

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

DISERTAČNÍ PRÁCE

Ekologie obratlovců ve fragmentované krajině

RNDr. Jaroslav Červinka

2014

Školitel: Ing. Martin Šálek, Ph.D.
Ústav biologie obratlovců, v.v.i.
Akademie věd ČR

Rád bych poděkoval mému školiteli Martinu Šálkovi za odborné vedení při terénní práci i publikační činnosti, ale především za přátelský přístup, který naši spolupráci provázel po celou dobu mého studia.

Obrovský dík patří také všem našim kolegům a spoluautorům, za jejichž pomoci předložené studie vznikly.

Stanovisko spoluautorů:

Prohlašuji, že jsem se významně podílel na získání výsledků a přípravě rukopisů předložených publikací.

.....
RNDr. Jaroslav Červinka

Za kolektiv autorů s výše uvedeným prohlášením souhlasí:

.....
Ing. Martin Šálek, Ph.D.

V Českých Budějovicích dne 29.10.2014

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích dne 29.10.2014

ABSTRACT

Exploitation and destruction of natural habitats due to the intensive human activities disrupt not only the landscape but also the ecological processes within populations. Fragmentation and habitat loss are main factors that seriously threaten biodiversity and ecological stability in cultural landscape. Carnivores inhabiting intensively-used agricultural landscape are fundamental elements of ecosystem structure, function and diversity despite their low densities across fragmented landscapes. Although carnivores' response to habitat fragmentation is species-specific, they are ultimately affected by intensive human activities and continuous degradation of natural habitats. Whereas populations of area-sensitive specialists tend to be decreasing or become extinct, populations of generalist carnivores seem to be tolerant or even benefit from agricultural and suburban development.

This thesis deals with the ecology of vertebrates in fragmented landscape with a special focus on different aspects of ecology of carnivores that are considered to be appropriate indicators of environmental changes. The core of the thesis is based on seven studies that characterize spatio-temporal habitat requirements and factors influencing the occurrence of carnivores within modified environment (urban and agricultural). The results of presented studies provide new insight into carnivore ecology and could be a crucial tool for developing suitable conservation measures for carnivores in human-dominated landscapes.

OBSAH

1. Úvod a cíle práce	1
2. Metody studia šelem	2
3. Středoevropská kulturní krajina	4
4. Živočichové v kulturní krajině	6
5. Habitatové charakteristiky ovlivňující přítomnost šelem ve fragmentované krajině	7
6. Habitatové charakteristiky ovlivňující přítomnost šelem v urbanizovaném prostředí	9
7. Interakce a druhové složení společenstva šelem v moderní krajině	11
8. Shrnutí a závěr	14
9. Literatura	16
10. Příložené publikace a rukopisy	21

1. ÚVOD A CÍLE PRÁCE

Zhoršující se stav životního prostředí a klesající biodiverzita jsou celosvětově vnímaným problémem již od druhé poloviny minulého století, avšak stále se nepodařilo nalézt účinný způsob, jakým destrukci životního prostředí zpomalit, natož úplně zastavit (Hardin 1968, Soulé 1986, Primack 2012). Ztráta biologické rozmanitosti tak pokračuje a každý den ze světa zmizí desítky rostlinných a živočišných druhů (IPCC 2014, Seddon et al. 2014). Je tedy potřeba věnovat veškeré úsilí studiu ekologie druhů a prostředí k pochopení a poznání skutečného stavu, aby následně mohly být podniknuty nezbytné kroky pro jejich ochranu a management. Bez těchto znalostí není možné zastavit pokračující degradaci prostředí a snižující se biodiverzitu (Primack et al. 2001).

V zásadě jde tedy o zachování a ochranu společenstev ve všech, většinou silně narušených, přírodních i člověkem pozměněných ekosystémech. Dobrým začátkem je studium a ochrana tzv. deštníkových druhů zastřešujících ochranu jiných druhů, ať již s podobnými ekologickými nároky či druhů, které jsou jimi přímo ovlivněny například v rámci trofické kaskády. Takovou roli ve většině ekosystémů zastávají druhy na vyšších trofických úrovních, které jsou schopny početnost populací jiných druhů ovlivňovat. Jedná se tedy zejména o predátory, kteří jsou v tomto ohledu klíčovými druhy, a primárním cílem k zajištění stabilizace ekosystémů by mělo být zajištění stabilizace právě těchto druhů (Launer & Murphy 1994, Roberge & Angelstam 2004). Studium jednotlivých druhů predátorů je však často ztěžováno jejich nízkou početností, skrytým způsobem života a především skutečností, že díky rozdílné míře tolerance k disturbancím se někdy v rámci vlastního boje o přežití i některé tyto druhy natolik přizpůsobují člověkem narušenému prostředí, že u nich dochází ke změnám jejich behaviorálních, ekologických i genetických vlastností. Je tak potřeba je studovat v obou typech prostředí (přírozené x člověkem narušené) a až po následném srovnání všech aspektů vyvozovat závěry a podnikat nutná opatření.

Cílem této dizertační práce je soustředit se na ekologii savčích predátorů (Mammalia: Carnivora) ve vztahu k hlavním aspektům fragmentace prostředí, snažit se zmapovat a charakterizovat nároky jednotlivých druhů či skupin živočichů na prostředí a zjistit tak, jaké faktory ovlivňují výskyt živočichů ve fragmentované krajině. Hlavní pozornost je soustředěna na prvky ovlivňující prostorovou aktivitu šelem v člověkem silně ovlivněné krajině. Tedy v urbanizovaném prostředí lidských sídel zasahující rozvětvenou sítí dopravní infrastruktury do širokého okolí i v podmínkách zemědělské krajiny s lesními fragmenty a liniovými

strukturami (ekotony, koridory). Hlavními předměty studia této práce tedy je prozkoumat jednotlivé aspekty fragmentace krajiny ovlivňující distribuci a početnost šelem a především:

- zjistit, jaké biotické i abiotické charakteristiky ovlivňují využívání lesních okrajů a koridorů šelmami na různých prostorových škálách a tím výrazně přispět k pochopení jejich ekologické funkce pro vrcholové predátory
- zmapovat druhové složení společenstva šelem podél gradientu urbanizace a na základě mezidruhových rozdílů určit faktory, které ovlivňují jejich přítomnost v urbánním prostředí
- analyzovat krajinné struktury na různých prostorových škálách v okolí silniční sítě, které se hlavní měrou podílejí na zvýšené silniční mortalitě šelem
- zaměřit se na mezidruhové interakce šelem ve fragmentované krajině, které v konečném důsledku mohou formovat podobu celého společenstva
- soustředit se na distribuci a habitatové preference šakala obecného *Canis aureus* v jádrových oblastech jeho areálu (Balkánský poloostrov), které by, s ohledem na jeho expanzi do střední Evropy, mohly pomoci hlouběji pochopit přítomnost tohoto druhu v naší fauně

Celkově by výsledky jednotlivých studií měly přispět k lepšímu pochopení ekologie obratlovců, ale především ekologie šelem jako hlavních indikátorů změn v celém ekosystému. V neposlední řadě mohou řešené otázky výraznou měrou pomoci při aplikované ochraně jednotlivých druhů i celého společenstva v různých typech krajin.

2. METODY STUDIA ŠELEM

K pochopení habitatových preferencí, vnitrodruhových i mezidruhových interakcí šelem a tím i jejich vlivu na celá společenstva je ovšem zapotřebí zjistit jejich početnosti a distribuci v krajině (Gros et al. 1996, Wilson & Delahay 2001). Za tím účelem je možné využít široké spektrum přímých i nepřímých metod, ovšem výzkum šelem je vždy komplikován jejich nízkými početnostmi, převážně noční aktivitou, velkými domovskými okrsky a především jejich ostražitostí, díky které se člověku vyhnou na velké vzdálenosti stejně tak jako často i jeho monitorovacím zařízením (Sargeant et al. 1998, Gompper et al. 2006). Z toho důvodu není při studiu šelem řada přímých metod, jako je přímé pozorování,

značení umělými značkami či vzory na kůži a srst nebo dokonce i odstřel, ve velké míře využívána. A snad jen s výjimkou radiotelemetrie, která patří k hojně využívaným přímým metodám (Northrup et al. 2012, Ausband et al. 2014, Quaglietta et al. 2014), je dávana přednost metodám nepřímým. Mezi nejvyužívanější nepřímé metody tak patří kamerové pasti (Monterroso et al. 2014, Tsujino & Yumoto 2014), zimní stopování (Alexander 2008, Vladimirova & Morozov 2014), sběr trusu či kadáverů (Grilo et al. 2009, Lerone et al. 2014), umělá hnízda sledující predaci (Padyšáková et al. 2009, Beja et al. 2014), akustický monitoring (Giannatos et al. 2005, Krofel 2008), kryté nášlapné talíře či desky nebo pachové stanice (Hilty & Merenlender 2000, Preuss & Gehring 2007). Avšak vzhledem k jejich rozdílné úspěšnosti v detekci šelem závislé zejména na druhových charakteristikách je výběr dané metody rozhodující. Většina zmíněných metod má ale pro monitoring šelem svá jistá omezení, jako je například vysoká finanční nákladnost kamerových pastí či omezení na přítomnost sněhu v případě zimního stopování. Někteří autoři tak navrhují kombinaci několika nepřímých metod, které by vzájemně vyrovnaly případné nedostatky (Gompper et al. 2006, Mortelliti & Boitani 2007).

Pro stanovení habitatových preferencí a relativní početnosti jednotlivých druhů jsou díky svým nízkým nákladům a vysoké efektivitě nejhojněji využívány pachové stanice (ČLÁNEK 1, 2, 3, 5), jejichž princip spočívá v zachycení stop na detekční ploše z vhodného substrátu, kam jsou šelmy přilákány pachovým atraktantem. Typ substrátu i atraktantu, stejně tak jako počet stanic, jejich rozmístění a doba expozice se mohou lišit v závislosti na předmětu výzkumu, sledovaných druzích, ale i typu krajiny (Baldwin et al. 2006, Mortelliti & Boitani 2007). Efektivita pachových stanic však závisí na počasí, sezóně, lidské aktivitě v jejich blízkosti a zejména na vnímavosti sledovaných druhů vůči zvolenému atraktantu nebo dokonce i celé stanici (Stanley & Royle 2005, Gompper et al. 2006).

Široce a běžně používanou metodou pro stanovení habitatových preferencí a distribuce vokalizujících šelem je pak akustický monitoring (ČLÁNEK 6, 7), který je založen na vysílání zvukových záznamů stimulujících šelmy odpovídat, čímž umožňuje identifikovat pozici jedince či celé skupiny a popřípadě i jejich přibližný počet. Rys ani medvěd však na rozdíl od vlka či šakala neodpovídají na vysílání zvukových záznamů a využít se tedy dá především sociálního dorozumívání v rámci skupiny či skupin šelem. Počet jedinců a mláďat lze poté určit přímo analýzou odpovědi v terénu nebo později pomocí audio softwaru (Linnel et al. 1998, Giannatos et al. 2005, Nowak et al. 2007). V závislosti na struktuře terénu a cílech studie se pak také mění rozložení a počet míst, odkud se záznam vysílá („calling stations“)

stejně tak jako délka vokalizace či přestávek mezi nimi, které jsou druhově i místně specifické (Gese 2001).

Při monitoringu šelem lze ale také využít nálezů kadáverů, díky kterým je možné dokumentovat habitatové preference a distribuci šelem v krajině. Záznam šelem usmrčených v důsledku střetu s automobilem tak dovoluje například zjistit faktory, které je v antropogenní krajině směřují do těchto míst a jsou tak jednou z hlavních příčin jejich mortality v tomto prostředí (ČLÁNEK 4).

Vzorky z kadáverů jsou i zdrojem genetického materiálu (Duarte et al. 2013). Neopomenutelný a v posledních dvou desetiletích progresivně se vyvíjející je výzkum založený na sběru trusu, srsti a zbytků tkání pro DNA analýzy, díky nimž je možné identifikovat dokonce konkrétního jedince. Využívá se zejména pro sledování genetické diverzity populací či sledování pouze vybraných genetických charakteristik – úroveň hybridizace, identifikace (pod)druhu (Wilson et al. 2012, Randi et al. 2014). Za tímto účelem se používá například tzv. chlupových pastí, ke kterým jsou šelmy rovněž lákány různými atraktanty a při otírání o jejich zdrsňelý či lepkavý povrch zanechávají na místě své chlupy (Steyer et al. 2013, Nuske et al. 2014).

3. STŘEDOEVROPSKÁ KULTURNÍ KRAJINA

Výrazný vliv lidské činnosti se během posledních desetiletí stále více podepisuje na vlastnostech a struktuře krajiny. V minulosti odvodňovaná půda a pozemky jinak meliorované a scelované za účelem ekonomicky výhodnějšího hospodářství jsou v posledních desetiletích rozrušovány a fragmentovány dopravní infrastrukturou a jinou, ať již průmyslovou nebo obytnou, zástavbou a dalšími přidruženými projevy urbanizace (Lipský 2000). Exploatace a destrukce přirozených stanovišť má tak za následek roztržštění krajinného celku, čímž je narušen nejen ráz krajiny, ale i ekologické procesy probíhající uvnitř společenstev (Wilcove et al. 1986, Andén 1994, Paton 1994). Intenzifikace zemědělství v úrodných a produktivních oblastech má pak za následek vymizení některých klíčových krajinných prvků (koridorů, polních mezí, remízků) a v podhorských a horských oblastech je orná půda naopak převáděna na trvalé travní porosty a pastviny, popřípadě ponechána vlivu sekundární sukcese (Miko & Hošek 2009). Neustávající tlak lidské činnosti vyúsťuje v nekontrolovatelný nárůst fragmentace krajiny, která se tak stává mozaikou měst, agrocenóz a průmyslových areálů propojených sítí silnic, dálnic a železničních koridorů (Lipský 2000, Miko & Hošek 2009). Značně disturbovaná krajina pak není v mnoha případech schopná

narušené procesy přirozenou sukcesí obnovit nebo jí to není v důsledku intenzivní lidské činnosti umožněno a stává se poměrně homogenním prostředím s velmi omezeným množstvím přírodních či alespoň přírodě blízkých habitatů (Andrén 1995, Lipský 2000, Miko & Hošek 2009). V současné době je jednou z hlavních příčin úbytku přirozených stanovišť a ztráty biodiverzity také urbanizace (McKinney 2002, Angold et al. 2006, Gehrt et al. 2010, Ordeñana et al. 2010). Jedná se o celosvětový fenomén, který má z pohledu životního prostředí rovněž řadu globálních důsledků nejen v podobě narušení či ztráty přirozeného prostředí, ale i například ve vymizení některých endemických druhů. Podstatou urbanizace je stále rostoucí koncentrace lidí ve městech a městských aglomeracích, v důsledku čehož dochází ke změnám biotických i abiotických podmínek jak v rozpínajících se městech samotných, tak v jejich okolí, které je během procesu urbanizace městy pohlcováno či pozměňováno. Odhady demografů hovoří až o polovině současné celosvětové populace žijící ve městech a tento stav má i do budoucna neustále narůstat (Thomas 2008).

Takové jsou ekologické aspekty fragmentace krajiny, která dělí krajinné struktury (stanoviště a komplexy stanovišť) do menších a izolovanějších celků, které postupně ztrácí schopnost plnit své původní ekologické funkce a dochází ke snižování jejich biologické kvality (EEA 2011). Zbytky těchto stanovišť se tak pro živočichy v krajině stávají jakýmsi ostrůvky v moři disturbovaných ploch a bariér. Pro studium ekologie ve fragmentované krajině tak byly díky svým paralelám převzaty principy z teorie ostrovní biogeografie vycházející ze studií mořských ostrovů a souostroví zabývající se jejich biodiverzitou a faktory ovlivňujícími jejich kolonizaci či vymírání – především ve spojitosti s jejich velikostí a vzájemnou vzdáleností. Aby tedy byly krajinné fragmenty schopny udržet stabilní populace živočichů, musí být nejen dostatečně velké, ale zejména pro jednotlivé druhy dosažitelné a tedy vzájemně propojené. Rozhodující roli tak hraje rozsah a intenzita lidských aktivit určující míru fragmentace a přítomnost antropogenních bariér ovlivňující jejich migrační potenciál (Iuell et al. 2003, EEA 2011).

Proto byly pro potřeby hodnocení míry fragmentace a izolovanosti jednotlivých ploch zavedeny dvě základní kategorie metod: metody vymezující určité území a metody stanovující číselné indexy fragmentace. Metoda stanovení tzv. „oblastí nefragmentovaných dopravou“ (*UAT*, z angl. *Unfragmented Areas by Traffic*) patří do první kategorie metod, jejichž pomocí se vymezuje území na základě definovaných vlastností, které je posléze možné srovnávat s jinými oblastmi (např. památková či přírodní rezervace). Na základě *UAT* se kupříkladu zjistilo, že mezi lety 1980-2005 klesl podíl nefragmentované krajiny v ČR z 81 % na 64 % rozlohy státu (Anděl et al. 2005, Miko & Hošek 2009). Druhá skupina metod

kvantifikující území číselným indexem fragmentace se často využívá k porovnání plánovaných záměrů v daném území či spíše k dlouhodobému pozorování a vyhodnocování změn v dané oblasti. Takovou metodou je například stanovení „efektivní velikosti oka“ (m_{eff} , z angl. *Effective Mesh Size*), která je založena na výpočtu pravděpodobnosti, že dva náhodně zvolené body od sebe nejsou odděleny bariérou (Jaeger 2000, Anděl et al. 2005). Podle této metody je v České republice efektivní velikost ok 44,16 km². Efektivní velikost ok je obvykle negativně korelována s hustotou dopravní infrastruktury a jeho vysoké hodnoty znamenají více prostupnou krajinu pro živočichy - podobně jako v Rakousku ($m_{eff} = 161,31$ km²), kde je konektivita mnohem lépe zachována (EEA 2011). Obě kategorie metod však lze v co nejpreciznějším přístupu k hodnocení míry fragmentace kombinovat, kdy například pomocí *UAT* může být vybrána vhodná oblast, jejíž změny lze díky m_{eff} dlouhodobě sledovat a srovnávat. Změny ve velikosti fragmentů, tvaru a uspořádání fragmentů v krajině, hustota a diverzita vegetačního pokryvu, to vše má zásadní dopad nejen na organizmy obývající dané prostředí, ale podílí se velkou měrou i na změnách v podmínkách prostředí samotného (Andrén 1994, Oehler & Litvaitis 1996, Fahrig 2003).

4. ŽIVOČICHOVÉ V KULTURNÍ KRAJINĚ

Živočichové v kulturní krajině jsou ovlivňováni celou paletou biotických (např. vnitrodruhová a mezidruhová kompetice či predace - Korpimäki & Norrdhal 1989) i abiotických faktorů. Mezi nejvýznamnější abiotické faktory patří míra fragmentace habitatů (Knutson et al. 1999), habitatové složení (Gehring & Swihart 2003), propojenost jednotlivých ostrůvků, resp. přítomnost koridorů (Hilty & Merenlender 2004), podíl okrajových struktur (Oehler & Litvaitis 1996), ale jedněmi z nejpodstatnějších jsou urbanizace a přítomnost lidských sídel (Luniak 2004) a dopravní infrastruktury (Grilo et al. 2009) jako bariéry a hlavní příčiny izolovanosti jednotlivých populací (Fu et al. 2010). Člověkem způsobená fragmentace prostředí nutí většinu živočišných druhů stahovat se do stále menších a více izolovaných ostrůvků či se na prostředí adaptovat (Holland & Bennett 2009, EEA 2011). Vnímavost živočichů vůči fragmentaci je však druhově specifická a změny v ekologii či početnosti druhu nepřichází jen přímo v důsledku samotné fragmentace a ztráty biotopu, kdy dochází k exploataci habitatu a často i eradikaci některých druhů, ale také v reakci na ekologickou destabilizaci, kterou tyto disturbance vyvolaly (Iuell et al. 2003, EEA 2011).

Vyšší podíl okrajových struktur, kterým jsou fragmentovaná prostředí typická, totiž vyvolává další změny v biotických i abiotických podmínkách lokalit. Spolu s dobou

a množstvím osvitů či změnou mikroklimatických podmínek dochází i k posunům ve složení druhového spektra. Vyšší biodiverzita ekotonů popsaná v roce 1933 ekologem Leopoldem jako „okrajový efekt“ je totiž v případě vysoké míry fragmentace pouze dočasný jev a právě do těchto míst se začne soustřeďovat vyšší predanční tlak ptačích a savčích predátorů ovlivňující početnost mnoha druhů. K tomu dochází jak přímo predací tak i nepřímo, kdy většina druhů snižuje svou aktivitu v odpovědi na přítomnost predátora a je tak následně omezena například i jejich reprodukce (Norrdahl & Korpimäki 2000). Intenzita predančního tlaku se pak zvyšuje spolu se zvyšujícím se podílem okrajových struktur a snižující se velikostí fragmentu (Keyser 2002) a okrajový efekt se také mění v závislosti na produktivitě ekosystému, charakteru krajiny a na jeho působení mají vliv i podmínky a charakter dané lokality, jako je například zastoupení a výška keřového a stromového patra nebo hustota a pokryvnost vegetace (Donovan et al. 1997, Paton 1994).

Přežívání jednotlivých populací ve fragmentované krajině pak závisí na schopnosti druhu migrovat mezi jednotlivými fragmenty s různou potravní nabídkou a udržovat tím i tok genů mezi subpopulacemi (Andrén 1994). Pro kulturní krajinu je však charakteristickým rysem tzv. *bariérový efekt*, tedy vytvoření antropogenních bariér mezi izolovanými enklávami zbylých fragmentů přírodních stanovišť, což má značně negativní vliv na přirozenou obnovu společenstev na těchto stanovištích (Hilty et al. 2006, Rico et al. 2007, EEA 2011). Jsou tak charakteristické omezenou druhovou bohatostí, často s převahou pouze určitého spektra druhů, většinou generalistů, kteří jsou schopni se rychle měnícím podmínkám přizpůsobit a mají tak v dnešní kulturní krajině rozsáhlý areál rozšíření. To nevyhnutelně vede i k narůstající vnitrodruhové a mezidruhové kompetici, při malé početnosti populace k imbreedingu a v neposlední řadě ke znehodnocení (vyčerpání) samotných zdrojů a prostředí (Shmida & Wilson 1985, Crooks 2002, Plesník 2009).

Alfou, ale i omegou podepisující se na klesající biologické rozmanitosti ve fragmentované kulturní krajině je člověk, kdy v krajině, kterou zabral a přetváří, cíleně eliminuje živočichy nevyhovující či nežádoucí a přímou eradikací mnoha druhů tak prohlubuje důsledky své intenzivní činnosti. Jev označovaný v zahraniční literatuře jako „*human-wildlife conflict*“ je tak důvodem vymizení především velkých, „kontroverzních“, druhů, které člověk považuje za potenciálně nebezpečné, jako jsou například velké šelmy (medvěd, vlk, rys) a kopytníci (zubr, los), ale i druhů menších, které jsou často označovány za nežádoucí a škodící, jako jsou bobr či vydra.

5. HABITATOVÉ CHARAKTERISTIKY OVLIVŇUJÍCÍ PŘÍTOMNOST ŠELEM VE FRAGMENTOVANÉ KRAJINĚ

Ztráta vhodného prostředí, ale i konektivity zbylých ostrůvků v silně fragmentované krajině může oslabit stabilitu jednotlivých populací i celého společenstva (Rosenberg et al. 1997, Mech & Hallett 2001). Jako efektivní krok podniknutý ke zmírnění následků fragmentace se zdá být zakládání či ponechání úzkého pruhu vegetace na rozhraní dvou prostředí – tzv. biokoridory (Hilty & Merenlender 2004, Šálek et al. 2009). Koridory zajišťují ve fragmentované krajině propojenost izolovaných subpopulací, a tím nejen usnadňují tok genů mezi nimi, ale dovolují též živočichům přesouvat se mezi jednotlivými potravními stanovišti. Navíc, vzhledem ke svým habitatovým charakteristikám, poskytují řadě druhů vhodné místo jak k úkrytu, tak k rozmnožování či lovu a sbírání potravy a mohou tedy sloužit i jako samotné zdroje jedinců a vhodný habitat pro život některých druhů (Perault & Lomolino 2000, Bolger et al. 2001). Na druhou stranu, pokud v rámci koridorů převládne okrajový efekt, mohou se pro některé druhy stát i biologickou pastí (Simberloff et al. 1992).

Pro mnohé druhy představují koridory v člověkem silně ovlivněné krajině důležitý habitat a jejich zachování a údržba tudíž patří k základním prvkům jejich ochrany. Využívání koridorů je však nejen druhově specifické, ale je také určováno mnoha faktory a může se lišit i v závislosti na charakteru či struktuře krajiny, což potvrzují i mnohé studie (Shmida & Wilson 1985, Kerr & Packer 1997, Hilty et al. 2006). Například pro šelmy bylo v podmínkách naší krajiny prokázáno, že v zemědělsky intenzivně využívané homogenní krajině s nízkým podílem přirozených struktur je jejich výskyt v koridorech primárně určován dostupností kořisti (drobní savci). Kdežto v heterogenní krajině hraje roli především charakter koridoru a jednotlivé habitatové charakteristiky na různých prostorových škálách, což svědčí o tom, že v tomto typu krajiny šelmy využívají i jiné struktury, jako jsou například lesní ekotony (ČLÁNEK 1).

V zemědělské krajině s vysokou mírou fragmentace je aktivita šelem soustředěna především do menších lesních celků s vyšším podílem okrajových struktur a tím pádem i dostupností kořisti, což může mít pro mnoho druhů ekotonových specialistů velmi negativní důsledky (Winter et al. 2000, Larivière 2003, Červinka et al. 2011). Ukazuje se tak, že charakter krajiny je určujícím prvkem především prostřednictvím struktury, konfigurace a velikosti jednotlivých fragmentů (Crooks 2002). Lokální a krajinné habitatové charakteristiky jsou důležitými faktory, které ovlivňují ve fragmentovaných ekosystémech druhovou diverzitu i početnost, a různé charakteristiky na lokální i krajinné úrovni tak často

dovolují společný výskyt vyššího počtu savčích predátorů z důvodu druhově specifického využívání zdrojů na různých prostorových úrovních (Andrén 1995, Chalfoun et al. 2002). V případě šelem se ale ukázalo, že vzhledem k jejich výrazným migračním schopnostem a velikostem domovských okrsků nejsou pro jejich výskyt příliš směrodatné mikrohabitatové – tedy lokální – charakteristiky, ale jejich přítomnost je mnohem více ovlivněna okolní krajinnou strukturou. Ačkoliv je reakce šelem na fragmentaci habitatů druhově specifická, v konečném důsledku jsou všechny druhy ovlivněny intenzivní lidskou aktivitou a pokračující degradací přirozených stanovišť. Zatímco však u populací habitatových specialistů dochází ke snižování jejich početnosti a často i vymizení, populace generalistických druhů jsou v tomto ohledu tolerantnější a u mnohých z nich se ukazuje, že v prostředí narušeném zemědělskými či urbanizačními aktivitami dokonce profitují. Krajinné charakteristiky jako množství zemědělské půdy či oblastí pozměněných urbanizací se tak ukázaly být důležitým prediktorem výskytu šelem (ČLÁNEK 2).

Habitatové preference jsou tedy do značné míry určujícím prvkem pro přítomnost šelem v ekosystému, kde hrají důležitou roli a mohou svou přítomností v biotopu zajišťovat vysokou biodiverzitu a výskyt dalších klíčových druhů zaručujících kvalitu a dlouhodobou udržitelnost daného stanoviště. Detailní poznání všech ekologických a behaviorálních aspektů distribuce šelem a jejich aplikace v krajinných i druhových managementových opatřeních by tak mělo do budoucna vést k zastavení zhoršujícího se stavu ekosystémů v kulturní krajině.

6. HABITATOVÉ CHARAKTERISTIKY OVLIVŇUJÍCÍ PŘÍTOMNOST ŠELEM V URBANIZOVANÉM PROSTŘEDÍ

Městské ekologii nebyla dlouhou dobu věnována patřičná pozornost a proces urbanizace tak probíhal bez povšimnutí a měnil, často nevratně, tvář krajiny a destabilizoval mnohé její funkce. Až v průběhu 70. let minulého století se objevila snaha o porozumění procesu urbanizace a byly tak položeny základy oboru městské ekologie. O aktuálnosti a potřebě řešení dané situace hovoří i fakt, že za účelem hlubšího porozumění a snahy o nápravu či alespoň zmírnění nepříznivých následků se v poslední době objevuje řada úzce zaměřených, odborných časopisů shromažďujících studie zabývající se jednotlivými aspekty urbanizace – *Urban Ecosystems*, *Landscape and Urban Planning*, *International Journal of Urban and Regional Research* a mnoho dalších. Ve snaze prohloubit své znalosti o ekologických procesech probíhajících v městském prostředí však mnoho vědců při studiu městské ekologie aplikuje své vědomosti o přírodních (přirozených) ekosystémech. Řada

biologických procesů probíhajících v městském prostředí je ovšem vlivem odlišných podmínek pozměněna či časově posunuta, a to nejen ve městě, ale i v přilehlé (okolní) krajině. Pro studium pozměněného prostředí urbanizované krajiny je třeba je přizpůsobit, aby reflektovaly i procesy probíhající často za velmi odlišných podmínek.

Je známo, že na jaře kvete ve městech vše o několik dní dříve a na podzim zůstávají stromy delší dobu zelenější. To je způsobeno zejména pozměněnými klimatickými podmínkami v prostředí měst, jejichž skleněné, betonové a další nepřirozené povrchy odrážejí či absorbují sluneční záření a kumulují tak teplo (Pickett et al. 2001). Rovněž hustou zástavbou je zamezeno proudění vzduchu, což také napomáhá zvyšování teplot a budovy samotné do okolí teplo uvolňují tepelnými ztrátami skrze své stěny, okna a podobně. V nočních hodinách pak navíc uvolňováním svého naakumulovaného tepla a světelným znečištěním ovlivňují města řadu procesů závisících na cirkadiálních změnách, ke kterým v důsledku vyrovnanějších denních a nočních teplot a osvětlení nedochází, nebo jsou zásadně ovlivněny (zejména změny fyziologických funkcí živočichů – tělesná teplota, krevní tlak, sekrece hormonů atd.). Dochází tak ke změnám v řadě fyziologických a behaviorálních procesů nejen u lidí, ale také u synantropních (synurbánních) živočichů. Ti jsou nuceni se s odlišnými podmínkami vyrovnat či v opačném případě takové prostředí opustit. Kompetiční výhodu tak opět získávají druhy generalistické, schopné na změny prostředí pružně reagovat.

Hlavním předpokladem pro úspěšnou synurbanizaci druhu je proto ekologická, demografická a behaviorální plasticita. Proto není většina úspěšných kolonizátorů městského habitatu nijak výrazně potravně specializována. Urbanizace má však na jednotlivé druhy šelem různý vliv v závislosti na schopnosti druhu se adaptovat na pozměněné prostředí, což přímo ovlivňuje distribuci šelem v městském habitatu. Ta je tak určena nejen potravní nabídkou, ale i dalšími habitatovými charakteristikami, jako je vegetační pokryv či přímo míra urbanizace a typ urbanizovaného habitatu (ČLÁNEK 3).

Vedle urbanizace je řada druhů šelem negativně ovlivněna také stále se rozšiřující sítí dopravní infrastruktury, která zvyšuje bariérový efekt fragmentovaných stanovišť (Fu et al. 2010) a je také jednou z hlavních příčin zvýšené mortality šelem, což potvrzuje i mnoho studií po celém světě, které zaznamenaly klesající početnost populací šelem v oblastech s hustou dopravní infrastrukturou (Ferrerias et al. 1992, Paquet 1993, Waser 1996, Taylor et al. 2002, Grilo 2008, Miko & Hošek 2009). Šelmy pak ve snaze minimalizovat riziko střetu s autem mohou měnit svou cirkadiální aktivitu nebo ji omezují, což se může projevit v omezení genetického toku mezi jednotlivými populacemi a následně v nízké genetické variabilitě

a imbreedingu (Jackson & Fahrig 2011). Podobně jako světelné a hlukové znečištění městského prostředí, tak i dopravní infrastruktura následně ovlivňuje ekologické a behaviorální projevy šelem, které se silnicím mohou v důsledku těchto faktorů vyhýbat, což ze silnic činí neprostupnou bariéru.

Savcí predátoři však v řadě případů nekončí pod koly aut z toho důvodu, že by se snažili tuto málo prostupnou bariéru překonat, ale také proto, že v blízkosti cest hledají potravu ve formě kadáverů již přejetých živočichů (Barthelmes & Brooks 2010). Silniční mortalita jednoho druhu tak vede k nárůstu silniční mortality druhu jiného a zmíněný efekt se mnohonásobně umocňuje.

Šelmy jsou do kolizních míst často směřovány okolní vegetací či jinými krajinnými strukturami (např. koridor, okraj lesa, vodoteč), které následují při migraci nebo hledání potravy, a které silnice přetíná nebo je v jejich velmi těsné blízkosti. Prostupnost krajiny je tak významně narušena právě v migračně významných místech, a to často bez jakýchkoliv náhrad či zmírňujících opatření ve formě ekoduktů, propustků či krajinného managementu okolních struktur (Hlaváč & Anděl 2001, Anděl et al. 2005, Grilo et al. 2008, Glista et al. 2009). Habitatové charakteristiky tedy mohou být jednou z hlavních příčin, které šelmy vedou na tato kolizní místa. Velkou roli zde ale může hrát, kromě hustoty provozu a potažmo tedy kategorie silnice, především roční doba, která ovlivňuje ekologické a behaviorální projevy šelem. V průběhu roku se u většiny druhů mění nejen složení potravy, ale zejména jejich aktivita spojená s dobou páření, výchovou mláďat a následného rozptylu mláďat, u kterých je právě často dokumentovaná zvýšená silniční mortalita. To dokazuje i britská studie zabývající se silniční mortalitou lišek (Baker et al. 2007), která popisuje zvýšenou mortalitu dospělých samců v zimě a největší ztráty mláďat na podzim. Je tedy potřeba zaměřit se na místa s největší silniční mortalitou a na jejich habitatové charakteristiky a okolní krajinnou strukturu a zjistit tak, čím jsou zvířata směřována právě do těchto míst. Jen taková analýza pak může následně dopomoci k co nejefektivnějšímu umístění zábran či přechodů a tím i ochraně jejich populací (ČLÁNEK 4).

7. INTERAKCE A DRUHOVÉ SLOŽENÍ SPOLEČENSTVA ŠELEM VE FRAGMENTOVANÉ KRAJINĚ

Kompetice mezi klíčovými druhy může mít silný vliv na celé společenstvo a ovlivňovat tak celou jeho trofickou strukturu (Creel & Creel 1996, Crooks & Soulé 1999, Polis et al. 1989). Mezdruhové interakce šelem jsou v posledních letech intenzivně studovány především ve spojitosti s tzv. *“mesopredator release hypothesis”*, kdy v důsledku absence

vrcholových predátorů (ve středoevropské kulturní krajině typicky velké šelmy) dochází k narušení trofické kaskády a nárůstu populací středně velkých šelem tzv. mesopredátorů, jako jsou například liška či kuna (Crooks & Soulé 1999, Palomeras & Caro 1999, Elmhagen et al. 2010). Náhlé zvýšení stavů těchto druhů ovšem může ve struktuře ekosystému způsobit velké změny. Pokud nejsou jejich populace kontrolovány vrcholovými predátory, mohou tyto druhy významným způsobem ovlivňovat populační stavy své kořisti (ptáci, drobní savci), kdy především v izolovaných ostrůvcích může tento zvýšený predanční tlak zapříčinit úplné vymizení dotčeného druhu (Andrén 1994, Crooks & Soulé 1999). Pozorovaný pokles početnosti druhů a obecně se snižující biodiverzita ve fragmentované krajině jsou tedy prohlubovány právě nárůstem populací středně velkých šelem, u kterých se navíc ukazuje, že v jejich společenstvu nejsou antagonistické vztahy primárním faktorem a jejich společný výskyt v dané lokalitě není nijak významně ovlivněn vzájemnými interakcemi (ČLÁNEK 5). Přítomnost velkých šelem v krajině by tedy významně napomohla k redukcí vlivu těchto oportunistů nejen ve prospěch jimi predovaných druhů, ale i jejich konkurentů-specialistů, jejichž početnosti se pod tlakem kompetice také mohou zmenšovat (Greenville et al. 2014, Ripple et al. 2014).

Výrazně více ohrožujícím prvkem pro ekosystém a jeho autochtonní faunu jsou ale druhy invazní, popř. expanzivní, které se dokáží na měnící se podmínky mnohem rychleji adaptovat a dokáží využívat celé spektrum dostupných zdrojů. A to nejen zdrojů potravních, ale například i míst k páření, hnízdění atd. (Shmida & Wilson 1985, Kerr & Packer 1997, Lust et al. 2004, Miko & Hošek 2009). Příkladem expanzivního druhu je šakal obecný (*Canis aureus*) a rozšiřování jeho areálu výskytu z jádrových oblastí Balkánu až k hranicím našeho území (Nowak 1999, Macdonald & Sillero-Zubiri 2004, Koubek & Červený 2007). Na začátku 20. století sahala hranice jeho rozšíření téměř až po střední Evropu (Macdonald & Sillero-Zubiri 2004, Szabó et al. 2009). V důsledku ztráty habitatu a pronásledování ze strany lidí však zažila evropská populace tohoto druhu dramatický pokles v průběhu 20. století a zejména v 60. a 70. letech, kdy téměř zcela vymizela (Nowak 1999, Giannatos 2004, Koubek & Červený 2007, Arnold et al. 2011). Díky intenzivní ochraně v jádrových oblastech Balkánu se početnost šakala na konci minulého století začala opět zvyšovat a v současnosti jsou evropské populace tohoto druhu ostrůvkovitě rozptýleny zejména podél Středozemního a Černého moře (Giannatos 2004, Koubek & Červený 2007). Vzhledem k faktu, že se jedná o jednu z nejméně studovaných autochtonních šelem Evropy, bylo šakalu obecnému doposud věnováno jen málo pozornosti (Krofel & Potočník 2008, Krofel 2009). To potvrzuje i skutečnost, že kromě nízkého počtu studií je problematika výskytu šakala

zakotvena v legislativě jen některých evropských států (např. Bulharsko, Rumunsko, Maďarsko), a to zejména až po tom, co bylo území těchto států šakalem osídleno a bylo potřeba jeho stavy kontrolovat (Koubek et al. 2008, Krofel & Potočník 2008, Forejtek et al. 2011). O ekologii a důvodech jeho přirozeného šíření z Balkánského poloostrova je tak známo jen velmi málo a často je tato expanze považována za nežádoucí a doprovázejí ji poplašné zprávy různých médií (např. Kratochvíl 2008). Jedním z názorů na posun severní hranice rozšíření této šelmy je i to, že se tak děje v důsledku globálního oteplování. Pro tento argument však dosud neexistuje dostatečné množství důkazů (Giannatos 2004, Arnold et al. 2011).

Vzhledem k rozsahu jeho původního areálu rozšíření můžeme říci, že jde o velice přizpůsobivý druh, schopný kolonizovat stále nová prostředí a je tedy na místě jeho stavy kontrolovat. Expanze této šelmy, která začala na konci 20. století a která se šíří deltou Dunaje a jeho přítoky, by tak brzy mohla zasáhnout i nás. První zmínky o výskytu šakala obecného se na našem území objevují již od počátku tohoto století (Koubek et al. 2008, Forejtek et al. 2011). Předčasnou panikou a represí však může dojít k ochuzení biodiverzity ČR o druh, který by mohl konkurovat lišce či eliminovat uhynulé nebo nemocné a slabé jedince divoké zvěře a je tedy nutné velmi dobře zvážit, jaký postup bude vůči tomuto druhu zahájen.

Jádrovou oblastí evropské populace šakala obecného je Bulharsko, jehož velikost tamější populace je odhadována na 10 000 jedinců (Arnold et al. 2011). Od 60. do poloviny 80. let minulého století se tato populace zvětšila 33násobně. To je přičítáno zejména oficiální ochraně tohoto druhu od 60. let a změně ve struktuře krajiny, kdy byly káceny rozsáhlé přirozené lesy a zakládány pouze malé remízky s hustým podrostem poskytující šakalům dokonalý úkryt, které byly zároveň obklopeny zemědělsky využívanými plochami (pastviny, pole, honitby), na nichž nacházeli šakali dostatek potravy (drobné savce, uhynulé jedince divokých a domácích zvířat atd.). Dalším z důvodů mohl být i pokles početnosti vlka obecného (*Canis lupus*), který je pokládán za hlavního predátora šakalů regulujícího jejich početnosti (Giannatos 2004, Arnold et al. 2011).

Pro většinu území Evropy, s výjimkou Řecka, ale zcela chybí základní informace o stavu a distribuci jednotlivých populací, stejně tak jako informace o ekologických a behaviorálních charakteristikách (Kryštufek et al. 1997, Krofel 2008, Arnold et al. 2011). Pro zachování tohoto druhu, jeho stabilizaci, ale především pro management krajiny, který by byl šetrný k tomuto a dalším živočišným druhům, je bezpodmínečně nutné provést důkladnou studii jednotlivých evropských populací této šelmy (Giannatos 2004, Arnold et al. 2011). K tomu účelu je zapotřebí znát alespoň přibližné hustoty a distribuci jednotlivých evropských

populací, včetně jádrových oblastí Balkánu (ČLÁNEK 6), a zjistit jejich habitatové preference, resp. srovnat habitatové preference jednotlivých populací osidlující různé typy kulturní krajiny (ČLÁNEK 7).

8. SHRNUÍ A ZÁVĚR

Problematika ekologie šelem ve fragmentované krajině je velmi složitá vzhledem k dynamice, jakou se lidská společnost vyvíjí a s jakou intenzitou zasahuje do přirozených procesů v ekosystémech. Aby bylo možné podnikat jakékoliv kroky k nápravě současného stavu přírodních ekosystémů, managementu kulturní krajiny či samotné vyhodnocení dopadů současných aktivit, je třeba znát skutečný stav těchto ekosystémů a jejich druhů, ze kterého by bylo možné vycházet. Je proto nezbytně nutné detailně poznat jednotlivé aspekty kulturní krajiny a jejich vzájemné propojení, stejně tak jako fungování všech struktur jako celku. Studie zabývající se využíváním krajinných struktur, městského prostředí, ale i druhovými interakcemi, které v konečném důsledku mohou formovat podobu celého společenstva, jsou nezbytným prostředkem, jak takového poznání dosáhnout. Na jejich základě a z jejich výsledků je pak možné vycházet při plánování dalších kroků v krajině a hodnocení přístupu k jednotlivým druhům. V opačném případě jsou podniknuté kroky neefektivní nebo pro některé druhy dokonce destruktivní.

Výsledky předložených studií potvrzují výsledky mnoha recentních studií, ale především přináší nové poznatky o ekologii šelem a prohlubují tak znalosti týkající se habitatových preferencí a přítomnosti šelem ve fragmentované kulturní krajině. Vzhledem ke zjištěným habitatovým preferencím je tedy třeba mít na mysli především velikost a propojenost krajinných struktur, přičemž je nezbytně nutné brát v úvahu také poměr okrajových struktur a propustnost krajiny. Ta může být v krajině s vysokou mírou fragmentace zachována pouze pomocí biokoridorů, jejichž přítomnost je žádoucí nejen z hlediska udržení toku genů mezi jednotlivými populacemi, ale také jako zdroj potravy a vhodného habitatu. Jako zcela zásadní pro přežívání populací šelem se také ukázala být problematika silniční infrastruktury a jejího značného podílu na mortalitě savčích predátorů. Spolu s vysokým selekčním tlakem, který na populace vyvíjí urbanizace, jíž jsou v mnoha ohledech šelmy nuceny se přizpůsobit, přímo ovlivňuje distribuci a početnost jednotlivých druhů. Ty nejsou, jak se ukázalo při studiu vzájemných interakcí, významně ovlivněny antagonistickými vztahy jako mezidruhová kompetice a predace, což může přispívat dalšímu šíření invazních druhů a dalších generalistických mesopredátorů. Druhy jako šakal obecný,

jehož expanze areálu je v současnosti předmětem mnoha výzkumů, tak mají zcela otevřenou cestu pro své další šíření díky své ekologické plasticitě a oportunistu.

Každý z negativních aspektů lidské činnosti samostatně významně ohrožuje přežívání druhů v kulturní krajině. Kombinace všech faktorů fragmentace (intenzifikace zemědělství, urbanizace, dopravní infrastruktura atd.), přímého pronásledování, umělé introdukce jiných druhů a dalších činností jsou tak vážným ohrožením ekologické stability a především šelem, které na vrcholku trofické kaskády vnímají tyto změny nejmarkantněji.

9. LITERATURA

Alexander S.M. 2008. Snow-tracking and GIS: using multiple species-environment models to determine optimal wildlife crossing sites and evaluate highway mitigation plans on the Trans-Canada Highway. *Canadian Geographer* 52: 169-187.

Anděl P., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L., Andělová H. 2005. Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. AOPK ČR Praha.

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. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. s.: 225-255. In Hansson L., Fahrig L., Merriam G. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman and Hall, New York.

Angold P.G., Sadler J.P., Hill M.O., Pullin A., Rushton S., Austin K., Small E., Wood B., Wadsworth R., Sanderson R., Thompson K. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of The Total Environment* 360:196-204.

Arnold J., Humer A., Heltai M., Murariu D., Spassov N., Hackländer K. 2011. Current status and distribution of golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) in Europe. *Mammal Review* 42: 1-11.

Ausbund D.E., Rich L.N., Glenn E.M., Mitchell M.S., Zager P., Miller D.A.W., Waits L.P., Ackerman B.B., Mack C.M. 2014. Monitoring Gray Wolf Populations Using Multiple Survey Methods. *Journal of Wildlife Management* 78: 335-346.

Baker P.J., Dowding C.V., Molony S.E., White P.C.L., Harris S. 2007. Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioural Ecology* 18: 716-724.

Baldwin R.A., Philips S.G., Zuercher G.L., Livingston T.R. 2006. The effect of scent-station precipitation covers on visitations by mammalian carnivores and eastern cottontails. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 109: 3-10.

Barthelmess E., Brooks M. 2010. The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation* 19: 1611-1629.

Beja P., Schindler S., Santana J., Porto M., Morgado R., Moreira F., Pita R., Mira A., Reino L. 2014. Predators and livestock reduce bird nest survival in intensive Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research* 60: 249-258.

Bolger D.T., Scott T.A., Rotenberry J.T. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation* 102: 213-224.

Creel S., Creel N.M. 1996. Limitation of African wild dogs by competition with larger carnivores. *Conservation Biology* 10: 526-538.

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 extinction in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.

- Červinka J., Šálek M., Pavlůvčík P., Kreisinger J. 2011. The fine-scale utilization of forest edges by mammalian mesopredators related to patch size and conservation issues in Central European farmland. *Biodiversity and Conservation* 20: 3459-3475.
- Donovan T.M., Jones P.W., Annand E.M., Thompson F.R. 1997. Variation in local scale edge effects: Mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064-2075.
- Duarte M.D., Henriques A.M., Barros S.C., Fagulha T., Mendonca P., Carvalho P., Monteiro M., Feveireiro M., Basto M.P., Rosalino L.M., Barros T., Bandeira V., Fonseca C., Cunha M.V. 2013. Snapshot of Viral Infections in Wild Carnivores Reveals Ubiquity of Parvovirus and Susceptibility of Egyptian Mongoose to Feline Panleukopenia Virus. *PLoS ONE* 8.
- EEA - European Environment Agency. 2011. Landscape Fragmentation in Europe. Joint EEA-FOE report (EEA Report no. 2/2011). Copenhagen. dostupné na: <http://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>
- Elmhagen B., Ludwig G., Rushton S.P., Helle P., Lindén H. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystem along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79: 785-794.
- Fahring L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Ferreras P., Aldama J.J., Beltrán J.F., Delibes M., 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck 1824. *Biological Conservation* 61: 197-202.
- Forejtek P., Ernst M., Matoušková J. 2011. Šakal obecný (*Canis aureus*) – druhý dokladovaný výskyt na Moravě. *Myslivost* 3: 65.
- Fu W., Liu S., Degloria S.D., Dong S. a Beazley R. 2010. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95: 122-129
- 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.
- Gehrt S.D., Riley S.P.D., Cypher B.L. 2010. *Urban Carnivores, Ecology, Conflict, and Conservation*. John Hopkins University Press. Baltimore.
- Gese E.M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. pp 372-396 In: Gittleman J.L., Funk S.M., Macdonald D.W. & Wayne R.K. (eds) *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, London
- Giannatos G. 2004. Conservation Action plan for the Golden Jackal *Canis aureus* L. in Greece. WWF Greece.
- Giannatos G., Marinos Y., Maragou P., Catsorakis G. 2005. The golden jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belgian Journal of Zoology* 135:145-149.
- Glista D.J., DeVault T.L., DeWoody J.A. 2009: A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* 91: 1-7.
- 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.
- Greenville A.C., Wardle G.M., Tamayo B., Dickman C.R. 2014. Bottom-up and top-down processes interact to modify intraguild interactions in resource-pulse environments. *Oecologia* 175: 1349-1358.
- Grilo C. Bissonette J.A., Santos-Reis M. 2008: Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17: 1685-1699.
- Grilo C., Bissonette J.A., Santos-Reis M. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biol. Conserv.* 142: 301-313.
- 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.
- Hardin G. 1968. "The Tragedy of the Commons". *Science* 162: 1243–8.
- 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 W.Z., Merenlender A.M. 2006. *Corridor Ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington.
- Hlaváč V., Anděl P. 2001. Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR Praha.
- Holland G.J., Bennett A.F. 2009. Differing responses to landscape change: implications for small mammal assemblages in forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 18: 2997-3016
- Chalfoun A.D., Ratnaswamy M.J., Thompson F.R. 2002. Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape. *Ecological Application* 12: 858-867.
- IPCC Fifth Assessment Report, Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Cambridge University Press.
- Iuell, B., Bekker G.J., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlaváč V., Keller V.B., Rossel C., Sangwine T., Torslov N., Wandall B.M. 2003. COST 341 - Wildlife and Traffic: An European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. KNNV Publishers.
- Jackson N.D., Fahrig L. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* 144: 3143-3148.
- Jaeger J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Kerr J.T., Packer L. 1997. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature* 385: 252-254.
- Keyser A.J. 2002. Nest predation in fragmented forests: landscape matrix by distance from edge interactions. *Wilson Bulletin* 114: 186-191.
- 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.
- Koubek P., Červený J. 2007. The golden jackal (*Canis aureus*) - a new mammal species in the Czech Republic, *Lynx* 38: 103-106.
- Koubek P., Novotný L., Červený J. 2008. Šakal obecný v České republice. dostupné na: <http://www.silvarium.cz/cislo-4-2008/sakal-obecny-v-ceske-republice>
- Kratochvíl B. 2008. Do Česka dorazili šakali. Zpravodajský server Lidových novin – lidovky.cz. dostupné na: http://www.lidovky.cz/do-ceska-dorazili-sakali-0w6-/zpravy-domov.aspx?c=A080731_075943_In_domov_mtr
- Krofel M. 2008. Survey of golden jackals (*Canis aureus* L.) in Northern Dalmatia, Croatia: preliminary results. *Natura Croatica* 17:259-264.
- Krofel M. 2009. Confirmed presence of territorial groups of golden jackals (*Canis aureus*) in Slovenia. *Natura Sloveniae* 11: 65-68.
- Krofel M., Potočnik H. 2008. First record of a golden jackal (*Canis aureus*) in the Savinja Valley (Northern Slovenia). *Natura Sloveniae* 10: 57-62.
- Kryštufek B., Murariu D., Kurtonuk C. 1997. Present distribution of the Golden Jackal *Canis aureus* in the Balkans and adjacent regions. *Mammal Review* 27: 109-114.
- Larivière S. 2003. Edge effects, predator movements, and the travel-lane paradox. *Wildlife Society Bulletin* 31: 315-320.
- Launer A.E., Murphy D.D. 1994. "Umbrella Species and the Conservation of Habitat Fragments: A Case of a Threatened Butterfly and a Vanishing Grassland Ecosystem." *Biological Conservation* 69: 145-153.
- Leopold A. 1933. *Game Management*. 1986 edn. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.
- Lerone L., Mengoni C., Carpaneto G.M., Randi E., Loy A. 2014. Procedures to genotype problematic non-invasive otter (*Lutra lutra*) samples. *Acta Theriologica* 59: 511-520.

- Linnell J.D.C., Swenson J.E., Landa A., Kvam T. 1998: Methods for monitoring European large carnivores - A worldwide review of relevant experience. *NINA Oppdragsmelding* 549: 1-38.
- Lipský Z. 2000: Historical development of the Czech rural landscape: implications for present landscape planning. In Richling A. et al. 2000. *Landscape Ecology: Theory and applications for practical purposes*. Varšava. *The Problems of Landscape Ecology* 6: 149-159.
- Luniak M. 2004. Synurbanization-adaptation of 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.
- Lust N., Muys B., Nachtergale L. 2004. Increase of biodiversity in homogeneous Scots pine stands by an ecologically diversified management. *Biodiversity and Conservation* 7: 240-260.
- Macdonald D.W., Sillero-Zubiri C. 2004. *The biology and conservation of wild canids*. Oxford University Press, Oxford.
- McKinney M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52:883–890.
- Mech S.G., Hallett J.G. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15: 467-474.
- Miko L., Hošek M. 2009. *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 102 s.
- Monterroso P., Alves P.C., Ferreras P. 2014. Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 68: 1403-1417.
- 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: 287-292.
- MŽP, Ministerstvo životního prostředí ČR. 2009. *Zpráva o životním prostředí České republiky v roce 2009*. dostupné na: www.mzp.cz
- MŽP, Ministerstvo životního prostředí ČR. 2014. *Návrh Zprávy o životním prostředí ČR za rok 2013*. dostupné na: www.mzp.cz
- Nowak R.M. 1999. *Walker's Mammals of the world*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore and London
- Nowak S., Jedrzejewski W., Krzysztof S., Theuerkauf J., Mysłajek R.W., Jezdrzejewska B. 2007. Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża Primeval Forest and the Western Beskid Mountains (Poland). *Journal of Ethology* 25: 231-237.
- Norrdahl K., Korpimäki E. 2000: The impact of predation risk from small mustelids on prey populations. *Mammal Review* 30: 147-156.
- Northrup J.M., Stenhouse G.B., Boyce M.S. 2012. Agricultural lands as ecological traps for grizzly bears. *Animal Conservation* 15: 369-377.
- Nuske S., Fisher D., Seddon J. 2014. Common species affects the utility of non-invasive genetic monitoring of a cryptic endangered mammal: The bridled naitail wallaby. *Austral Ecology* 39: 633-642.
- Oehler J.D., Litvaitis J.A. 1996. The role of spatial scale in understanding response of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology* 74: 2070-2079.
- Ordeñana M.A., Crooks K.R., Boydston E.E., Fisher R.N., Lyren L.M., Siudyla S., Haas C.D., Harris S., Hathaway S.A., Turschak G.M., Miles A.K., Van Vuren D.H. 2010. Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy* 91: 1322-1331.
- 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.
- Palomeras F., Caro T.M. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist* 153: 492-508.

- Paquet P.C., 1993. Summary reference document – ecological studies of recolonizing wolves in the central Canadian Rocky Mountains. Unpublished report by John/Paul and Associates for the Canadian Parks Service, Banff, Alberta.
- Paton P.W.C. 1994. The effect of edge on avian nest success – how strong is the evidence. *Conservation Biology* 8: 17-26.
- Perault D.R., Lomolino M.V. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. *Ecological Monographs* 70: 401-422.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza R. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical and socio-economic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127–57.
- Plesník J. 2009. Invazní nepůvodní druhy versus Evropa. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha.
- Polis G.A., Myers C.A., Holt R.D. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 20: 297-330.
- Potočný M. 2003. Mezinárodní právo veřejné (zvláštní část) – 4. vyd. C.H. Beck. Praha.
- Preuss T.S., Gehring T.M. 2007. Landscape analysis of bobcat habitat in the northern Lower Peninsula of Michigan. *Journal of Wildlife Management* 71: 2699-2706.
- Primack R.B., Kindlmann P., Jersáková J. 2001. Biologické principy ochrany přírody. Portál. Praha.
- Primack R.B. 2012. *Primer of Conservation Biology, Fifth Edition*. Sinauer Associates, Sunderland. Massachusetts.
- Quaglietta L., Fonseca V.C., Mira A., Boitani L. 2014. Sociospatial organization of a solitary carnivore, the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Journal of Mammalogy* 95: 140-150.
- Randi E., Hulva P., Fabbri E., Galaverni M., Galov A., Kusak J., Bigi D., Bolfíkova B.C., Smetanová M., Caniglia R. 2014. Multilocus Detection of Wolf x Dog Hybridization in Italy, and Guidelines for Marker Selection. *PLoS ONE* 9.
- Rico A., Kindlmann P., Sedláček F. 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica* 56: 1-12.
- Ripple W.J., Estes J.A., Beschta R.L., Wilmers C.C., Ritchie E.G., Hebblewhite M., Berger J., Elmhagen B., Letnic M., Nelson M.P., Schmitz O.J., Smith D.W., Wallach A.D., Wirsing A.J. 2014. Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science* 343: 151-+.
- Roberge J.M., Angelstam P. 2004. "Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool." *Conservation Biology* 18: 76-85.
- Rosenberg D.K., Noon B.R., Meslow E.C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47: 677-687.
- Sargeant G.A., Johnson D.H. & Berg W.E. 1998: Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62: 1235-1245.
- Seddon P.J., Griffiths C.J., Soorae P.S., Armstrong D.P. 2014. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* 345: 406-412.
- Simberloff D.S., Farr J.A., Cox J., Mehlman D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Shmida A., Wilson V. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- Soulé M. E. 1986. "What is Conservation Biology?". *BioScience* 35: 727–34.
- Stanley T.R., Royle J.A. 2005. Estimating site occupancy and abundance using indirect detection indices. *Journal of Wildlife Management* 69: 874-883.
- Steyer K., Simon O., Kraus R.H.S., Haase P., Nowak C. 2013. Hair trapping with valerian-treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low-density habitats. *European Journal of Wildlife Research* 59: 39-46.

- Szabó L., Heltai M., Szöcs E., Lanszki J., Lehoczki R. 2009. Expansion range of golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. *Mammalia* 73: 307-311.
- Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F., Albrecht T. 2009. Corridors vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134: 8-13.
- Taylor S.K., Buergelt C.D., Roelke-Parker M.E., Homer B.L., Rotstein D.S., 2002. Causes of mortality of free-ranging Florida panthers. *Journal of Wildlife Diseases* 38: 107-114.
- Thomas S. 2008. Urbanisation as a driver of change. *The Arup Journal*, 43, 58-67.
- Tsujino R., Yumoto T. 2014. Habitat preferences of medium/large mammals in human disturbed forests in Central Japan. *Ecological Research* 29: 701-710.
- Vladimirova E.J., Morozov V.V. 2014. A formal description of mammals' behavior based on data on snow tracking, with pine marten (*Martes martes*) as a case study. *Zhurnal Obshchei Biologii* 75: 182-203.
- Waser P.M. 1996. Patterns and consequences of dispersal in gregarious carnivores. *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution* (ed. Gittleman J.L.), pp. 267–295. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- 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.
- Wilson P.J., Rutledge L.Y., Wheeldon T.J., Patterson B.R., White B.N. 2012. Y-chromosome evidence supports widespread signatures of three-species *Canis* hybridization in eastern North America. *Ecology and Evolution* 2: 2325-2332.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. s.: 237-256.
- Winter M., Johnson D.H., Faaborg J. 2000. Evidence for edge effects on multiple levels in tallgrass prairie. *Condor* 102: 256-266.

10. PŘILOŽENÉ PUBLIKACE A RUKOPISY

ČLÁNEK 1

Červinka J., Šálek M., Padyšáková E., Šmilauer P. 2013. The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: a comparison of two contrasting farmlands. *Journal of Nature Conservation* 21: 105–113

ČLÁNEK 2

Šálek M., Červinka J., Pavlůvčík P., Poláková S., Tkadlec E. 2014. Forest-edge utilization by carnivores in relation to local and landscape habitat characteristics in central European farmland. *Mammalian Biology* 79: 176–182

ČLÁNEK 3

Červinka J., Drahníková L., Kreisinger J., Šálek M. 2014. Effect of habitat characteristics on mesocarnivore occurrence in urban environment in the Central Europe. *Urban Ecosystems in press*. DOI: 10.1007/s11252-014-0364-1

ČLÁNEK 4

Červinka J., Riegert J., Grill S., Šálek M. (*manuscript*) Large scale evaluation of carnivore road mortality: the effect of landscape and local scale characteristics. (bude odeslán do *Wildlife Biology*)

ČLÁNEK 5

Šálek M., Červinka J., Padyšáková E., Kreisinger J. 2014. Does spatial co-occurrence of carnivores in a Central European agricultural landscape follow the null model? *European Journal of Wildlife Research* 60: 99–107

ČLÁNEK 6

Banea O. C., Krofel M., Červinka J., Gargarea P., Szabó L. 2012. New records, first estimates of densities and questions of applied ecology for jackals in Danube Delta Biosphere Reserve and hunting terrains from Romania. *Acta Zoologica Bulgarica* 64: 353–366

ČLÁNEK 7

Šálek M., Červinka J., Banea O. C., Krofel M., Cirovic D., Selanec I., Penezic A., Grill S., Riegert J. 2014. Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 60: 193–200

The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands

Abstract

Corridors are thought to reduce the negative biological effects of habitat loss and fragmentation by providing connectivity and suitable habitat for many species, including carnivores. Although corridor structure maintenance is considered to be an essential tool for carnivore conservation in a human-dominated landscape, surprisingly little is known about the effects of different factors at various spatial scales. The main aim of this study was to determine how local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability influence the corridor use by carnivores in a Central European agricultural landscape. Moreover we investigated carnivore corridor occurrence in two contrasting landscapes that differ in level of habitat loss and fragmentation to evaluate relative effect of species-specific response to regional context. Results show that the availability of principal prey (small mammals) was the most crucial factor affecting carnivore corridor use. Other important factors influencing corridor use were corridor width (positive), proportion of shrubs (positive) and presence of local, low-traffic, roads (positive). Single species models revealed interspecific and area-specific differences in carnivore preference at both spatial scales. Our findings confirm the general importance of multi-level approach to evaluating species-specific habitat requirements as a crucial tool for determining suitable methods for carnivore efficient conservation in human-dominated agricultural landscape.

Keywords: Agricultural landscape, Carnivores, Corridors, Czech Republic, Habitat characteristics, Prey availability

Shrnutí

Koridory zmírňují negativní biologické účinky ztráty stanovišť a fragmentace tím, že poskytují propojení a vhodný habitat pro mnoho druhů živočichů, včetně šelem. Ačkoli je udržování koridorů v krajině považováno za základní nástroj pro ochranu šelem v člověkem ovlivněném prostředí, překvapivě málo je známo o vlivu různých faktorů na různých prostorových úrovních. Hlavním cílem této studie bylo zjistit, jak lokální a krajinné charakteristiky stanovišť a dostupnost kořisti ovlivňují využívání koridorů šelmami ve středoevropské zemědělské krajině. Dále jsme se zaměřili na výskyt šelem v koridorech ve dvou kontrastních typech krajiny, které se liší úrovní ztráty stanovišť a mírou fragmentace,

abychom mohli vyhodnotit relativní účinek druhově specifické odpovědi v regionálním kontextu. Výsledky ukazují, že dostupnost hlavní kořisti (drobných savců) byla nejdůležitějším faktorem, který ovlivňuje využívání koridoru šelmami. Dalšími důležitými faktory, které ovlivňují využívání koridoru, byla šířka koridoru (pozitivně), podíl keřů (pozitivně) a přítomnost místních silnic s nízkým provozem a polních cest (pozitivně). Modely pro jednotlivé druhy odhalily druhově a územně specifické rozdíly v preferencích šelem jak na lokální tak krajinné úrovni. Naše zjištění potvrzují obecnou důležitost víceúrovňového přístupu v hodnocení druhově specifických požadavků na stanoviště jako klíčového nástroje pro stanovení vhodné metody efektivní ochrany šelem v lidmi pozměněné zemědělské krajině.

Klíčová slova: zemědělská krajina, šelmy, koridory, Česká republika, habitatové charakteristiky, dostupnost kořisti

Forest-edge utilization by carnivores in relation to local and landscape habitat characteristics in central European farmland

Abstract

Rapid changes in agricultural landscape structure and composition affect many different farmland biotas, including carnivores, which are a key element of ecosystem stability, yet little is known about their distribution and habitat use. In this study, we evaluated how habitat characteristics on two different spatial scales (local and landscape scale) affected the forest-edge utilization by small and medium-sized carnivores in fragmented central European farmland. Based on an indirect method for detecting carnivores (scent stations), we sampled 212 forest fragments of different sizes (1–7864 ha) during April to May from 2006 to 2009. Our results indicate that carnivore utilization of forest-edge habitats was driven by landscape rather than local characteristics even though the overall extent of explained variation was small. The most important factors that determined response of the carnivore community were the area of farmland and that of urban land on a landscape scale. The corridor connectivity between small forest fragments and other spatial elements played a crucial role in the occurrence of red fox. Our results suggest that comprehensive studies on multi-species carnivore assemblage using scent station might be useful in evaluating species-specific response to habitat characteristics, especially if large numbers of stations visited by carnivores are available.

Keywords: Carnivores, Farmland, Forest-edge utilization, Landscape characteristics, Local characteristics

Shrnutí

Rychlé změny ve struktuře a složení zemědělské krajiny ovlivňují mnoho různých druhů, včetně šelem, které jsou klíčovým prvkem ekosystémové stability a u kterých je přesto jen málo známo o jejich distribuci a využívání stanovišť. V této studii jsme hodnotili, jak habitatové charakteristiky na dvou různých prostorových úrovních (lokální a krajinná) ovlivňují využití lesních okrajů malými a středně velkými šelmami ve fragmentované středoevropské krajině. Pomocí nepřímé metody pro detekci šelem (pachové stanice) jsme během dubna-května 2006-2009 monitorovali 212 lesních fragmentů o různých velikostech (1-7,864ha). Naše výsledky naznačují, že využití lesních okrajů šelmami bylo určováno krajinnými, spíše než lokálními, charakteristikami, i když celková míra vysvětlené variability

byla malá. Mezi nejdůležitější faktory, které určovaly odezvu šelem, patřily plochy zemědělské půdy stejně tak jako plochy pozměněné urbanizací. Propojení koridory mezi malými lesními fragmenty a jinými krajinnými prvky hrálo klíčovou roli ve výskytu lišek. Naše výsledky tak naznačují, že komplexní studie multidruhových společenstev šelem pomocí pachových stanic mohou být užitečné při posuzování druhově specifické odpovědi na vlastnosti prostředí, zvláště je-li k dispozici velké množství stanic navštívených šelmami.

Klíčová slova: šelmy, zemědělská krajina, využívání lesních okrajů, krajinné charakteristiky, lokální charakteristiky

Effect of habitat characteristics on mesocarnivore occurrence in urban environment in the Central Europe

Abstract

Although urbanization is generally considered a major threat to local and global biodiversity, some recent studies have shown that urban environments provide suitable habitat for some wildlife species, including carnivores, yet little is known about the factors that determinate their occurrence and habitat preferences. The main aim of this study was to examine the relative importance of habitat characteristics in relation to carnivore occurrence within an urban-rural gradient in the Central Europe. Carnivore occurrence was monitored using scent stations (summer period) and snow tracking (winter period) in the regional city which was divided into the network of 154 quadrates (25 ha/quadrates) for the purposes of this study. From a total of six recorded native carnivore species, the stone marten *Martes foina* and the least weasel *Mustela nivalis* were the most dominant and widespread species in both study periods. PCA analysis revealed the existence of two informative axes corresponding to (A) urban vs. non-urban habitat and (B) residential vs. industrial areas. Surprisingly, the only species exhibiting marked habitat selectivity and avoidance of highly urbanized areas was the red fox (i.e. negative correlation with the first PCA axis). The stone marten tends to avoid industrial areas and prefers residential areas; however its presence/absence was not associated with the first PCA axis. On the other hand, the ermine stoat and the least weasel were relatively unselective according to our results. In conclusion, our results demonstrate high adaptability of various species of carnivore mesopredators to urban environment; however their response to the level of urbanization and habitat characteristics exhibits interspecific variation.

Keywords: Carnivores, Species occurrence, Habitat characteristics, GIS, Urban environment, Central Europe

Shrnutí

Ačkoli je urbanizace obecně považována za hlavní hrozbu pro biodiverzitu na lokální i globální úrovni, některé nedávné studie ukázaly, že městské prostředí může pro některé druhy živočichů, včetně šelem, poskytnout vhodnou lokalitu; ovšem jen málo je známo o faktorech, které určují jejich výskyt a habitatové preference. Hlavním cílem této studie bylo zkoumat relativní důležitost habitatových charakteristik ve vztahu k výskytu šelem

na gradientu od centra města až do jeho přilehlého okolí. Výskyt šelem byl dokumentován pomocí pachových stanic (letní období) a sledování stop ve sněhu (zimní období) v krajském městě, které bylo pro účely této studie rozděleno do sítě 154 kvadrátů (25 ha/kvadrát). Z celkového počtu šesti zaznamenaných původních druhů šelem byly v obou studovaných obdobích nejvíce dominantními a nejrozšířenějšími druhy kuna skalní (*Martes foina*) a lasice kolčava (*Mustela nivalis*). PCA analýza odhalila existenci dvou informačních os odpovídajících (A) městskému vs. neurbanizovanému prostředí a (B) obytným vs. průmyslovým oblastem. Překvapivě, jediný druh vykazující značnou selektivitu a který se vyhýbal vysoce urbanizovaným oblastem, byla liška (tj. negativní korelace s první osou PCA). Kuna skalní projevovala tendenci vyhýbat se průmyslové oblasti a preferovala obytné oblasti; ale její přítomnost/nepřítomnost nebyla spojena s první osou PCA. Na druhé straně hranostaj a kolčava byli podle našich výsledků relativně neselektivní. Závěrem tedy je, že naše výsledky poukazují na vysokou přizpůsobivost různých druhů mesopredátorů na městské prostředí, ale jejich reakce na míru urbanizace a habitatové charakteristiky vykazují mezidruhové rozdíly.

Klíčová slova: šelmy, výskyt druhu, habitatové charakteristiky, GIS, městské prostředí, střední Evropa

Large scale evaluation of carnivore road mortality: the effect of landscape and local scale characteristics

Abstract

Traffic infrastructure is currently one of the main anthropogenic causes affecting carnivore populations and understanding factors behind spatio-temporal pattern of road mortality is crucial in developing successful conservation measures. In this study, we investigated the effect of landscape and local scale characteristics on road mortality of several carnivore species. Road-kill data from period 2000 - 2014 were obtained from nation-wide volunteer based survey and Species Occurrence Database of the Czech Republic. Most frequent recorded road-killed carnivore species were the stone marten (24.2 %) followed by European otter (22.7 %) and red fox (20.2 %). At landscape scale, road-kills of habitat generalist species (red fox, stone marten, European polecat, least weasel and stoat) were mainly detected in areas with mixture of arable land and human settlements, while road-kills of habitat specialist carnivores (European pine marten, Eurasian badger and European otter) and non-native species (raccoon dog and raccoon) were mainly found in areas with high proportion of forests, grasslands and water bodies. At local scale, presence of linear habitats (forest edges, corridors) was linked to road-kills of European otter, stone marten, Eurasian badger, stoat, least weasel, European polecat and red fox. Presence of watercourses increased mortality risk in European otter and raccoon dog and oppositely decreased mortality risk in stone marten, least weasel and red fox. The raccoon road-kills were mostly found on roads parallel with surrounding ground compared to reference sites; however we did not reveal similar results for other species. Based on our results, several mitigation measures that could serve in reducing carnivore mortality in human dominated landscape are suggested.

Keywords: carnivores, road mortality, landscape characteristics, local characteristics, linear structures, temporal pattern

Shrnutí

Dopravní infrastruktura je v současné době jednou z hlavních antropogenních příčin, které ovlivňují populace šelem a pochopení faktorů ovlivňujících jejich silniční mortality je klíčové ve vývoji úspěšných zmírňujících opatření. V této studii jsme zkoumali, do jaké míry jsou charakteristiky na krajinné a lokální úrovni propojeny se silniční mortalitou šelem v České republice. Vyhodnocovali jsme záznamy kadáverů z let 2000 – 2014 získané na základě

celostátního monitoringu za pomoci dobrovolníků. Mezi nejčastěji nalezenými kadávery byla kuna (24.2 %), vydra (22.7 %) a liška (20.2 %). Při analýze charakteristik na krajinné úrovni jsme zjistili přítomnost kadáverů generalistických druhů (liška, kuna skalní, tchoř, kolčava a hranostaj) zejména v oblastech s vyšším podílem zemědělsky využívané půdy a lidských sídel, zatímco kadáveři habitatových specialistů (kuna lesní, jezevec a vydra) a nepůvodních druhů (psík mývalovitý a mýval) byli nalézáni na místech s vysokým podílem lesů, luk, pastvin a vodních biotopů. Na úrovni lokálních charakteristik pak byla silniční mortalita vydry, kuny skalní, jezevce, hranostaje, kolčavy, tchoře a lišky spojena především s přítomností liniových struktur. Přítomnost vodotečí pak zvyšovala riziko silniční mortality u vydry a psíka mývalovitého, zatímco u kuny skalní, kolčavy a lišky toto riziko snižovala. Při porovnání míst nálezů s referenčními body jsme v případě mývala našli větší množství jeho kadáverů na silnicích, které byly souběžně s okolím; avšak u jiných druhů se nám tato závislost nepodařila prokázat. Kromě toho jsme také nenalezli žádné rozdíly mezi místy s přítomností zatáčky a bez ní. Na základě našich výsledků tak může být navrženo několik zmírňujících opatření, která by mohla sloužit ke snížení silniční mortality šelem v člověkem pozměňované krajině.

Klíčová slova: šelmy, silniční mortalita, krajinné charakteristiky, lokální charakteristiky, liniové struktury, sezónnost

Does spatial co-occurrence of carnivores in a Central European agricultural landscape follow the null model?

Abstract

Spatiotemporal heterogeneity in the distribution of resources, interspecific competition and predation are important factors determining the spatial distribution and co-occurrence of many animal taxa. Here, we use data from scent station field studies and permutation-based null model analyses to test whether spatial co-occurrence of different carnivores' species is non-random in a Central European landscape that has been strongly modified and fragmented through human activity. In general, our results suggest a higher degree of spatial co-occurrence of different carnivore species than expected by chance; though it should be noted that this difference was not detectable under the conservative form of the null model. On the other hand, our data do not provide evidence for a significant degree of spatial segregation at the interspecific level. In conclusion, our results imply that antagonistic interactions, such as interspecific competition and predation, are not the dominant factors shaping spatial distribution of carnivores. Consequently, we suggest that the high degree of spatial co-occurrence might be a consequence of spatial heterogeneity in distribution of resources that are shared at the interspecific level.

Keywords: Carnivores, Co-occurrence, Interspecific competition, Mesopredator release, Agricultural landscape

Shrnutí

Časoprostorová heterogenita v distribuci zdrojů, mezidruhová konkurence a predace jsou důležitými faktory, které určují prostorovou distribuci a společný výskyt mnoha živočišných taxonů. Zde používáme data z terénních studií získaná pomocí pachových stanic a analýzy nulového modelu založené na permutaci ke zjištění, zda souběžný výskyt různých druhů šelem ve středoevropském prostředí, které bylo silně modifikované a roztržité v důsledku lidské činnosti, je prostorově nenáhodný. Všeobecně naše výsledky naznačují vyšší stupeň společného výskytu různých druhů šelem, než by se dalo očekávat; i když je třeba poznamenat, že tento rozdíl nebyl detekovatelný v konzervativní formě nulového modelu. Na druhou stranu, naše data neposkytují důkaz o prokazatelně vyšší úrovni prostorové segregace na mezidruhové úrovni. Závěrem lze říci, že naše výsledky naznačují, že antagonistické interakce, jako mezidruhové kompetice a predace, nejsou dominantní

faktory, které formují prostorovou distribuci šelem. Proto navrhuje, že vysoká úroveň společného výskytu může být důsledkem prostorové heterogenity v distribuci zdrojů, které jsou sdíleny na mezidruhové úrovni.

Klíčová slova: šelmy, společný výskyt, mezidruhová kompetice, mesopredator release, zemědělská krajina

New records, first estimates of densities and questions of applied ecology for jackals in Danube Delta Biosphere Reserve and hunting terrains from Romania

Abstract

Territorial reproductive groups of jackals have been recorded recently inside Carpathian arch and in Danube Delta Biosphere Reserve. Acoustic surveys in Romania have started in 2010. In total, jackal monitoring with acoustic method has been performed from 66 calling stations. The presence of golden jackals was confirmed in different habitat types throughout Romania. Using acoustic methods we were able to obtain first estimates of jackal densities for Romania: 1.41-1.74 territorial groups/10 km² in areas from Giurgiu, 0.59-0.73 territorial group/10 km² on the hunting terrain from Calarasi County, 0.46-0.52 territorial groups/10 km² in Dobrogea (Dobrudzha) and 1.56-1.74 territorial groups/10 km² in Danube Delta maritime levees (0.55-0.61 territorial groups/10 km² for Grindul Chituc and 2.36-2.64 territorial groups/10 km² for Grindul Lupilor). The stomach content and internal organs of a young female collected this summer in Alba County were also analysed. The stomach contained 98% corn (*Zea mays*), showing the omnivorous character of the studied specimen. Hunting bag data available for Timis, Dolj, Giurgiu and Calarasi counties show oscillations in the number of the specimens harvested from 2004 to 2010: from 6 specimens in 2004 to 122 in 2007, 106 in 2008, 163 in 2009 and 129 in 2010. In Romania, geographical distribution of golden jackal has been interpreted as having an intermittent dispersal pattern, with more than one origin of movement as occurred in 1954-1970, 1980-1996 and 2000-to present periods. Applied ecology for jackal specific ecosystems needs to include an integrated and specialized monitoring before any management measures.

Keywords: Acoustic surveys, Population expansion, *Canis aureus*, Biogeography, Romania

Shrnutí

V karpatském oblouku a biosférické rezervaci Delta Dunaje byly nedávno zaznamenány rozmnožující se teritoriální skupiny šakalů. Z tohoto důvodu byl v roce 2010 v Rumunsku zahájen výzkum pomocí akustického monitoringu. Za využití této metody byl monitoring šakala proveden celkem na 66 lokalitách, tzv. hlasových stanicích. Přítomnost šakala obecného byla takto potvrzena v různých typech stanovišť po celém Rumunsku. V rámci této studie se nám podařilo získat první odhady populačních hustot šakala ve sledované oblasti:

1,41-1,74 teritoriálních skupin/10 km² na území regionu Giurgiu, 0,59-0,73 teritoriální skupiny/10 km² v honitbách v Calarasi, 0,46 až 0,52 teritoriální skupiny/ 10 km² v Dobrudži (Dobrudzha) a 1,56-1,74 teritoriálních skupin/10 km² v deltě Dunaje (0,55-0,61 teritoriální skupiny/10 km² pro Grindul Chituc a 2,36-2,64 teritoriálních skupin/10 km² pro Grindul Lupilor). Byla též provedena analýza obsahu žaludku a vnitřních orgánů mladé samice, která byla ulovena v létě 2012 v regionu Alba. Žaludek obsahoval 98 % kukuřice (*Zea mays*), což poukazuje na omnivorní charakter studovaného druhu. Dostupná data z mysliveckých statistik regionů Timis, Dolj, Giurgiu a Calarasi vykazují oscilaci v počtu zastřelených kusů v letech 2004-2010: od 6 vzorků v roce 2004 do 122 v roce 2007, 106 v roce 2008, 163 v roce 2009 a 129 v roce 2010. Rozšíření šakala v Rumunsku je interpretováno jako ostrůvkovitě rozptýlené, s více než jedním zdrojem původu, jak bylo pozorováno v letech 1954-1970, 1980-1996 a 2000-do současnosti. Před tím, než však budou podniknuta jakákoliv managementová opatření, musí být proveden ucelený a specializovaný monitoring.

Klíčová slova: akustický monitoring, expanze populace, *Canis aureus*, biogeografie, Rumunsko

Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula

Abstract

The main objective of this study was to analyze the habitat use and population densities of the golden jackal in four countries across lowland regions of the Balkan Peninsula, known as the core area of the species' distribution in Europe. Using indirect (acoustic) method for detecting territorial golden jackals, we surveyed jackal presence and densities on 331 monitoring sites in four countries, covering area an of 4,296 km² in total during April and May 2007–2012. We used GIS to assess landscape and environmental characteristics in a 2 km circular buffer (12.6 km²) around calling stations. Average population density of golden jackals in the study areas ranged between 0.6 and 1.1 territorial groups/10 km² (mean \pm SE, 0.6 \pm 0.06 groups/10 km²), with several high-density areas with up to 4.8 territorial groups/10 km². Analysis of habitat use showed that for both jackal occurrence and number of jackal groups, the only significant parameter was the interaction between country and intensity of agriculture, indicating that jackals adapt their habitat selection patterns in relation to the habitat availability. We observed that selection of the more suitable habitats (shrub–herbaceous vegetation/heterogeneous agricultural vegetation) increased with lower proportion of these habitat types in the study area. Our study confirms high habitat plasticity of the golden jackal and offers explanation for its recent range expansion, which might be connected with the land use changes during the last decades in the Balkan Peninsula.

Keywords: Golden jackal, Acoustic monitoring, Population density, Habitat use, GIS, Farmland, Balkan Peninsula

Shrnutí

Hlavním cílem této studie bylo analyzovat využívání habitatu a populační hustoty šakala obecného ve čtyřech zemích v nížinných oblastech Balkánského poloostrova, které jsou známé jako jádrové oblasti výskytu tohoto druhu v Evropě. Za použití nepřímé metody (akustického monitoringu) pro detekci teritoriálních skupin šakalů jsme v průběhu dubna a května 2007 – 2012 monitorovali přítomnost a populační hustoty šakalů na 331 monitorovacích místech, pokrývajících plochu o rozloze 4296 km². Pomocí GIS analýz byly posouzeny krajinné a environmentální charakteristiky v okolí 2km (12,6 km²) od hlasové stanice. Průměrná populační hustota šakalů ve studovaných oblastech se pohybovala mezi 0,6

a 1,1 teritoriálních skupin/10 km² (průměr ± SE, 0,6 ± 0,06 skupin/10 km²), s několika oblastmi s vysokou hustotou dosahující až 4,8 teritoriálních skupin/10 km². Následná analýza využití stanovišť ukázala, že jak pro výskyt tak pro početnost skupin je jediným významným parametrem interakce mezi danou oblastí a intenzitou zemědělství, což naznačuje, že šakali přizpůsobují své habitatové nároky dostupnosti stanoviště. Zjistili jsme, že preference pro více vhodná stanoviště (keřová-bylinná vegetace/heterogenní zemědělská vegetace) rostly s nižším podílem těchto typů stanovišť ve studované oblasti. Naše studie potvrzuje vysokou biotopovou plasticitu šakala obecného a nabízí vysvětlení pro jeho současnou expanzi areálu, která je pravděpodobně spojena se změnami ve využívání půdy na Balkánském poloostrově během posledních desetiletí.

Klíčová slova: šakal obecný, akustický monitoring, populační hustota, využití habitatu, GIS, zemědělská krajina, Balkánský poloostrov