 1991: Responses of stoats and least weasels to fluctuating food abundances: is the low phase of the vole cycle due to mustelid predation? Oecologia 88: 552-561.

Korpimäki E. & Krebs C. J. 1996: Predation and population cycles of small mammals. A reassessment of the predation hypothesis. BioScience 46: 754-764.

Korpimäki E. & Norrdah K. 1998: Experimental reduction of predators reverses the crash phase of small-rodent cycles. Ecology 79: 2448–2455.

Kranz A., Poledník L. & Gotea V. 2002: Conservation of the European mink (*Mustela lutreola*) in the Danube delta. Background information and project plan - Scientific annals of the Danube delta institute for research and development, Tulcea - Romania 2001-2002.

Krebs C.J. 2001: Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Benjamin Cummings, San Francisco, 655 pp.

Krebs C.J., Boutin S., Boonstra R., Sinclair A.R.E.,. Smith J.N.M., Dale M.R.T., Martin K. & Turkington R. 1995: Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. Science 269: 1112-1115.

Lanszki J. & Heltai M. 2007: Diet of the European polecat and the steppe polecat in Hungary. Mammalian Biology 72 (1): 49-53.

Lanszki J., Zalewski A. & Horáth G. 2007: Comparison of red fox Vulpes vulpes and pine marten Martes martes food habits in a decidious forest in Hungary. Wildlife Biology 13 (3): 258-271.

Larivière S. & Messier F. 1998: Effect of density and nearest neighbours on simulated waterfowl nests: can predators recognize high-density nesting patches? Oikos 83: 12-20.

Laurance S.G. & Laurance W.F. 1999: Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. Biological Conservation 91: 231-239.

Lindén H., Helle E., Helle P. & Wikman M. 1996: Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. Finnish Game Research 49: 4-11.

Linhart S.B. & Knowlton F.F. 1975: Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. Wildlife Society Bulletin 3: 119-124.

Long E.S., Fecske D.M., Sweitzer R.A., Jenks J.A., Pierce B.M. & Bleich V.C. 2003: Efficacy of photographic scent stations to detect mountain lions. Western North American Naturalist 63: 529-532.

Long R.A, McKay P., Zielinski W.J. & Ray J.C. 2008: Noninvasive Survey Methods for Carnivores, Island Press, 2008, 416 pp.

Luniak M. 2004: Synurbization – adaptation af animal wildlife to urban development. Pp.: 50–55. In: Shaw W. W., Harris L. K. & Van Druff L. (eds.): Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation, May 1-5, 1999. Tucson, Arizona, 368 pp.

MacArthur R.H. & Pianka E.R. 1966: On optimal use of a patchy environment. American Naturalist 100: 603-609.

Macdonald D.W. 1983: The ecology of carnivore: Social behavior. Nature 5899: 379-384.

Macdonald S.M. & Mason C.F. 1994: Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palearctic. Nature and Environment no. 67. Strasbourg: Council of Europe Press.

Macdonald D.W. & Harrington L.A. 2003: The American Mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. New Zealand Journal of Zoology 30: 421-441.

Mañas S., Cena J.C., Ruiz-Olmo J., Palazon S., Domingo M., Wolfinbarger J.B. & Bloom M.E. 2001: Aleutian mink disease parvovirus in wild riparian carnivores in Spain. Journal of Wildlife Diseases 37: 138-144.

Matyáštík T. & Bičík V. 1999: Distribution and habitat selection of badger (*Meles meles*) in northern Moravia. Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Facultas rerum naturalium, Biologica 37: 77-88.

Matyáštík T., Bičík V. & Řehák L. 2000: Jezevec lesní, jeho biologie a význam v ekosystému. Venátor, Praha, 192 pp.

Matyáštík T. & Bičík V. 2000: Dynamika populace jezevce lesního (*Meles meles*) na Prostějovsku. Přírodovědné studie muzea Prostějovska 3: 123-131.

Maran T., Macdonald D.W., Kruuk H., Sidorovich V. & Rozhnov V.V. 1998: The continuing decline of the European mink *Mustela lutreola*: evidence for the intra-guild aggression hypothesis. Cambridge University Press; Symposia of the Zoological Society of London 71: 297-323.

McDonnell M.J. & Pickett, S.T.A. 1990: The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. Ecology 71: 1231-1237.

McKinney M.L. 2002: Urbanization, biodiversity, and conservation. Bioscience 52: 883-890.

Merriam G. 1988: Landscape dynamics in farmland. Trends in Ecology & Evolution 3: 16-20.

Mitchell-Jones G., Amori W., Bogdanowicz B., Krystufek P., Reijnders J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M.,Vohralík V. & Zima J., 1999: The Atlas of European Mammals. Academic Press, London, 484 pp.

Morrison D.W., Edmunds R.M., Linscombe G. & Goertz J.W. 1981: Evaluation of specific scent-station variables in northcentral Louisiana. Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies 35: 281-291.

Mortelliti A. & Boitani L. 2007: Evaluation of scent-stations surveys to monitor the distribution of three European carnivore species (*Martes foina, Meles meles, Vulpes vulpes*) in a fragmented landscape. Mammalian Biology 73 (4): 287-292.

Nordström M. & Korpimäki E. 2004: Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. Journal of Animal Ecology 73: 424-433.

Norrdahl K. & Korpimäki E. 2000: The impact of predation risk from small mustelids on prey populations. Mammal Review 30: 147-156.

Nottingham B.G., Johnson Jr. K. G. & Pelton M. R. 1989: Evaluation of scent station surveys to monitor raccoon density. Wildlife Society Bulletin 17: 29-35.

O´Donoghue M., Boutin S., Krebs C.J., Murray D.L. & Hofer E.J. 1998: Behaviour responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. Oikos 82: 169-183.

Oehler J. D. &Litvaitis J.A. 1996: The role of spatial scale in understanting responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. Canadian Journal of Zoology 74: 2070-2079.

Oksanen L., Oksanen T. 1992: Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. Ecography 15: 226-236.

Oksanen T., Oksanen L. & Norberg M. 1992: Habitat use of small mustelids in the taiga landscape of northern Fennoscania in relation to habitat quality. Ecography 19: 432-443.

Pavlačík L. & Literák I. 2003: Výskyt a synantropizace jezevce lesního v honitbě mysliveckého sdružení Frýdlant nad Ostravicí-Lubno. P.: 205. In: Brya J. & Zukal J. (eds.): Zoologické dny. Brno 2003. Sborník abstraktů z konference 13.–14. února 2003. Česká zoologická společnost, Brno, 244 pp.

Poledník L., Poledníková K. & Hlaváč V. 2007: Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra*) v České republice v roce 2006. Bulletin Vydra 14: 6.

Powell R.A. 1973: A model for raptor predation on weasels. Journal of Mammalogy 54: 259-263.

Robinson, S.K., Thompson III F.R., Donovan T.M., Whitehead D.R. & Faaborg J. 1995: Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. Science 267: 1987-1990.

Roche K., Toman A. & Šusta F. 2004: National otter (*Lutra lutra*) survey of the Czech Republic 1997–2002(3). In Scientific report of the Czech Otter Project 1998–2004: 14–29. Roche, K. (Ed.). Třeboň: Czech Otter Foundation Fund.

Rondinini, C., Ercoli V. & Boitani, L.2006: Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape. Journal of Zoology 269 (2): 213-219.

Roughton R.D. & Sweeny M.W. 1982: Refinements in scent station metodology for assesing trends in carnivore populations. Journal of Wildlife Management 46: 217-229.

Salo P., Korpimäki E., Banks P.B., Nordström M. & Dickman C.R. 2007: Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences 274: 1237-1243.

Sargeant G.A., Johnson D.H. & Berg W.E. 1998: Interpreting carnivore scent-station surveys. Journal of Wildlife Management 62: 1235-1245.

Sargeant A.B., Sovada M.A. & Greenwood R.J. 1998: Interpreting evidence of depredation of duck nests in the prairie pothole region. U.S. Geological Survey, Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, ND and Ducks Unlimited, Memphis, TN.

Saunders D.A., Hobbs, R.J. & Margules C.R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Shigesada N. & Kawasaki, K. 1997: Biological invasions: Theory and practice. Oxford University Press. 205 pp.

Schmidt K.A. & Whelan C.J. 1999: Nest predation on woodland songbirds: when is nest predation density dependent? Oikos 87: 65-74.

Schmidt N. M. & Jensen P. M. 2003: Changes in mammalian body length over 175 years - adaptations to a fragmented landscape? Conservation Ecology 7(2): 6-7.

Sidorovich V.E., Tikhomirova L.L. & Solvej I.A. 2007: Distribution of rodents and their predators in transitional mixed woodland in relation to exposure of terrestrial vegetation in northern Balarus. Acta Zoologica Lituanica 17: 323-332.

Smith J.N.M. 1974: The food searching behavior of two European thrushes. II. The adaptiveness of search patterns. Behaviour 49: 1-61.

Svatoš I. 1973: Doplněk k potravní ekologii kuny skalní (*Martes foina* Erxl., 1777) a tchoře tmavého (*Putorius putorius* L., 1758). Folia venatoria 3: 209-214.

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 breath and range boundaries. Diversity and Distributions 9: 1-18.

Tinbergen N., Impekoven M. & Franck D. 1967: An experiment on spacing-out as a defence against predation. Behaviour 28: 307-321.

Travaini A.R., Lafitte R. & Delibes M. 1996: Determining the abundance of European red foxes by scent-station methodology. Wildlife Society Bulletin 24: 500-504.

Trolle M., Noss A. J., Lima E. S. & Dalponte J. 2007: Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. Biodiversity and Conservation 16: 1197-1204.

Warrick G.D. & Harris C.E. 2001: Evaluation of Spotlight and Scent-Station Surveys to Monitor Kit Fox Abundance. Wildlife Society Bulletin 29 (3): 827-832.

Wilson G.J. & Delahay R.J. 2001: A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. Wildlife Research 28: 151-164.

Ylönen H. 1994: Vole cycles and antipredatory behaviour. Trends in Ecology & Evolution 9: 426-430.

Ylönen H. & Ronkainen H. 1994: Breeding suppression in the bank vole as antipredatory adaptation in a predictable environment. Evolutionary Ecology 8: 658–666.

Zielinski W.J. & Stauffer H.B. 1996: Monitoring Martes populations in California: survey design and power analysis. Ecological Applications 6: 1254-1267.

Zalewski A. & Jedrzejewski W. 2006: Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Bialowieza Forest (E. Poland) compared with other European woodlands. Ecography 29: 31-43.

Zub K., Sönnichsen L. & Szafrańska P.A. 2008: Habitat requirements of weasels *Mustela nivalis* constrain their impact on prey populations in complex ecosystems of the temperate zone. Oecologia 157: 571-582.

9. Přiložené publikace a rukopisy

článek č. 1

Šálek M., Síčová P. & Sedláček F. 2005: Kuna skalní (*Martes foina*) v městském prostředí: početnost a rozšíření. **Lynx (Praha)** 36: 111–116.

Abstract:

The stone martens, *Martes foina* (Erxleben, 1777) inhabits a variety of habitat types, including agricultural landscape, rock cliffs, suburban and urban areas. The species has found very suitable conditions (e.g. shelters and breeding places, good food sources, absence of predators) also in towns. This pilot study presents first data on the distribution and habitat preferences of one urban population of stone marten in the Czech Republic. Of the total of 245 mapping squares (31 km^2), occurrence of the species was found in 147 squares, based on 197 records. Stone martens were recorded in all types of habitats, with negative correlation with open unbuilt area, slab block and forest patches.

Shrnutí:

Kuna skalní *Martes foina* (Erxleben, 1777) obývá široké spektrum rozdílných typů habitatů zahrnující zemědělskou krajinu, skalní stěny i příměstské oblasti. Tento druh našel vhodné podmínky (například i díky úkrytovým prostorům, dobré potravní nabídce, absenci predátorů) také ve městech. Tato pilotní studie prezentuje první data, která se zaměřují na distribuci a habitatové preference jedné městské populace v České republice. Z celkových 245 mapovacích kvadrátů (31 km^2) byl výskyt tohoto druhu dokumentován v 147 kvadrátech (193 záznamů). Kuna skalní byla zaznamenána ve všech habitatech a její výskyt byl negativně korelován s otevřenou neobydlenou plochou, panelovou výstavbou a lesními plochami.

článek č. 2

Poledník L., Poledníková K., Beran V, **Šálek M.,** Hlaváč V. & Alves A.R.: Day resting sites of American mink (*Mustela vison*) in a fish pond area: their use and characteristics. **Acta Theriologica (resubmitted)**

Abstract:

The character, use and spatial distribution of day resting sites of the American mink (*Mustela vison* Schreber, 1777) has been studied by radio-tracking of eight wild-caught animals in two fishpond areas in Czech-Moravian Highlands (the Czech Republic). A total of 249 different day resting sites was found. Number of sites used by different animals varied significantly and correlated with the total number of independent locations of mink in day resting sites. Most of the sites were located underground (67%), often within the root system of trees. Resting sites were strongly associated with water bodies that were most often placed within a five-meter stripe of vegetation along the water edge. Log linear analysis of present data showed strong effect of individual mink on the different studied variables of sites, indicating that mink shows strong opportunism in the use of various types of day resting sites. The sites were more often located on banks of fishponds (prime feeding habitats) and these places were also more intensively used. The selection of above/under ground DRS was strikingly seasonal - in the winter minks showed almost exclusive use of underground holts, probably reducing the energy cost in the cold season.

Shrnutí:

Charakter, využívání a prostorová distribuce denních odpočinkových míst norka amerického (*Mustela vison* Schreber, 1777) byly studovány sledováním 8 radiotelemetricky označených jedinců ve dvou rybničních oblastech na Českomoravské vysočině (Česká Republika). Celkově bylo nalezeno 249 odlišných odpočinkových míst. Počet těchto míst využívaných odlišnými jedinci se výrazně lišil a koreloval s celkovým množstvím nezávislých lokací v odpočinkových místech. Většina míst byla umístěna pod povrchem (67%) a to často v kořenovém systému stromů. Odpočinková místa byla silně vázána na vodní plochy a ve většině případů umístěna v pětimetrovém pásu vegetace kolem okraje břehů. Loglineární analýza dat ukázala, že norci vykazovali silný oportunismus ve využívaní odlišných typů denních odpočinkových míst. Odpočinková místa byla častěji umístěna na březích rybníků, které byly i nejvyužívanějšími potravními habitaty a tato místa byla také s větší intenzitou využívána. Selekce mezi podzemními a nadzemními odpočinkovými místy byla výrazně

sezónní – v zimně norci využívali téměř výhradně podzemní nory a to pravděpodobně z důvodu redukce energetických výdajů v chladném období.

článek č. 3

Fischer D., Pavluvčík P., Sedláček F. & **Šálek M**. 2009: Predation of the alien American mink *Mustela vison* on native crayfish populations in middle-sized streams in central and western Bohemia. **Folia Zoologica 58 (1): 45-56.**

Abstract:

The impact of predation by alien American mink (*Mustela vison*) on endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) was examined in middle-sized streams in central and western Bohemia for the duration of two years. The most frequent food source of the American mink were crustaceans, followed by mammals, amphibians and fish. Crustaceans consisted entirely of one species, the stone crayfish, which was represented in 82% of all collected mink droppings. Analysis of the relative composition of summer and winter diet showed no significant differences between these periods. The identification of predation of the American mink on stone crayfish was based on the collection of prey remains during the period monitored. Predation rates at particular localities were highly variable (0.85-21.5%, average = 7.4%), and decreased significantly in winter periods. The use of crayfish seems to reflect their spatial availability, suggested by the good correspondence between the population density and the number of prey remains. Minks preyed selectively on sexually mature individuals, which increases the seriousness of their predation impact. This study suggests that alien mink could be an important mortality factor for stone crayfish populations on a local scale.

Shrnutí:

Vliv predace nepůvodním druhem predátora - norka amerického (*Mustela vison*) na ohroženého raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) byl zkoumán během dvou let ve středně velkých potocích ve středních a západních Čechách. Nejběžnější potravou norka amerického byli korýši a dále je následovali drobní savci, obojživelníci a ryby. Korýši, zastoupeni jen jedním druhem, rakem kamenáčem, byli přítomni v 82% nasbíraného trusu. Analýza relativního zastoupení tohoto druhu v zimní a letní potravě norka nenaznačila žádný výrazný rozdíl mezi těmito obdobími. Určení míry predace bylo založeno na základě sběru požerků v obou sledovaných obdobích. Míra predace na jednotlivých lokalitách byla vysoce variabilní (0,85-21,5%, průměr = 7,4%) s výrazným poklesem v zimních měsících. Predace

raků byla výrazně selektivní na pohlavně dospělé jedince, což zvyšuje závažnost tohoto predačního vlivu. Tato studie naznačuje, že tento nepůvodní druh predátora může představovat důležitý mortalitní faktor pro lokální populace raka kamenáče.

článek č. 4

Padyšáková E., **Šálek M.**, Poledník L., Sedláček F. & Albrecht T. 2009: Removal of American mink increases the success of simulated nests in linear habitat. **Wildlife Research 36: 225-230.**

Abstract:

Alien species of predators may negatively influence the breeding success of waterfowl. Previous studies have tested whether predator removal causes an increase in nest success and breeding densities; however, conclusions have been contradictory. Here we examine the impact of the removal of introduced American mink, Mustela vison, on the survival of simulated waterfowl nests in two treatment and two control transects, in a linear section of habitat along the Jihlava River, Czech Republic. Nest survival was recorded during two periods (June and July), with minks removed after the first replicate. In total, eight minks were removed from treatment transects. Whereas nest survival in control transects slightly decreased from June to July, the opposite trend, i.e. an increase in nest survival, was apparent in the treatment transects. On the basis of the results, we suggest that a local reduction in mink populations is an effective short-term tool for the conservation of protected waterfowl species. Our study adds to others, reporting potentially adverse effects of alien, introduced, carnivorous species on local biota.

Shrnutí:

Nepůvodní druhy predátorů mohou negativně ovlivňovat hnízdní úspěšnost vodních ptáků. Předchozí studie testovaly, zda odstranění predátorů zvyšuje hnízdní úspěšnost a populační hustotu kořisti, nicméně zjištěné výsledky jsou protikladné. V této studii zkoumáme vliv odstranění introdukovaného norka amerického (*Mustela vison*) na přežívání umělých hnízd vodních ptáků ve dvou pokusných a dvou kontrolních transektech, které byly umístěny v lineárních transektech podél řeky Jihlavy (Česká Republika). Hnízdní úspěšnost byla zaznamenávaná ve dvou obdobích (červen a červenec) s tím, že norci byli odstraněni po první kontrole. Celkově bylo odstraněno 8 norků z pokusných transektů. Zatímco přežívání hnízd v kontrolních transektech mírně pokleslo od června do července, opačný trend (tj. zvýšení přežívání hnízd) byl zjevný v transektech, kde se norci odstraňovali. Na základě těchto výsledků navrhujeme lokální redukci populací norka amerického za účinný krátkodobý prostředek ochrany vodních ptáků. Naše studie se připojuje k ostatním, které referují o potenciálně škodlivém (nepříznivém) vlivu nepůvodních šelem na lokální biotu.

článek č. 5

Padyšáková E., **Šálek M.**, Poledník L., Sedláček F. & Albrecht T.: Predation on simulated duck nests in relation to nest density and landscape structure. **The Condor (submitted)**

Abstract:

We tested whether nest density increases the nest predation rate (density-dependent predation) in patches of littoral vegetation surrounding fishponds in two contrasting landscapes, one dominated by forest and the second dominated by agricultural landscape. In total, 576 artificial ground nests were deployed in 48 littoral patches in South Bohemia, the Czech Republic, in two replicates (June and July), for two consecutive years (2005 and 2006). Nests were deployed either solitarily (low density patches) or in groups of 5 nests (high density patches). Mammalian predators were the most common nest predators, followed by birds. The composition of nest predators depended on landscape type, with mammals predominating as nest predators of simulated nests placed in forest dominated landscape and birds predominating in agricultural landscape. However, despite differences in local predator communities, we found no evidence for the different survival of solitary nests and nests placed in high-density patches (Mayfield nest survival 63% ± 0.0051 SE and 60% ± 0.0025 SE, respectively) in either habitat. Our data thus do not support the idea of density dependent predation in littoral patches in areas dominated either by mammalian or avian nest predators. Based on these results, we conclude that the composition of nest predators in isolated target habitats (such as littoral patches) is driven predominantly by the composition of surrounding landscapes.

Shrnutí:

Zkoumali jsme, zda je predace závislá na hustotě hnízd kořisti (density-dependent predation). Umělá hnízda (celkem 576) byla umístěna ve čtvercových plochách 10x10 m v pobřežních litorálech 48 rybníků Dačického mikroregionu v Jihočeském kraji (Česká Republika). U poloviny rybníků byla hnízda umístěna solitérně (nízká hustota) a u druhé poloviny byl počet hnízd navýšen na 5 (vysoká hustota). Rybníky byly obklopeny buď lesem nebo otevřenou krajinou. Pokusy probíhaly ve dvou etapách (červen a červenec) během dvou po sobě následujích let (2005 a 2006). Hlavními predátory v našem pokusu byli savci, mezi kterými dominovala divoká prasata. Druhové zastoupení predátorů hnízd záviselo na typu prostředí, v němž se rybník nacházel (les x otevřená krajina). Savci dominovali v lesním prostředí, zatímco zrakově orientovaní ptáci v otevřené krajině. Nezjistili jsme průkazný rozdíl v míře

predace mezi jednotlivými typy studijních ploch s nízkou či vysokou hustotou umělých hnízd (Mayfield test přežívání 63% ± 0,0051 SE versus 60% ± 0,0025 SE), a proto nemůžeme podpořit hypotézu, že predace je závislá na hustotě hnízd. Na základě našich výsledků můžeme říct, že druhové složení hnízdních predátorů v izolovaném prostředí (např. pobřežní litorál) závisí především na prostředí, které danou lokalitu obklopuje.

článek č. 6

Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F. & Albrecht T.: Corridor versus hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment (accepted)**

Abstract:

Corridors are assumed to be an efficient conservation tool for reducing changes in local biodiversity induced by fragmentation and loss of natural habitats. The importance of corridors for the management of local biota has been previously demonstrated for a few single species; however, there has been little research on this topic for groups of animals, such as mammalian carnivores. In this paper, we test the hypothesis that linear strips (2-12 m wide) of shrubby vegetation and dense high grass are more likely to be exploited by diverse carnivore species than surrounding hayfields. For this purpose a scent station survey was employed. Scent stations placed in linear landscape structures were visited much more frequently than scent stations placed in the surrounding hayfield matrix. The probability of detection was higher in corridors than in the landscape matrix for all carnivore species detected. In addition, we tested if the use of a corridor by carnivores was influenced by the amount of shrub and tree cover and corridor width, but none of these variables affected the probability of carnivore detection. Our study suggests that the maintenance of corridors could be an efficient management practice for the preservation of carnivore populations in agricultural landscapes.

Shrnutí:

Koridory jsou účelným ochranným nástrojem k redukci změn v lokální biodiverzitě způsobené fragmentací a ztrátou přirozených habitatů. Význam koridorů pro management lokální bioty byl již dříve demonstrovaný pro několik jednotlivých druhů, nicméně zatím málo studií se zabývalo vlivem těchto faktorů na šelmy. V tomto článku testujeme hypotézu, že lineární pruhy (široké 2-12 m) křovinaté vegetace a husté vysoké trávy (biokoridory) jsou preferovány rozdílným spektrem šelem než přilehlé luční porosty. Pro tento účel byly založeny pachové stanice (scent stations). Pachové stanice umístěné v lineárních krajinných strukturách byly navštěvovány mnohem častěji než stanice umístěné v okolních lučních habitech. Pravděpodobnost detekce v koridorech byla vyšší pro všechny zaznamenané druhy šelem. Kromě toho jsme také testovali, jestli bylo využívání koridorů ovlivněno množstvím keřového a stromového patra a šířkou koridoru, nicméně žádná z těchto proměnných neovlivnila pravděpodobnost výskytu šelem. Naše studie naznačuje, že zachování a údržba

koridorů v zemědělské krajině může být efektivním nástrojem managementu pro ochranu populací šelem.

článek č. 7

Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F. & Albrecht T.: Do foraging opportunities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in agricultural landscape? **Landscape Ecology (submitted)**

Abstract:

The human use of landscape has resulted in the modification of original habitats resulting in fragmentation, loss of connectivity and increases in edge length between original and human modified habitats. These changes affect native biota due to, for example, increased predation pressure along edges between original and modified habitats. Increased predation pressure along habitat edges is often associated with increased predator activity. However, factors affecting predator affinity for habitat edges remain largely untested. Here, we tested the hypothesis that the high prevalence of mammalian predators along habitat edges arises due to increased abundances of their principal prey – small mammals. Gradients in the abundance of carnivores and small mammals across a habitat edge gradient (secondary mixed forest interior vs. secondary mixed forest interior/grassland edge vs. grassland interior) were monitored during a 2-year survey performed in a fragmented Central European landscape. Our data provide support for the hypothesis that a high abundance of carnivores in habitat edges was associated with increased abundances in small mammals. The abundance of mammalian predators and small mammals consistently increased in habitat edges. Moreover, prey abundance tended to explain carnivore patch preferences even when controlling statistically for the effect of habitat type (edge vs. interior habitats), suggesting a direct causality between carnivore habitat preferences and actual prey density. Interestingly the small mustelids (least weasel *Mustela nivalis* and ermine stoat *Mustela erminea*) exhibited lower flexibility in adjustment of their spatial activity according to prey abundance, in contrast to remaining carnivores. We suppose that this pattern might be caused by differences in agility/home range size or performance intraguild competition between small mustelids and remaining carnivore species.

Shrnutí:

Lidské využívání krajiny vedlo k modifikaci původních habitatů projevující se fragmentací, ztrátou propojenosti mezi jednotlivými elementy a zvýšením podílu okrajů mezi původními a člověkem pozměněnými habitaty. Tyto změny působí na biotu například zvýšeným predačním tlakem podél okrajů. Zvýšená predace podél okrajů je často spojena se zvýšenou aktivitou

predátorů v těchto strukturách, nicméně faktory ovlivňující afinitu predátorů k habitatovým okrajům nebyly důkladně testovány. V tomto článku testujeme hypotézu, že vyšší využívání habitatových okrajů savčími predátory roste v závislosti na zvyšující se početnosti jejich hlavní kořisti – drobných savců. Gradient početnosti šelem a drobných savců skrz habitatový okraj (luční interiér – ekoton – lesní interiér) byl monitorován v průběhu dvou let ve fragmentované krajině centrální Evropy. Naše data podporují hypotézu, která tvrdí, že vyšší početnost šelem na habitatových okrajích je spojena se zvýšenou početností drobných savců. Početnost savčích predátorů i drobných savců se konzistentně zvyšovala na habitatových okrajích. Kromě toho, početnost kořisti vysvětlovala preference šelem dokonce i tehdy, když byl statisticky ošetřen efekt typu habitatu (okraj versus interier). Tyto výsledky naznačují přímou závislost mezi výskytem šelem a aktuální hustotou jejich hlavní kořisti. Na rozdíl od ostatních predátorů, drobné lasicovité šelmy (lasice kolčava *Mustela nivalis* a hranostaj *Mustela erminea*) vykazovaly nižší flexibilitu přizpůsobení jejich prostorové aktivity v závislosti na početnosti potravy. Předpokládáme, že tento výsledek může být způsoben rozdílnou pohybovostí/velikostí domovského okrsku či intraguildové kompetice mezi drobnými lasicovitými predátory a ostatními šelmami.

článek č. 8

Svobodová J., Kreisinger J., **Šálek M.**, Koubová M. & Albrecht T.: Testing a mechanistic explanation for mammalian predator responses to habitat edges. **Oikos (submitted)**

Abstract:

Many studies have examined increased predator activity along edges as an explanation for the edge effects, but have not, however, been able to explicitly test the suggested mechanistic explanations. In this study, we simultaneously measured the distribution of mammalian predators, the predators' main prey (small mammals) and predation rates on simulated nests in four types of landscape elements corresponding to an edge gradient between two habitat types; grassland and forest. We found a contrasting pattern in carnivore habitat preferences between years. Whereas carnivores did not exhibit a significant habitat preference along the forest-grassland edge in the first year of monitoring, they were more likely to be detected along habitat edges in the subsequent year. Our results do not suggest that the increased activity of carnivores at habitat edges arises as a consequence of predator overflow from higher quality habitat through the edge into lower quality habitat, but showed that most predator species focus their activity specifically to the edge structure. We further discuss the possibility that the year-to-year variation in carnivore habitat preferences might be caused by a variation in small mammal abundance. We did not find a clear relationship between carnivore activity and artificial nest predation, because other nest predators like corvids and wild boar which were not detected by scent stations contributed to nest losses.

Shrnutí:

Mnoho studií se zabývalo zvýšenou aktivitou predátorů podél habitatových okrajů jako vysvětlení okrajového efektu (edge effect), nicméně nebyly schopny jednoznačně testovat navrhované mechanické vysvětlení. V této studii jsme zároveň sledovali distribuci savčích predátorů, drobných savců (jejich hlavní kořisti) a míru predace na umělých hnízdech ve čtyřech typech krajinných prvků v gradientu mezi dvěma typy habitatů – lesem a lučním porostem. Našli jsme rozdílný vzorek v habitatové preferenci šelem mezi jednotlivými lety. Zatímco šelmy nevykazovaly průkazné preference podél gradientu les-louka v prvním roce výzkumu, v jeho druhém roce byly šelmy s větší pravděpodobností zaznamenány podél habitatových okrajů. Naše výsledky nenaznačují, že zvýšená aktivita šelem podél habitatových okrajů vzrůstá v závislosti na přelévání šelem z habitatů vyšší kvality do nižší, ale ukázaly, že většina predátorů soustředí svou aktivitu specificky kolem okrajových

struktur. Dále jsem diskutovali možnosti meziroční variability habitatových preferencí savčích predátorů, které mohou být způsobeny kolísáním početnosti drobných savců. Nenašli jsme jasný vztah mezi aktivitou šelem a hnízdní predací, což může být způsobeno predací hnízd krkavcovitými ptáky a divokými prasaty, které však na pachových stanicích nebyly zaznamenány.