

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie a ornitologická laboratoř



Obsazenost nor u lišky a jezevce v závislosti na prostředí

Bc. Lenka Habartová

Diplomová práce
předložená
na Katedře zoologie a ornitologické laboratoři
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Zoologie

Vedoucí práce: prof. MVDr. Emil Tkadlec, CSc.

Olomouc 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a použila jen uvedených pramenů a literatury.

V Olomouci dne 30. 4. 2018

.....

vlastnoruční podpis

HABARTOVÁ, L. 2018. Obsazenost nor u lišky a jezevce v závislosti na prostředí [diplomová práce]. Olomouc: Katedra zoologie a ornitologická laboratoř PřF UP v Olomouci. 29 s., bez přílohy, česky.

Abstrakt

Liška obecná (*Vulpes vulpes*) a jezevec lesní (*Meles meles*) jsou nejrozšířenější šelmy v České republice. Tyto šelmy se dobře adaptovaly na život v blízkosti člověka a jejich početnosti v posledních desetiletích stoupají. Rostoucí početnosti zejména lišky vyvolávají potřebu odpovídajícího managementu. Z tohoto důvodu jsem se zaměřila na studium okupance nor, tj. proporce osídlených nor, v závislosti na charakteristikách prostředí v jižní části hodonínského okresu. Nory, které jsem zkoumala, byly jednak přírodní, jednak umělé a byly pravidelně kontrolovány v letech 2014–2016. Stanoviště jsem rozdělila do tří typů: otevřená, smíšená a krytá. Dále jsem zkoumala vzdálenost nor od vodního zdroje, směr vchodu do nor a vliv zdroje potravy. Jako modelový organismus pro zdroj potravy byl zvolen hraboš polní (*Microtus arvalis*), který je v letech přemnožení preferovanou potravou lišky. Analýza okupance pomocí generalizovaných lineárních smíšených modelů ukázala, že největší význam pro osídlení nory má vzdálenost od vodního zdroje a typ stanoviště. S klesající vzdáleností k vodě klesala také okupance nor. Nejvyšší okupance pak byla předpovězena pro krytá stanoviště a pro přírodní nory. Vchody byly nejčastěji obráceny na severovýchod a jih. Vliv blízkosti zdroje potravy nebyl prokázán.

Klíčová slova: habitatové preference, jezevec lesní, liška obecná, nory

HABARTOVÁ, L. 2018. Den occupancy of red fox and European badger in relation to the environment [diploma thesis]. Olomouc: Department of Zoology and Laboratory of Ornithology Science, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 29 pp., No Appendices, in Czech.

Abstract

The red fox (*Vulpes vulpes*) and the Eurasian badger (*Meles meles*) are the most widespread carnivores in the Czech Republic. These carnivores have adapted well to human environments and their abundances continue to increase during the last decades. Growing abundances, especially those of foxes, call for implementation of a well-informed and appropriate population management. This is why I focused on studying the den occupancy, i.e., the proportion of dens occupied, in relation to characteristics of the environment in southern part of the Hodonín district. The dens studied were either natural or artificial and were regularly checked for the presence of carnivores during the period 2014–2016. The den sites were classified into three types: open, mixed and covered. I also studied the distance from a water source, the direction of the entrance and the influence of vole (*Microtus arvalis*) abundances, a major prey in years of vole outbreaks. Using the generalized linear mixed models, the analysis of den occupancy showed that models containing the distance from a water source and a type of a den site were most supported by data. The best model predicted that occupancy was decreasing with an increasing distance to water. The highest occupancy was predicted for covered den sites and for natural dens. The most frequent directions of entrance were north-east and south. The influence of vole availability was not proved.

Key words: dens, Eurasian badger, habitat preferences, red fox, setts

Obsah

1	Úvod.....	1
1.1	Přírodní nory.....	5
1.2	Umělé nory	6
1.3	Potrava.....	8
2	Cíle práce	10
3	Materiál a metody	11
3.1	Popis lokality	11
3.2	Mapování nor.....	12
3.3	Statistická analýza	13
4	Výsledky	15
4.1	Osídlení nor	15
4.2	Preference stanoviště	16
4.3	Vliv zdroje potravy.....	19
5	Diskuze	20
6	Literatura.....	23

Seznam tabulek

Tabulka 1. Statistické vlastnosti modelů s jedním prediktorem. Čím je nižší hodnota AICc, tím vyšší je podpora daného modelu. U kategorických proměnných jsou uvedeny hodnoty parametrů pro jednotlivé úrovně.	15
Tabulka 2. Podpora pro čtyři nejlepší kombinované generalizované lineární smíšené modely podle hodnoty AICc	16

Seznam obrázků

Obr. 1. Světové rozšíření lišky obecné (<i>Vulpes vulpes</i>). Původní areál lišky je vyznačen oranžovou barvou. Země, kde byla liška zavlečena, jsou vyznačeny fialově. Zdroj: www.iucnredlist.org (2018)	2
Obr. 2. Světové rozšíření jezevce lesního (<i>Meles meles</i>). Areál jezevce je vyznačen oranžovou barvou. Zdroj: www.iucnredlist.org (2018)	3
Obr. 3. Mapa výskytu lišky obecné (<i>Vulpes vulpes</i>) v ČR. Větší symbol je pro doložené údaje o výskytu, menší pak pro data získaná z dotazníků. Zdroj: Anděra a Gaisler (2012).....	4
Obr. 4. Mapa výskytu jezevce lesního (<i>Meles meles</i>) v ČR. Větší symbol je pro doložené údaje o výskytu, menší potom pro data získaná z dotazníků. Zdroj: Anděra a Gaisler (2012) .	4
Obr. 5. Schéma umělé nory z profilu (vlevo nahoře), při pohledu shora (vpravo nahoře) a přímo na místě v terénu (dole). Zdroj: Kolektiv OMS (2014).....	7
Obr. 6. Umělá nora vyrobená myslivci v MS Vojšice, lokalita Dílce (Habartová 2012)	8
Obr. 7. Letecký snímek studované plochy MS Vojšice. Zdroj mapového podkladu ČÚZK...	12
Obr. 8. Predikce okupancí z generalizovaného lineárního modelu, který obsahoval vzdálenost k vodě (a), typ stanoviště (b) a typ nory (c). Regresní křivka (a) byla zhotovena pro stanoviště smíšené a přírodní nory. Okupance pro stanoviště (b) jsou predikovány pro medián vzdálenosti k vodě a pro přírodní nory. Okupance pro nory jsou predikovány pro medián vzdálenosti k vodě.....	16
Obr. 9. Počty osídlených nor v jednotlivých typech stanoviště	17
Obr. 10. Počty osídlených přírodních a umělých nor u lišky a jezevce v různých typech stanoviště.....	18
Obr. 11. Počet osídlených přírodních a umělých nor v závislosti na směru východu	18
Obr. 12. Počet osídlených přírodních a umělých nor u lišky a jezevce v závislosti na směru východu	19

Poděkování

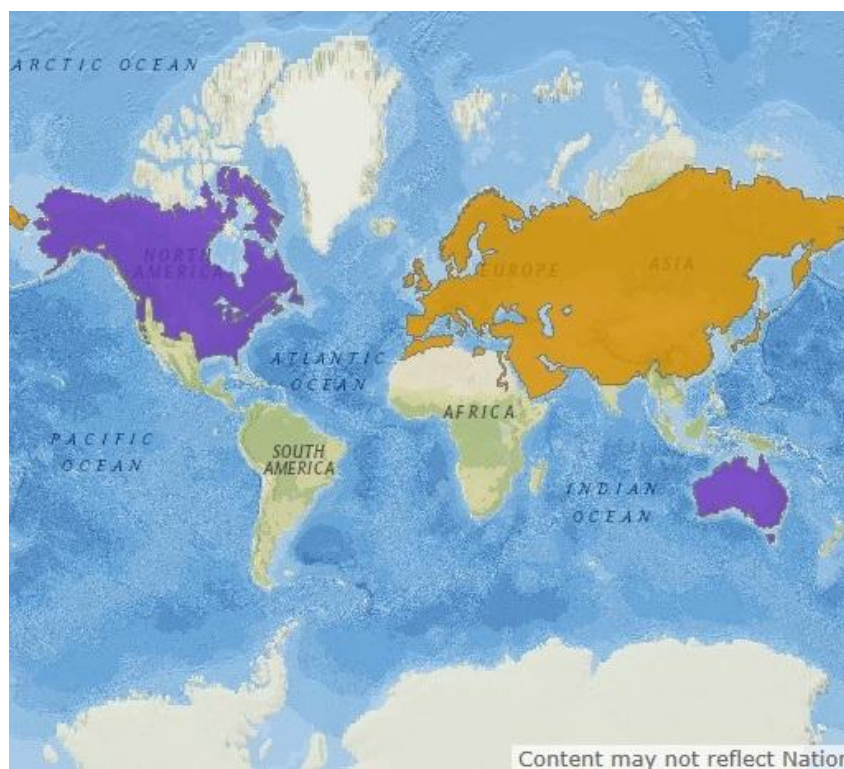
Ráda bych poděkovala vedoucímu práce prof. MVDr. Emilu Tkadlecovi, CSc. Za odborné připomínky a rady, poskytnutou literaturu a data, pomoc se zpracováním dat, trpělivost a ochotu. Dále děkuji panu Ing. Marku Bednářovi za ochotu a pomoc se zpracováním mapových podkladů a vším s mapami spojeným. Velký dík patří mému příteli Zdeňku Hudečkovi za veškeré informace a znalosti, trpělivost, pomoc a podporu během psaní práce. Děkuji svojí rodině za trpělivost a obrovskou podporu. V neposlední řadě děkuji celému mysliveckému spolku Vojšice.

1 Úvod

Do řádu šelmy (Carnivora) řadíme asi 270 druhů v jedenácti čeledích. Díky své tělesné stavbě, vynikajícím smyslům, drápům, zubům a neobyčejné pohyblivosti jsou dokonale přizpůsobeni k lovu živé kořisti. Naprostá většina šelem se primárně živí masem, nalezneme však mezi nimi i výjimku v podobě pandy velké (*Ailuropoda melanoleuca*), která je býložravec (Bryl a Matyáščík 2001). V trofických kaskádách zaujímají šelmy pozici na konci potravního řetězce. Jejich potravou jsou živočichové z nižší trofické úrovně. Tento typ působení predátorů na kořist se nazývá top down efekt (Polis et al. 2000). Šelmy v přírodě mají velký ekologický význam. Představují vrcholové predátory, kteří svým potravním chováním ovlivňují funkci a strukturu ekosystému. Ovlivňují také druhovou strukturu společenstva (Tkadlec 2008). Zajišťují tok energie a živin v ekosystému a stabilizují nebo naopak destabilizují potravní sítě (Lesmeister et al. 2015).

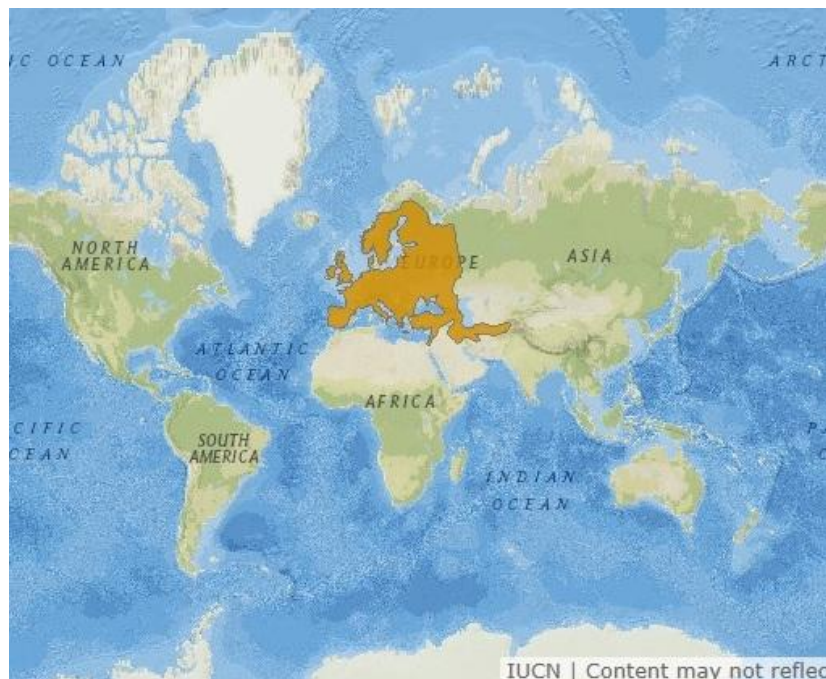
Většina šelem je středně velkého vzrůstu a je často označována jako mesokarnivoři. V jejich stravě se objevuje kromě masa, které činí 50–70 % potravy, také ovoce, rostlinný materiál, bezobratlí a houby (Roemer et al. 2009). Plní tak ekologicky velmi podstatnou roli roznašečů semen (Jordano et al. 2007). Do mesokarnivorů řadíme šelmy vážící do 15 kg. Patří sem tedy například lišky, kojoti, lasice, jezevci, cibetky, mývalové atd. (Červinka et al. 2014). Mesokarnivorní šelmy mají velkou diverzitu, osídlují různé typy habitatů, a také se častěji než velké šelmy vyskytují v blízkosti člověka. Díky své menší velikosti a přizpůsobivosti se čím dál více zabydlují v urbánním prostředí, které jim poskytuje množství úkrytů a potravy (Cove et al. 2012; Rota et al. 2016). To jim usnadňuje reprodukci, jejich početnost stoupá a nastává tak problém s přemnožením (Červinka et al. 2014; Šálek et al. 2015).

Liška obecná (*Vulpes vulpes*), patřící do čeledi Canidae, je nejrozšířenější šelmou na světě. Díky své mimořádně adaptabilitě se vyskytuje v nejrůznějších oblastech světa od arktické tundry po pouště (Sheldon 1992; Baker a Harris in Macdonald a Sillero-Zubiri 2004; Ehrich et al. 2016). Byla zavlečena do Severní Ameriky, Austrálie a na Nový Zéland (obr. 1) (IUCN 2018). Dokonalá přizpůsobivost z ní činí nejčastěji se vyskytující šelmu v urbánním prostředí, ve kterém velmi dobře prospívá (Goad et al. 2014; Lombardi et al. 2017). Téměř neomezený zdroj potravy pro ni představují lidské odpadky. Lišky ve městech tak mají mnohem menší teritoria a může jich být na malé ploše více. Ztrácí také svou pověstnou plachost a mohou být spatřeny na ulicích i uprostřed dne (Hespeler 2009).



Obr. 1. Světové rozšíření lišky obecné (*Vulpes vulpes*). Původní areál lišky je vyznačen oranžovou barvou. Země, kde byla liška zavlečena, jsou vyznačeny fialově. Zdroj: www.iucnredlist.org (2018)

Jezevec lesní (*Meles meles*), patřící do čeledi Mustelidae, je endemickým druhem palearktické oblasti. Kromě nejsevernějších částí Skandinávie je rozšířen po celé Evropě, vyskytuje se také v Asii. V přírodě obývá nejrůznější biotopy kromě tundry (Matyáščík et al. 2000). V souvislosti s fragmentací krajiny a postupující urbanizací se jezevec také dostává blíže lidským obydlím a do měst (Šálek et al. 2015). Na rozdíl od lišky se však zdržuje v přítomnosti lidí jen nerad, antropogenní vlivy nesnáší příliš dobře. Je totiž citlivý na rušení v blízkosti nory, a to zejména v době péče o potomstvo (Silva et al. 2017).

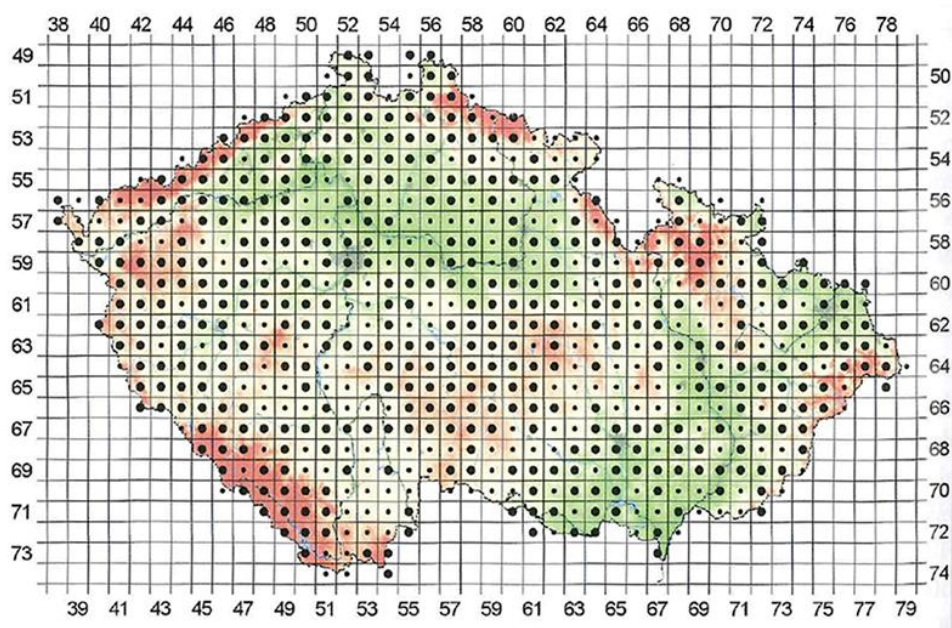


Obr. 2. Světové rozšíření jezevce lesního (*Meles meles*). Areál jezevce je vyznačen oranžovou barvou. Zdroj: www.iucnredlist.org (2018)

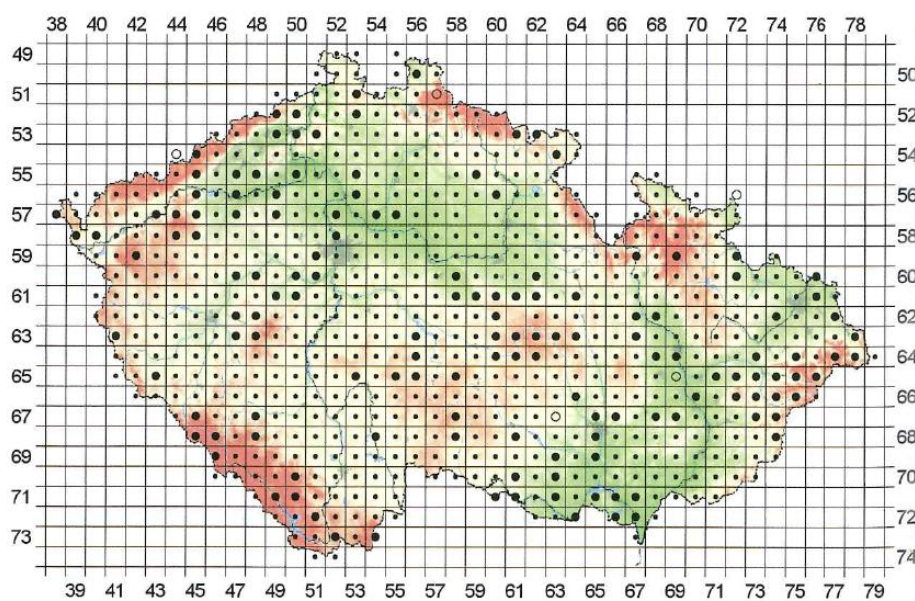
Jezevce a lišku můžeme zařadit mezi středně velké šelmy. Tyto druhy jsou si velmi podobné velikostí těla, vzorci chování a rozšířením po Evropě a Asii. Využívají také velmi podobný habitat a z velké části sdílejí stejnou potravní niku (Prigioni et al. 2008; Cruz et al. 2015). Oba druhy jsou predátoři a generalisté. Dochází u nich do jisté míry k překrývání nik, po většinu času se však navzájem ignorují, a to i v případě sdílení stejné nory a jejího okolí. Ze strany jezevců dochází k interspecifické agresi, zejména pokud se liška objeví na stejném místě v době krmení jezevce. Liška vůči jezevci agresivní není (Macdonald et al. 2004).

Tyto druhy se v přírodě často potkávají, navštěvují stejná místa při hledání potravy a tráví spolu čas v okolí nor, které mohou i sdílet (Matyáščík et al. 2000). Takto blízký kontakt může být nebezpečný z hlediska přenosu patogenů a šíření nemocí (Macdonald et al. 2004). Jezevec je hlavním rezervoárem tuberkulózy skotu (Byrne et al. 2013; Bouchez-Zacria et al. 2017). Liška je rezervoárem vztekliny, přenáší také virus psinky (Hespeler 2009) a vyskytuje se u ní i pro člověka nebezpečná tasemnice liščí (*Echinococcus multilocularis*) (Maas et al. 2014). Populace obou druhů by tedy měla být monitorována.

Umělé nory mají velký význam z hlediska boje proti přemnoženým liškám a do jisté míry i proti jezevcům, kteří se v nich mohou také vyskytovat. Za vše hovoří čísla odlovu lišek metodou norování (viz kapitola 1.2), která každoročně zveřejňuje Ministerstvo zemědělství České republiky.



Obr. 3. Mapa výskytu lišky obecné (*Vulpes vulpes*) v ČR. Větší symbol je pro doložené údaje o výskytu, menší pak pro data získaná z dotazníků. Zdroj: Anděra a Gaisler (2012)



Obr. 4. Mapa výskytu jezevce lesního (*Meles meles*) v ČR. Větší symbol je pro doložené údaje o výskytu, menší potom pro data získaná z dotazníků. Zdroj: Anděra a Gaisler (2012)

Pro příklad uvádím počty odlovených jedinců tímto způsobem během doby mého sběru dat, tedy za roky 2014–2016. Za rok 2014 bylo na území ČR odloveno 73 678 lišek, z toho 9 856 metodou norování. V roce 2015 bylo odloveno 83 932 lišek, z toho 11 246 norováním a v roce 2016 bylo odloveno 76 475 lišek, z toho 9 891 norováním (Ministerstvo zemědělství

2018). Liška se na území České republiky loví po celý rok, jezevec se loví pouze od 1. 9. do 30. 11., po zbytek roku je hájený (Myslivost 2018).

1.1 Přírodní nory

Oba druhy mají mnoho společného, zejména způsob života. Větší či menší část roku tráví v norách, které si sami kopou, případně osídlují nory již vykopané někým jiným. Děje se tak hlavně v případě lišek, které se velmi ochotně zabydlují v norách vyhrabaných jezevci (Škaloud 2009; Márton et al. 2014). Ti jsou pro tuto činnost mnohem lépe tělesně vybaveni. Jejich silně osvalené tělo a končetiny s dlouhými drápy jim umožňují hloubit rozlehlé a často velice hluboké nory, mnohdy i na kamenitém podloží (Prigioni a Deflorian 2005; Hespeler 2009). Tyto nory mají často složitý systém chodeb a mohou mít i více pater, jsou označovány jako tzv. hrady (Matyáščík et al. 2000; Fischer a Dunand 2016).

V průběhu roku obývá jezevec jednu hlavní noru, pokud není na lokalitě vyrušován. V případě společenských skupin (většinou skupinka příbuzných jedinců) se jedná o více nor (Kowalczyk et al. 2004). Jezevec stráví v noře 70 % života (Sidorchuk a Rozhnov 2016). O noru pečuje, pravidelně vynáší a obměňuje podestýlku z hlavního brlohu (tzv. kotel). Zabraňuje tak přemnožení obtížných parazitů. Nora bývá většinou na suchých místech s dobrou propustností vody, aby se v ní nedržela vlhkost a s ní spojené houby a plísně (Matyáščík et al. 2000). Může však, stejně jako liška, obývat i antropogenní úkryty, například opuštěné budovy, stodoly a stáje (Pavlačík et al. 2004), dokonce i pozůstalé vojenské bunkry z 2. světové války (Jumeau et al. 2018). Od lidí si však drží odstup a není zdaleka tak habituovaný jako liška (Pavlačík et al. 2004; Kurek 2011; Silva et al. 2017). Nory vykopané jezevci jsou v mnoha případech tak rozsáhlé, že je společně s nimi mohou obývat různé druhy živočichů, například liška, psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*) nebo dokonce oba najednou (Kowalczyk et al. 2008; Fischer a Dunand 2016), králík východoamerický (*Sylvilagus floridanus*), kuny (*Martes* sp.), atd. (Mori et al. 2015).

V případě lišky je tomu jinak. Je aktivnější a ostražitější než jezevec a nory proto během roku střídá. Děje se tak hlavně, když vychovává mláďata, protože jejich pobytové znaky jsou velmi výrazné a mohly by přitáhnout nechtěnou pozornost predátorů. Matka je proto často stěhuje jinam (Hespeler 2009). Nejčastěji využívá nory v zimních měsících, když teplota klesne pod bod mrazu a v rozmezí dubna až července, kdy vychovává mladé. Po zbytek roku nory téměř nenavštěvuje nebo pouze na pár minut, aby je zkontrolovala,

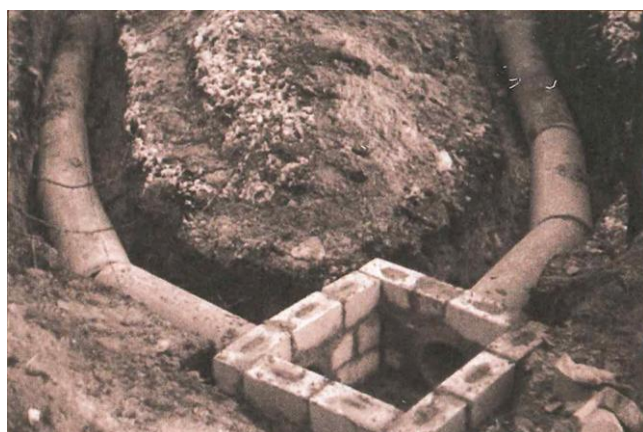
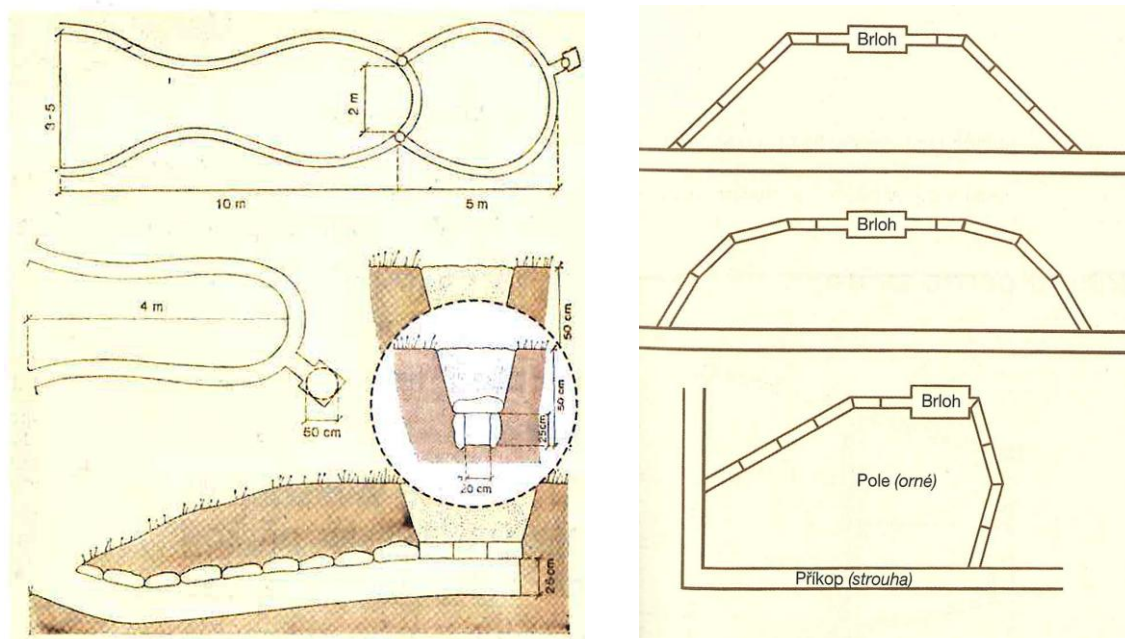
vybrala si vhodnou noru pro početí mláďat, či v případě ohrožení (Goszczyński a Wójtowicz 2001; Keuling et al. 2010).

1.2 Umělé nory

Jedním z nejoblíbenějších a hlavně nejúčinnějších způsobů lovu lišek a jezevců, je norování. Probíhá tak, že se do nory pošle pes norník, který lišku vyžene ven, kde je ulovena lovcem, případně lišku v noře zadává a vytáhne ji ven. Pokud jsou v noře přítomna liščata, pes je vynese ven nebo je lovcem vykopou (Vochozka 2008; Kolektiv OMS 2014; Steinocher 2016). V případě jezevců pes štěká a na jezevce doráží. Tímto způsobem oznamuje, kde přesně se v noře jezevec nachází, což usnadňuje určit místo pro kopání.

Pro norování bývají využíváni jezevčíci a teriéři, kteří byli pro tento účel speciálně vyšlechtěni (Červený et al. 2004; Kolektiv OMS 2014). Přírodní nory mohou být pro psa velice nebezpečné, protože zde může být více chodeb, v nichž se pes může ztratit. V horším případě se v noře může nacházet jezevec, který je zvláště pro nezkušeného nebo příliš ostrého psa tvrdým soupeřem. Také se stává, zvláště u jezevců, že pes ani protivník nechťejí z nory ven a musí se ručně vykopat, což je značně namáhavé, zvláště na kamenitém podloží. Umělé nory se proto zakládají hlavně kvůli bezpečnosti psa a snadnějšímu lovu lišek a jezevců nebo také z důvodu nedostatku nor přírodních. Místo pro zbudování umělé nory by mělo být klidné, dobře přístupné a s dobrým vegetačním krytem. Nejvhodnější bývají větrolamy zarostlé křovím a suché svahy břehů a jam (Hespeler 2009).

Existuje mnoho typů umělých nor, které se liší hlavně počtem a délkou chodeb. Dříve se stavěly ze dřeva a kamene, ale dřevo pod zemí hnije a nory tak měly kratší životnost. V dnešní době se vyrábí z betonových rour, případně i z plastových, které však u lišek nejsou tak oblíbené kvůli kluzkosti povrchu (Kolektiv OMS 2014). Nejdůležitější je vnitřní uspořádání nory. Pokud má jeden vchod, jednu chodbu a brloh, liška ji s největší pravděpodobností nebude využívat, protože je zde velmi znesnadněn útek z nory (Hespeler 2009). Nejvíce se osvědčil typ nory, kde je chodba před brlohem rozdvojena a liška se tak se psem nemusí vůbec potkat. Důležité je také zpevněné dno, kvůli častému podhrabávání lišek.



Obr. 5. Schéma umělé nory z profilu (vlevo nahoře), při pohledu shora (vpravo nahoře) a přímo na místě v terénu (dole).
Zdroj: Kolektiv OMS (2014)

Jezevci jsou v umělých norách víceméně nežádoucí, protože představují velké riziko pro psa, proto jsou používány roury, sloužící jako chodby, s poměrně malým průměrem. Jedná se o snahu znesnadnit jezevci přístup do nory, aby se jednoduše do roury nevlézl. Občas se však v noře vyskytne a je pak na zkušenostech lovce, aby poznal charakteristické pobytové znaky a znal natolik dobře svého psa, aby zvážil, jestli je bezpečné ho do nory poslat nebo se jí raději obloukem vyhnout.

Hotové umělé nory lze buď koupit, nebo si je myslivci vyrábějí i sami. Výroba není složitá. Betonové roury o průměru 20–30 cm a betonová skruž s poklopem, sloužící jako kotel, se zakopou do země, nebo v případě obtížného terénu mohou být vybudovány i nad zemí, zasypané zeminou. Strop kotle se dá bez namáhavého kopání jednoduše otevřít.

Tím je v případě nouze zajištěna rychlá pomoc psovi (Kolektiv OMS 2014). Jako víko betonové skruže se při vlastní výrobě umělé nory velmi dobře osvědčily dveře od starého mrazáku nebo lednice, které mají mnohem lepší izolační vlastnosti než betonový poklop. Ten je také poměrně těžký, což může znesnadnit rychlé otevření nory v případě, že má pes uvnitř potíže.



Obr. 6. Umělá nora vyrobená myslivci v MS Vojšice, lokalita Dílce (Habartová 2012)

1.3 Potrava

Dominantní složky potravy u obou druhů se liší napříč místy výskytu a habitaty, které osídlují. Skladba potravy však zůstává víceméně stejná, liší se pouze procentuální zastoupení jednotlivých skupin druhů v potravě (Asprea a De Marinis 2005). Vliv na skladbu potravy má zejména zeměpisná šířka, teplé a chladné periody v průběhu roku a v neposlední řadě i člověk (Soe et al. 2017).

Hlavní složkou potravy jezevců jsou bezobratlí, které konzumují celoročně, dále pak ovoce, hlodavci a zdechliny (Mortelliti a Boitani 2008; Asprea a De Marinis 2005). Z bezobratlých převládají zástupci Coleoptera a především žížala obecná (*Lumbricus terrestris*) (Mos et al. 2014), která například v Polsku zaujímá až 82–89 % z celkové biomasy

potravy jezevců (Goszczyński et al. 2000; Mysłajek et al. 2016). Požírají také rostliny, houby (Hipólito et al. 2016) a žáby (Kauhala et al. 1998; Sidorchuk a Rozhnov 2016).

Hlavní složkou potravy u lišek jsou drobní hlodavci, převážně ze skupiny *Microtus* sp. (Lanszki a Heltai 2010; Zakharov et al. 2016) a zajícovití (Leporidae) (Prigioni et al. 2008). Velkou část potravy tvoří také rostliny a jejich plody, zdechliny a lidský odpad (Sheldon 1992; Helldin a Danielsson 2007; Hespeler 2009). V ruských populacích bylo zjištěno, že zdroj potravy má silný efekt na rozmnožování lišek (Zakharov et al. 2016). S rostoucí populací hlodavců se průměrný počet mláďat ve vrhu zvedl ze 4,1 na 5,6 mláďat ve vrhu. S úbytkem hlodavců poté reprodukce klesla o 30–50 %.

V jižnějších částech Evropy, jako jsou Španělsko a Portugalsko, představují větší část potravy lišek divocí králíci (*Oryctolagus cuniculus*) (Rodríguez et al. 1996; Padial et al. 2002). V italských Alpách převažují v potravě obou druhů plody z čeledi *Rosaceae*. U lišek jsou to hlavně plody jeřábu muku (*Sorbus aria*) a růže šípkové (*Rosa canina*), u jezevců potom plody pěstované v sadech, bobule a semena (Zabala et al. 2002; Asprea a De Marinis 2005; Prigioni et al. 2008) a z živočišné potravy převládají mláďata králíka divokého (Matyáščík et al. 2000).

V severních částech Evropy, jako je Finsko, Švédsko a Estonsko, se v potravě lišek objevují nejčastěji zajíci polní (*Lepus europaeus*) a ptáci, zejména pěvci (Passeriformes). U jezevců pak převládá hmyz a větší zastoupení mají i žáby a plazi (Kauhala et al. 1998). Například žáby byly na Ukrajině nalezeny až v 80 % zkoumaných vzorků potravy jezevců (Matyáščík et al. 2000).

2 Cíle práce

Cílem mé diplomové práce bylo zjistit obsazenost nor u lišky obecné a jezevce lesního v závislosti na faktorech prostředí oblasti jižní Moravy v blízkosti obcí Hrubá Vrbka, Malá Vrbka a Kuželov, spadajících do honitby mysliveckého spolku Vojšice. Zaměřila jsem se hlavně na to, jestli lišky dávají přednost přírodním norám před umělými a jestli v osídlení nory hraje roli typ stanoviště, ve kterém se nora nachází. Dále jsem zjišťovala, na kterou stranu je otočen vchod do jednotlivých nor a jak daleko jsou nory od zdroje vody. Otestovala jsem také vliv potravní dostupnosti hraboše polního, který v letech přemnožení představuje hlavní typ kořisti.

3 Materiál a metody

3.1 Popis lokality

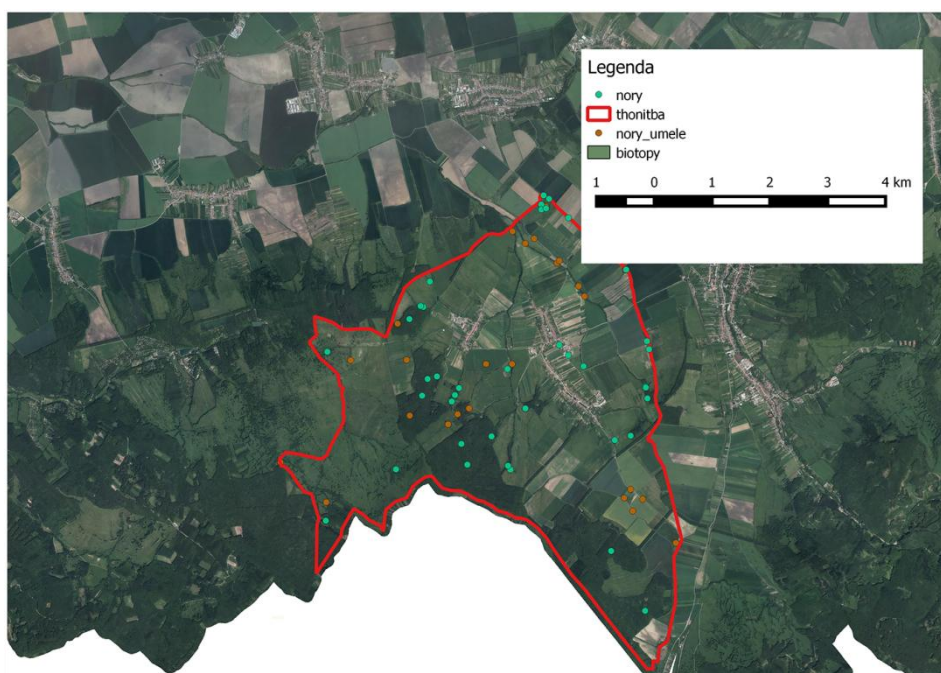
Výzkum okupance nor lišky a jezevce jsem provedla v honitbě Mysliveckého spolku (MS) Vojšice, která se nachází v jihovýchodním cípu Jižní Moravy, v okrese Hodonín (obr. 8). Studovaná plocha leží na území vesnic Hrubá Vrbka, Malá Vrbka a Kuželov a zaujímá plochu 2823 ha. Na severu sousedí areál s katastrálním územím obcí Lipov (MS Kamenica) a Tasov (MS Rošt'ovica), na jihu se hranice táhne podél státní hranice se Slovenskou republikou. Východní hranice sousedí s katastrálním územím obcí Velká nad Veličkou (MS Majír) a Javorník nad Veličkou, na západě sousedí s katastrálním územím obce Kněždub (MS Šumárník) a Tvarožná Lhota (MS Nimrod). Areál honitby je na několika místech protkán polními cestami, silnicemi a potoky. Protéká zde Kuželovský, Zábařinský a Malanský potok a říčky Teplice, Radějovka a Járkovec. Je zde také rybník Lopata. Nejvyšším bodem honitby je Kobyla (584 m. n. m.). Území se skládá převážně z hospodářsky využívaných trvalých travních porostů, orné půdy a lesů.

Sledované území leží v mikroregionu Hornácko, v podhůří Bílých Karpat a od roku 1980 je součástí CHKO Bílé Karpaty. Karpatské pohoří představuje přirozenou hranici mezi Moravou a Slovenskem. Geologický podklad tvoří flyš, který je tvořen mnohonásobným střídáním různých usazených hornin, zejména pískovců, jílovců a slínovců (Merunková et al. 2012). Z půd výrazně převládá úrodná hnědozem, což se odráží na množství zemědělsky využívaných ploch. Velkou roli zde hraje větrná a vodní eroze. Areál spadá do mírně teplé klimatické oblasti (MT7). Charakteristické je krátké, mírné jaro (6–7 °C) a mírně teplý podzim (7–8 °C), dlouhé, teplé a mírně suché léto a krátká, velmi suchá zima s krátkým trváním sněhové pokrývky (60–80 dnů). Průměrná roční teplota je zde 10–12 °C. Nejvyšší průměrná teplota bývá uprostřed vegetačního období, tedy v červenci, a dosahuje 16–17 °C. Nejnižší průměrná teplota je –3 °C (leden) (Jongepierová et al. 2008). Roční srážkový úhrn je zde 650–800 mm. Hlavní srážkové maximum je v létě (červenec), minimum v zimě (únor). Průměrná vlhkost vzduchu během roku je 70 % s nejvyššími hodnotami v lednu a nejnižšími v červenci (ČHMÚ 2018).

Území honitby je velmi významné z hlediska zdejší flóry. Lokalita NPR Čertoryje, která se nachází v západní části areálu, patří k nejhodnotnějším lokalitám České republiky. Je velice ceněná kvůli množství vzácných a chráněných druhů rostlin (515 taxonů cévnatých rostlin), zejména z čeledi vstavačovitých (Orchidaceae), kterých roste zde a na Vojšických

loukách (ochranné pásmo rezervace) přes 20 druhů. Lokalita je významná i z mykologického hlediska. Doposud zde bylo zjištěno více než 260 taxonů makroskopických hub, zahrnujících běžné i vzácné druhy (Jongepierová et al. 2008; Merunková et al. 2012).

Fauna zde není prozkoumána v takovém rozsahu jako flóra a dlouhou dobu byla do jisté míry opomíjena. Současné složení fauny ovlivňují zejména klimatické a hydrologické podmínky a vlastnosti flyšových hornin s charakteristickou strukturou vegetace. Velice významné jsou také antropogenní vlivy, zvláště pastva a následné potlačování rozvoje lesa. Nejvíce prozkoumanou skupinou jsou bezobratlí, hlavně brouci (Coleoptera), motýli (Lepidoptera), pavoukovci (Arachnida). Nejběžnější z obratlovců jsou daněk evropský (*Dama dama*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), zajíc polní (*Lepus europaeus*), káně lesní (*Buteo buteo*) a množství dalších ptáků (Jongepierová et al. 2008).



Obr. 7. Letecký snímek studované plochy MS Vojšice. Zdroj mapového podkladu ČÚZK

3.2 Mapování nor

Mapování nor probíhalo v letech 2014–2016, a to způsobem opakovaného kontrolování nor minimálně třikrát do měsíce. Kontrola probíhala takto pravidelně z důvodu stěhování lišek do jiných nor. Jezevec používá konkrétní noru dlouhodobě a nerad mění prostředí, pokud není rušen, liška je však velmi ostražitá a citlivá na vyrušení, proto mění noru poměrně často (Hespeler 2009).

Na území MS Vojšice, kde bylo mapování realizováno, jsem našla 40 nor přírodních a 23 umělých. Do přírodních nor jsem zahrнула i dva stohy slámy na okraji areálu Hornácké farmy, s. r. o., které byly v minulosti často a téměř celoročně osídlovány liškami. Do umělých nor jsem zahrнула nejen nory vyrobené myslivci z MS Vojšice, ale také betonové drenáže a propustky vody, používané v lesích. Dohromady bylo tedy studováno 63 nor. Ty jsem podle pobytových znaků rozdělila na nory osídlené a neosídlené (Heltai et al. 2013; Márton et al. 2014). Pobytové znaky jsou spolehlivým ukazatelem přítomnosti živočicha (Boitani a Powell 2012).

Jako pobytové znaky jsem v okolí nor brala v potaz zbytky potravy, stopy (Bouchner 2003), chlupy a srst, výkaly, jezevčí latríny, čerstvě vyhrabanou zeminu před norou, tzv. „oježděný“ vchod do nory neboli vsuk a specifický pach zvířat (značkování). Nory s alespoň jedním ze zmíněných pobytových znaků jsem považovala za osídlené. Zaznamenala jsem také, na kterou světovou stranu je otočen vchod. Pomocí programu ArcGIS 10.2.2. jsem zjišťovala, jak daleko byly jednotlivé nory od zdroje vody. Jako zdroj vody jsem brala v úvahu potoky a říčky protékající studovaným územím.

Dále jsem rozdělila lokality, na kterých se nory nacházely, do tří kategorií, a to na krytá, otevřená a smíšená stanoviště (Márton et al. 2014). Jako krytá stanoviště jsem označila lokality lesní, s celkovým zastíněním stromy a větrolamy. Otevřená stanoviště představovaly louky, pole, pastviny, zemědělsky využívaná půda a půda ponechána ladem. Smíšená stanoviště obsahovala křoviny, nižší podrost a lesní školky s mladými stromky (oplocenky). Tímto rozdělením jsem chtěla upřesnit habitatové preference obou druhů a rozdílů ve výběru specifického místa pro noru.

Pro zjištění, zda a do jaké míry hraje roli blízkost potravy, jsem použila data z mapování hrabošů polních (*Microtus arvalis*) na okrese Hodonín v letech 2014–2016, která jsem získala od svého školitele (E. Tkadlec). Jako modelový organismus pro potravu jsem zvolila hraboše polního, protože představuje, společně s ostatními hlodavci, dominantní složku potravy lišek a z velké části i jezevců (Matyáščík et al. 2000; Mortelliti a Boitani 2008; Zakharov et al. 2016).

3.3 Statistická analýza

V práci jsem se zaměřila na proměnlivost v proporcí osídlení nor neboli okupanci. Analýzu jsem provedla pomocí generalizovaných lineárních smíšených modelů za použití balíčku lme4 (Bates et al. 2015) v programu R (R Core Team 2017). Protože okupance je binární proměnná, použila jsem modely s binomickým rozdělením chyby a logity, jako link funkcí.

Jako fixní efekty jsem použila proměnné rok (3 úrovně: 2014, 2015, 2016), typ nory (2 úrovně: přírodní a umělé), stanoviště (3 úrovně: smíšené, kryté, otevřené), vzdálenost od vodního zdroje v metrech, roční populační hustoty hraboše polního na okrese Hodonín (počty užívaných východů z nor na ha) a počet východů z nory (2 úrovně: 1, nebo více východů). Data o osídlení stejné nory v letech nejsou nezávislá. Proto jsem jako náhodný efekt na intercept použila identitu nory.

Nejdříve jsem zkonstruovala modely s jedním fixním efektem. Následně jsem pomocí nejnižší hodnoty AICc (Akaikeho informační kritérium pro malé vzorky) hledala nejvíce podporovaný kombinovaný model. Jde o metodu vícemodelové interference (Burnham a Anderson 2002), což znamená, že ze sady kandidátních modelů nemusí být vybrán pouze jeden model. Jednoznačná podpora pro model je dána tím, že rozdíl v AICc je větší než 2. Pokud je rozdíl menší, nelze jednoznačně říci, který model získal větší podporu. Jediným způsobem, jak to zjistit, je nasbírat nová data. Hodnota AICc pro každý model byla vypočítána pomocí funkce AICc v balíčku MuMIn (Bartoň 2018). Vizualizace efektů byla provedena s pomocí balíčku visreg (Breheny a Burchett 2017).

4 Výsledky

4.1 Osídlení nor

Celkový počet sledovaných nor byl 63. V roce 2014 bylo osídleno 24 přírodních a 12 umělých nor (okupance 57,1 %). V roce 2015 bylo osídleno 26 přírodních a 13 umělých nor (61,9 %). V roce 2016 bylo osídleno 21 přírodních a 12 umělých nor (52,4 %).

Některé přírodní nory byly v rozmezí tří let studia využívány pouze liškami, jiné zase jen jezevci. V některých norách byla zaznamenána přítomnost obou druhů. Tento fenomén jsem po dobu mého studia pozorovala i u nor umělých. V některých norách se během doby studia druhy prostřídaly. U některých konkrétních nor jsem našla pobytové znaky odpovídající přítomnosti mláďat. Byly tedy využívány jako nory mateřské, pro rození a výchovu mláďat. Některé přírodní nory byly opakovaně takto využívány liškami i jezevci. V umělých norách jsem přítomnost mláďat zaznamenala pouze ve dvou případech u lišek. Mláďata jezevců nebyla po dobu mého studia v umělých norách zaznamenána.

Z modelů s jedním fixním efektem získal největší podporu model, který obsahoval prediktor vzdálenost od vodního zdroje (tab. 1). S rostoucí vzdáleností od vodního zdroje okupance klesala. Stejně dobrý je ale také model obsahující typ stanoviště, neboť rozdíl v AICc je zde menší než 2. Tento model předpovídá nejvyšší okupanci pro krytá stanoviště, naopak nejnižší okupanci pro smíšená stanoviště.

Tabulka 1. Statistické vlastnosti modelů s jedním prediktorem. Čím je nižší hodnota AICc, tím vyšší je podpora daného modelu. U kategoričkových proměnných jsou uvedeny hodnoty parametrů pro jednotlivé úrovně.

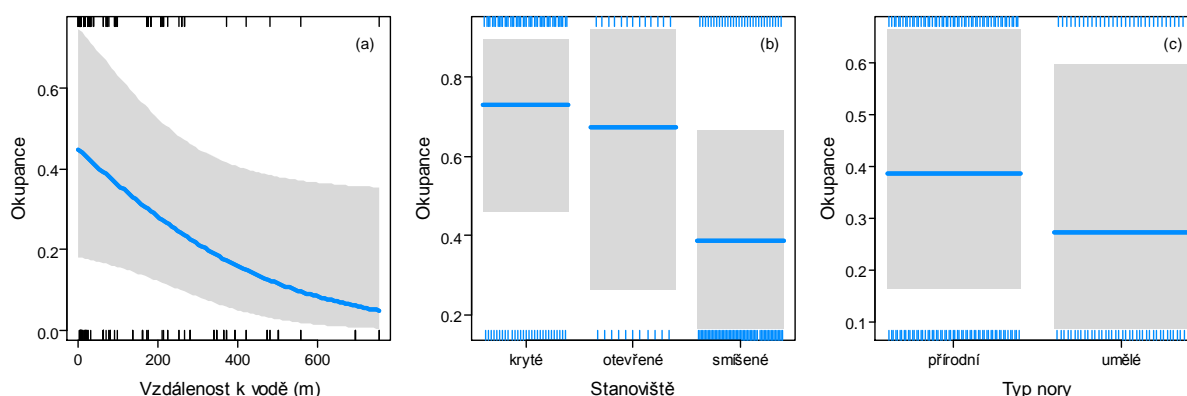
Prediktor	Úroveň	AICc	Parametr
Vzdálenost k vodě		229,97	-0,4978
Typ stanoviště:	kryté	231,34	0
	otevřené		-0,4869
	smíšené		-1,9847
Pouze intercept		235,13	
Počet východů:	jeden	235,57	0
	více než 1		1,3664
Hustota hrabošů		235,74	0,2278
Typ nory:	přírodní	237,08	0
	umělé		-0,2422
Rok:	2014	237,81	0
	2015		0,2283
	2016		-0,3455

V případě kombinovaných smíšených modelů se jako nejlepší ukázaly čtyři modely (tab. 2), mezi kterými byl rozdíl v AICc menší než 2. Všechny čtyři modely obsahovaly vzdálenost k vodnímu zdroji. Typ stanoviště se objevil u tří modelů, typ nory a počet východů pouze u jednoho z modelů. Ostatní modely získaly zřetelně nižší podporu.

Tabulka 2. Podpora pro čtyři nejlepší kombinované generalizované lineární smíšené modely podle hodnoty AICc.

Struktura fixních efektů	AICc	Rozdíl v AICc
Vzdálenost k vodě	229,97	0
Vzdálenost k vodě + Typ stanoviště	230,09	0,12
Vzdálenost k vodě + Typ stanoviště + Typ nory	231,63	1,66
Vzdálenost k vodě + Typ stanoviště + Počet východů	231,89	1,92

K vizualizaci efektů byly použity predikce z modelu, který obsahuje tři proměnné: vzdálenost k vodě, typ stanoviště a typ nory. Tento model předpovídá, že s klesající vzdáleností k vodě klesá také okupance (obr. 9a). Průměrná vzdálenost k vodnímu zdroji ve vzorku studovaných nor byla 155 (SE 23) m. Největší okupanci předpovídá model pro stanoviště kryté (obr. 9b) a pro nory přírodní (obr. 9c).

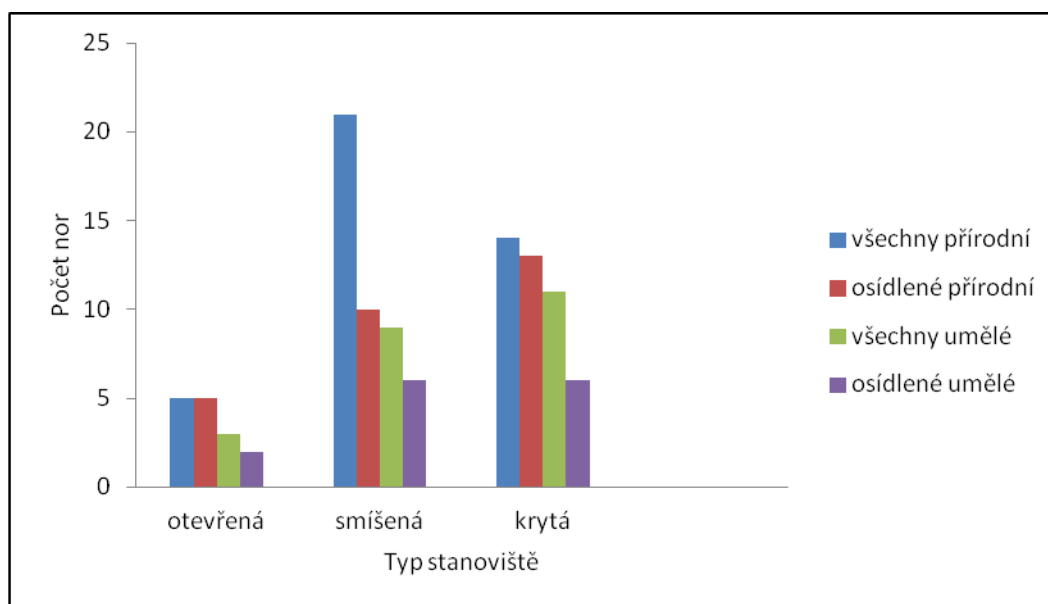


Obr. 8. Predikce okupancí z generalizovaného lineárního modelu, který obsahoval vzdálenost k vodě (a), typ stanoviště (b) a typ nory (c). Regresní křivka (a) byla zhotovena pro stanoviště smíšená a přírodní nory. Okupance pro stanoviště (b) jsou predikovány pro medián vzdálenosti k vodě a pro přírodní nory. Okupance pro nory jsou predikovány pro medián vzdálenosti k vodě.

4.2 Preference stanoviště

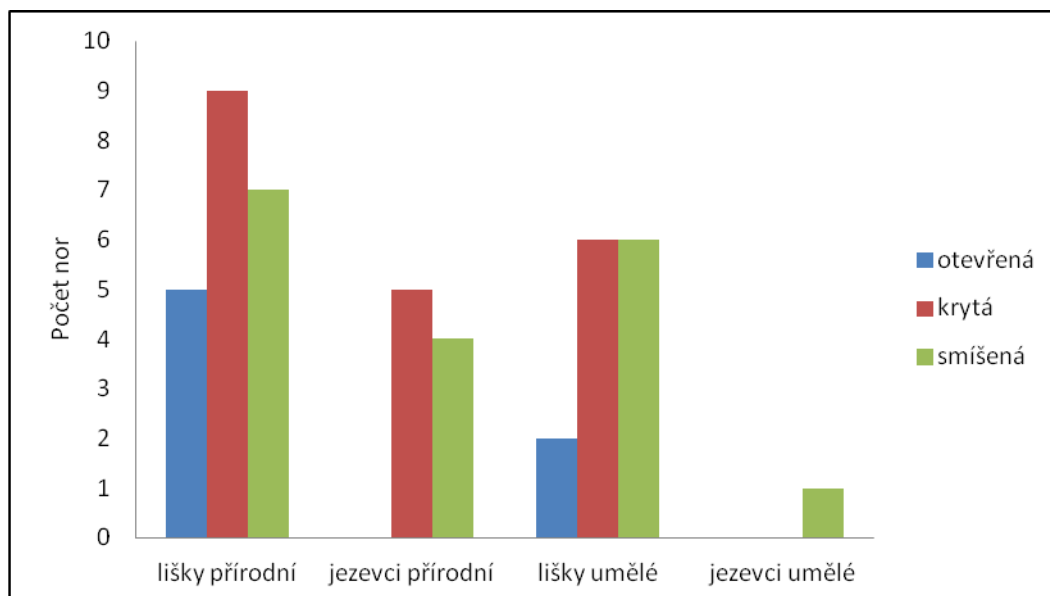
Pro upřesnění habitatových preferencí jsem rozdělila stanoviště na krytá, otevřená a smíšená. V celkovém počtu přírodních nor dominovala smíšená stanoviště s počtem 21 nor, 13 nor bylo na krytých a 5 na otevřených stanovištích. Z hlediska pouze osídlených nor dominovala stanoviště krytá, kde bylo 13 nor. Na smíšených stanovištích bylo 10 a na otevřených 5 nor. U nor umělých bylo zhotoveno 11 nor v krytých, 9 ve smíšených a 3 na otevřených

stanovištích. Osídlené nory byly využívány stejně na smíšených a krytých místech s počtem 6 nor. Na otevřených stanovištích byly využívány 2 umělé nory.



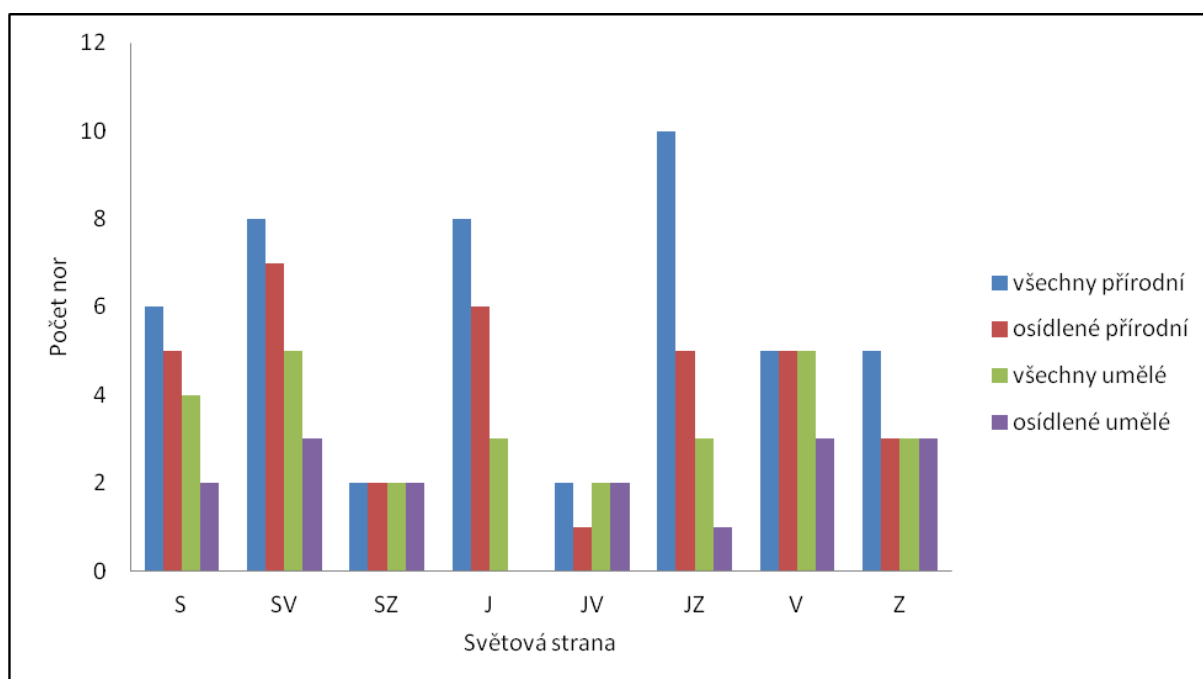
Obr. 9. Počty osídlených nor v jednotlivých typech stanoviště

Přítomnost jezevců v přírodních norách byla zaznamenána pětkrát v krytém a čtyřikrát ve smíšeném stanovišti. Na otevřených stanovištích se jezevci nevyskytovali. V umělé noře byl jezevec zaznamenán pouze v jednom případě, a to na stanovišti smíšeném. Lišky se nejčastěji vyskytovaly v krytých stanovištích, a to devětkrát. Ve smíšených stanovištích pak sedmkrát a v otevřených pětkrát. V umělých norách byly nejčastěji přítomny v krytých a smíšených stanovištích, v obou případech šestkrát. Na otevřeném stanovišti se vyskytly dvakrát.



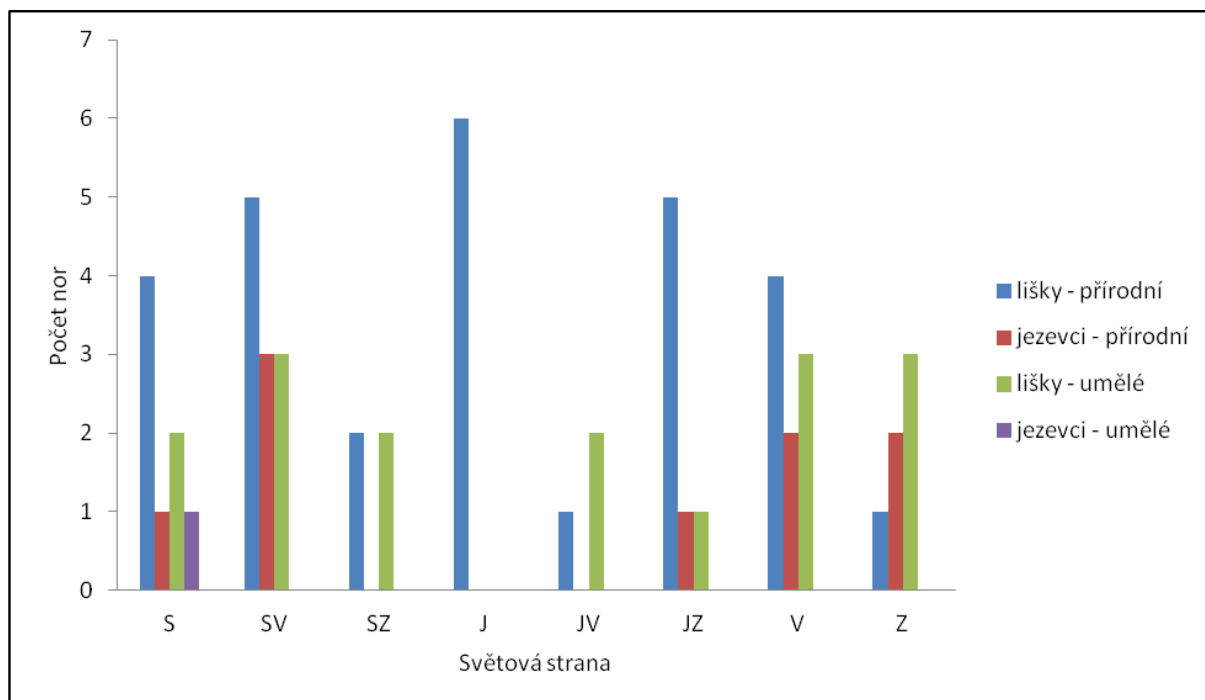
Obr. 10. Počty osídlených přírodních a umělých nor u lišky a jezevce v různých typech stanoviště

Zaznamenala jsem také světové strany, na které jsou otočeny vchody do jednotlivých nor. Nejvíce přírodních nor směřovalo na jihozápad (10), jih (8), severovýchod (8) a sever (6). Nejvíce osídlených přírodních nor směřovalo na severovýchod (7), jih (6), jihozápad (5), východ (5) a sever (5). Umělé nory byly vybudovány nejčastěji s vchodem na severovýchod (5), východ (5) a sever (4). Nejvíce osídlených umělých nor směřovalo na severovýchod (3), východ (3) a západ (3).



Obr. 11. Počet osídlených přírodních a umělých nor v závislosti na směru východu

Literatura uvádí, že jezevci si nejčastěji hrabou nory s vchodem na jih (Matyáščík et al. 2000; Dykky 2002; Myslajek et al. 2016). V mojí studii však byly vchody u osídlených jezevčích nor nejčastěji otočeny na severovýchod. Tento jev může být do jisté míry způsoben jižními větry, které jsou ve studované oblasti časté. Jezevec v konkrétní noře stráví značnou část života, může být tedy na průvan v noře citlivější, na rozdíl od lišek, které nory často střídají. Osídlené liščí nory byly nejčastěji otočeny na jih, severovýchod a jihozápad.



Obr. 12. Počet osídlených přírodních a umělých nor u lišky a jezevce v závislosti na směru východu

4.3 Vliv zdroje potravy

Vliv zdroje potravy na umístění nor, pro modelový organismus hraboše polního, nebyl prokázán. Ve sledovaném území se nory nachází poměrně daleko od lidských obydlí. Pouze v areálu Hornácké farmy s. r. o., která se na studované ploše nachází, se lišky celoročně pravidelně vyskytují ve stozích slámy již po několik let a vyvádějí zde i mladé. Předpokladem pro takovéto chování je právě blízkost zdroje potravy, kterou v tomto případě představují slepice, vejce, perličky, kachny a hlodavci, kteří se na farmách obvykle vyskytují v hojném počtu (Panek a Bresínski 2002).

5 Diskuze

V České republice není příliš mnoho prací zabývajících se okupací nor vybraných druhů šelem. Proto jsem se ve své práci zaměřila právě na toto téma, jehož výsledek může být nápomocný v mnoha odvětvích. Z nasbíraných dat jsem pomocí generalizovaného lineárního smíšeného modelu získala největší podporu pro modely, v nichž se nacházela vzdálenost od vodního zdroje a typ stanoviště.

Zjistila jsem, že v mé práci byla hlavním faktorem podmiňujícím okupaci nory vzdálenost od vodního zdroje. Vzdálenost jsem měřila v programu ArcGIS 10.2.2 jako vzdálenost přímou. Reálné vzdálenosti se však mohou do jisté míry lišit v závislosti na krajinných prvcích. Jedinci budou pravděpodobně využívat cesty vedoucí ke zdroji vody, které budou kryté vegetací a nebudou volit přímou cestu přes otevřené prostranství. Pro přesnější výsledky o reálné vzdálenosti k vodě by bylo vhodné použít například odchytné metody s následným monitoringem jedinců. Důležitost blízkosti vodního zdroje pro karnivory potvrzují i Boitani a Powell (2012), a také portugalská studie, ve které byl zjištěn zvýšený výskyt mesokarnivorů v břehových porostech příbřežní zóny (Santos et al. 2011). Voda je zdrojem různorodé potravní nabídky a poskytuje možnost regulace tělesné teploty v teplých částech roku. Zdroj vody v blízkosti nor jezevce lesního je důležitý faktor, nepředstavuje však faktor limitující, jak zjistili v Portugalsku (Rosalino et al. 2005; Santos a Beier 2008). Význam vodního zdroje pro lišku obecnou a kunu skalní (*Martes foina*) byl potvrzen také v urbánní oblasti polské Wroclavi. Zjištěná průměrná vzdálenost od vody byla 350,4 m pro lišku a 368,5 pro kunu (Duduš et al. 2014). Ve své studii jsem zjistila průměrnou vzdálenost 155 (SE 23) m od vody pro lišky a jezevce dohromady. Místa pro lov a odpočinek v blízkosti vody preferují, kromě lišky obecné, také jiní mesokarnivoři z čeledi Canidae. Například psík mývalovitý, který do vody i prchá před pronásledujícími psy a predátory, liška kana (*Vulpes cana*), pes ušatý (*Otocyon megalotis*), pes pralesní (*Speothos venaticus*) (Sheldon 1992; Macdonald a Silero-Zubiri 2004) a vlk indický (*Canis lupus pallipes*) (Habib a Kumar 2007). Obecně platí, že liška i jezevec si hrabou nory na místech s dobrou propustností vody, aby se v noře nedržela vlhkost. Toto zjištění dokládá i studie, kterou na Moravě provedli Matyáščík et al. (2000) a studie z Polska (Obidziński et al. 2013).

Rozmístění osídlených nor mezi habitatovými kategoriemi se v případě lišky obecné a jezevce lesního příliš nelišilo. Lišky nejčastěji osídlovaly přírodní nory na krytých stanovištích. Toto zjištění se shoduje s výzkumem provedeným v Mongolsku (Murdoch et al. 2016). V umělých norách lišky pobývaly stejně často na krytých a smíšených stanovištích.

Výskyt lišek byl v několika případech zaznamenán i na otevřených stanovištích, na rozdíl od jezevců, kteří se otevřeným stanovištěm zcela vyhýbali. Toto zjištění u jezevců potvrzuje i literatura (Matyáščík et al. 2000; Myslajek et al. 2016). Jezevci se v přírodních norách nejvíce vyskytovali v krytých stanovištích. V umělé noře se jezevec vyskytl pouze jednou, a to na smíšeném stanovišti. Téměř nulový výskyt jezevců v umělých norách mohl být s vysokou pravděpodobností způsoben znemožněním přístupu do nor. Trubky představující chodby v noře jsou úmyslně vybírány s menším průměrem, aby se do nich jezevci nevešli. Důvodem je zejména ochrana psů, s pomocí kterých jsou v umělých norách loveny lišky. Jezevec v noře představuje pro psa velké riziko, často až smrtelné. Jasná preference krytých stanovišť ve volné přírodě je v případě obou druhů způsobena jejich skrytým stylem života, plachostí a citlivostí k vyrušení. Okolní vegetace však poskytuje další výhody. Například rozsáhlý kořenový systém stromů představuje ochranu proti zborcení chodeb a vchodů (Sidorchuk a Rozhnov 2016). Půda krytá křovinami se také méně zahřívá, což zajišťuje příznivé mikroklimatické podmínky (Revilla et al. 2001). Studie ze Skotska ukazují, že značný vliv na okupanci mají i topologické a klimatické podmínky (Silva et al. 2017).

Dlouhodobější studium okupance nor u vybraných šelem v závislosti na prostředí může být přínosem pro různá odvětví. Zejména pro mysliveckou praxi může představovat velmi užitečnou pomoc s vyhledáváním nor v loveckém areálu, případně s rozhodováním o osídlení a neosídlení konkrétní nory, při snaze o tlumení početnosti těchto šelem. Dále může být studium tohoto typu nápomocné i v případě veterinární kontroly parazitů a nemocí přenášených těmito druhy, v rámci ochrany člověka a hospodářských zvířat před nakažením. Studium okupance také poskytuje poměrně přesný odhad populačních trendů (Sarmiento et al. 2011) a může tak pomoci s případným managementem. Nejpřesnější výsledky jsou obvykle interpretovány pomocí odchyťových metod s následným monitoringem jednotlivých jedinců se sledovacím zařízením, případně s pomocí fotopastí. Tyto metody jsou však, na rozdíl od mnou použité metody, invazivní a finančně náročné.

Ztráta přirozeného prostředí, fragmentace a degradace krajiny jsou pro šelmy a živočichy obecně největší světovou hrozbou (Mortelliti et al. 2010). Z tohoto důvodu významně klesá početnost velkých šelem, které představují vrcholové predátory (Roemer et al. 2009). Na konce potravních řetězců se tak přesouvají středně velké šelmy, mesokarnivoři, které bez přítomnosti velkých šelem postrádají ve volné přírodě přirozený faktor regulace, a jejich početnost stoupá. To platí především pro lišku, jejíž početnost v posledních letech roste i přes veškerou snahu o snižování počtu jedinců. Je potřeba populace mesokarnivorů

sledovat a na základě výsledných dat zvolit odpovídající management. Studium habitatových preferencí a okupance nor by mohla zmíněná data poskytnout.

6 Literatura

- Anděra, M. a Gaisler, J. 2012: Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Praha, Academia, 285 s.
- Asprea, A. a De Marinis, A. M. 2005: The diet of the badger *Meles meles* (Mustelidae, Carnivora) on the Apennines (Central Italy). *Mammalia*, 69 (1): 89–95
- Baker, P. J. a Harris, S. in Macdonald, D. W. & Sillero-Zubiri, C. 2004: The biology and conservation of wild canids. Oxford, Oxford University Press, 465 s.
- Bartoň, K. 2018: MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.40.4
- Bates, D., Bolker, M. B., Mächler, M. a Walker, S. C. 2015: Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1–48
- Boitani, L. a Powell, R. A. 2012: Carnivore ecology and conservation: A handbook of techniques. Oxford, Oxford University Press, 506 s.
- Bouchez-Zacria, M., Courcoul, A., Jabert, P., Richomme, C. a Durand, B. 2017: Environmental determinants of the *Mycobacterium bovis* concomitant infection in cattle and badgers in France. *European Journal of Wildlife Research*, 63 (5): 74
- Bouchner, M. 2003: Stopy zvířet: Kapesní průvodce. Praha, Ottovo nakladatelství. 263 s.
- Breheny, P. a Bruchett, W. 2017: Visualization of regression models using visreg. *The R Journal*, 9: 56–71
- Bryl, M. a Matyáščík, T. 2001: Carnivora – Šelmy. [online]. 2018. [cit. 2018-03-01] Dostupné z: <http://www.savci.upol.cz/selmy.htm>
- Burnham, K. P. a Anderson, D. R. 2002: Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, Springer-Verlag, 488 s.
- Byrne, A. W., O’Keeffe, J., Sleeman, D. P., Davenport, J. a Martin, S. W. 2013: Impact of culling on relative abundance of the European badger (*Meles meles*) in Ireland. *European Journal of Wildlife Research*, 59: 25–37
- Cove, M. V., Jones, B. M., Bossert, A. J., Clever, D. R., Dunwoody, R. K., White, B. C. a Jackson, V. L. 2012: Use of camera traps to examine the mesopredator release hypothesis in a fragmented midwestern landscape. *American Midland Naturalist*, 168 (2): 456–465
- Cruz, J., Sarmiento, P. a White, P. C. L. 2015: Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild. *Journal of Mammalogy*, 96 (4): 854–865

- Duduś, L., Zalewski, A., Koziol, O., Jakubinec, Z. a Król, N. 2014: Habitat selection by two predators in an urban area: The stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mammalian Biology*, 79: 71–76
- Červený, J. a kolektiv 2004: Encyklopedie myslivosti. Praha, Ottovo nakladatelství – Cesty. 591 s.
- Červinka, J., Drahníková, L., Kreisinger, J. a Šálek, M. 2014: Effect of habitat characteristics on mesocarnivore occurrence in urban environment in the Central Europe. *Urban Ecosystems*, 17: 893–909
- Český hydrometeorologický ústav, 2018. Měsíční přehledy pozorování. [online]. 2018. [cit. 2018-02-21] Dostupné z: http://www.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_9_Mesicni_data
- Dykyj, I. 2002: The influence of climate, altitude and hydrology on the badger biology in Western Ukraine. *Visnyk of L'viv University Biological Series*, 30: 55–60
- Ehrich, D., Strömeng, M. A. a Killengreen, S. T. 2016: Interference in the tundra predator guild studied using local ecological knowledge. *Oecologia*, 180 (4): 1195–1203
- Fischer, C. a Dunand, F. 2016: 3D topography and structure analysis of three European badger (*Meles meles*) setts from western Switzerland. *Wildlife Biology in Practise*, 12 (3): 26–35
- Goad, E. H., Pejchar, L., Reed, S. E. a Knight, R. L. 2014: Habitat use by mammals varies along an exurban development gradient in northern Colorado. *Biological Conservation*, 176: 172–182
- Goszczyński, J. a Wójtowicz, I. 2001: Annual dynamics of den use by red foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles* in central Poland. *Acta Theriologica*, 46 (4): 407–417
- Goszczyński, J., Jedrzejewska, B a Jedrzejewski, W. 2000: Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology, London*, 250: 495–505
- Habib, B. a Kumar, S. 2007: Den shifting by wolves in semi-wild landscapes in the Deccan Plateau, Maharashtra, India. *Journal of Zoology*, 272: 259-265
- Helldin, J-O a Danielsson, A. V. 2007: Changes in red fox *Vulpes vulpes* diet due to colonisation by lynx *Lynx lynx*. *Wildlife Biology*, 13 (4): 475–480
- Heltai, M., Horváth, Z., Kiss, Á., Nagy, A., Markolt, F., Szentkirályi, P., Lanszki, J., Kozák, L. a Márton, M. 2013: Habitat-dependent burrow preference of the Eurasian badger in its original and new occurrence area of Hungary. *Acta Zoologica Bulgarica*, 65 (4): 487–492

- Hespeler, B. 2009: Lišky a kuny - úspěšný lov. Praha, Grada. 128 s.
- Hipólito, D., Santos-Reis, M. a Rosalino, L. M. 2016: European badger (*Meles meles*) diet in an agroforestry and cattle ranching area of central-west Portugal. *Wildlife Biology in Practise*, 12 (3): 1–13
- Hoffmann, M a Sillero-Zubiri, C. 2016. *Vulpes vulpes*. The IUCN Red List of Threatened Species. [online]. 2018. [cit. 2018-04-04] Dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/details/23062/0>
- Jongepierová, I. et al. 2008: Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains). Veselí nad Moravou, ZO ČSOP Bílé Karpaty. 461 s.
- Jordano, P., Garcia, C., Godoy, J. A. a Garcia-Castaño, J. L. 2007: Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Science*, 14 (09): 3278–3282
- Jumeau, J., Wolf, D., Guthmann, L., Gorlero, N., Burel, F. a Handrich, Y. 2018: The use of military bunkers by the European badger and red fox in Western Europe. *Urban Ecosystems*, 21 (2): 395–403
- Kauhala, K., Laukkanen, P. a von Rége, I. 1998: Summer food composition and food niche overlap of the racoon dog, red fox and badger in Finland. *Ecography*, 21(5): 457–463
- Keuling, O., Greisler, G., Grauer, A., Strauß, E., Bartel-Steinbach, M., Klein, R., Wenzelides, L. a Winter, A. 2011: The German wildlife information system (WILD): population densities and den use of red foxes (*Vulpes vulpes*) and badgers (*Meles meles*) during 2003–2007 in Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 57: 95–105
- Kolektiv OMS, 2014: Penzum znalostí z myslivosti – XIII. vydání. Praha, Druckvo. 880 s.
- Kowalczyk R., Zalewski A. a Jędrzejewska B. 2004: Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Acta Theriologica*, 49 (1): 75–92
- Kowalczyk, R., Jędrzejewska, B., Zalewski, A. a Jędrzejewski, W. 2008: Facilitative interactions between the Eurasian badger (*Meles meles*), the red fox (*Vulpes vulpes*), and the invasive racoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology*, 86 (12): 1389–1396
- Kranz, A., Abramov, A. V., Herrero, J. a Maran, T. 2016. *Meles meles*. The IUCN Red List of Threatened Species. [online]. 2018. [cit. 2018-04-04] Dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/details/29673/0>

- Kurek P. 2011: Spatial distribution of badger (*Meles meles*) setts and fox (*Vulpes vulpes*) dens in relation to human impact and environmental availability. *Acta Zoologica Lituanica*, 21 (1): 17–23
- Lanszki, J. a Heltai, M. 2010: Food preferences of golden jackals and sympatric red foxes in European temperate climate agricultural area (Hungary). *Mammalia*, 74: 267–273
- Lesmeister, D. B., Nielsen, C. K., Schauber, E. M. a Hellgren, E. 2015: Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in midwestern North America. *Wildlife Monographs*, 191 (1): 1–61
- Lombardi, J. V., Comer, C. E., Scognamillo, D. a Conway, W. C. 2017: Coyote, fox and bobcat response to anthropogenic and natural landscape features in a small urban area. *Urban Ecosystems*, 20 (6): 1239–1248
- Maas, M., Dam-Deisz, W. D., van Roon, A. M., Takumi, K. a van der Giessen, J. W. 2014: Significant increase of *Echinococcus multilocularis* prevalence in foxes, but no increased predicted risk for humans. *Veterinary parasitology*, 206 (3–4): 167–172
- Macdonald, D. W., Buesching, C. D., Stopka, P., Henderson, J., Ellwood, S. A. a Baker, S. E. 2004: Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). *Journal of Zoology, London*, 263: 385–392
- Márton, M., Markolt, F., Szabó, L. a Heltai, M. 2014: Niche segregation between two medium-sized carnivores in a hilly area of Hungary. *Annales Zoologici Fennici*, 51 (5): 423–432
- Matyáščík, T., Bičík, V. a Řehák, L. 2000: Jezevec lesní: jeho biologie a význam v ekosystému. Praha, Venator, 191 s.
- Merunková, K, Preislerová, Z a Chytrý, M. 2012: White Carpathian grasslands: can local ecological factors explain their extraordinary species richness?. *Preslia*, 84: 311–325
- Ministerstvo zemědělství, 2018. Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře v ČR za rok 2014. [online]. 2018. [cit. 2018-02-21] Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/mze/vyhledavani/index\\$41111.html?query=Ro%C4%8Dn%C3%AD+v%C3%BDkaz+o+honitb%C3%A1ch%2C+stavu+a+lovu+zv%C4%9B%C5%99e+za+rok+2014&segments=eagri](http://eagri.cz/public/web/mze/vyhledavani/index$41111.html?query=Ro%C4%8Dn%C3%AD+v%C3%BDkaz+o+honitb%C3%A1ch%2C+stavu+a+lovu+zv%C4%9B%C5%99e+za+rok+2014&segments=eagri).
- Ministerstvo zemědělství, 2018. Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře v ČR za rok 2015. [online]. 2018. [cit. 2018-02-21] Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/mze/vyhledavani/index\\$41111.html?query=Ro%C4%8Dn%C3%AD+v%C3%BDkaz+o+honitb%C3%A1ch%2C+stavu+a+lovu+zv%C4%9B%C5%99e+za+rok+2015&segments=eagri](http://eagri.cz/public/web/mze/vyhledavani/index$41111.html?query=Ro%C4%8Dn%C3%AD+v%C3%BDkaz+o+honitb%C3%A1ch%2C+stavu+a+lovu+zv%C4%9B%C5%99e+za+rok+2015&segments=eagri).

- Ministerstvo zemědělství, 2018. Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře v ČR za rok 2016. [online]. 2018. [cit. 2018-02-21] Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/mze/vyhledavani/index\\$41111.html?query=Ro%C4%8Dn%C3%AD+v%C3%BDkaz+o+honitb%C3%A1ch%2C+stavu+a+lovu+zv%C4%9B%C5%99e+za+rok+2016+&segments=eagri](http://eagri.cz/public/web/mze/vyhledavani/index$41111.html?query=Ro%C4%8Dn%C3%AD+v%C3%BDkaz+o+honitb%C3%A1ch%2C+stavu+a+lovu+zv%C4%9B%C5%99e+za+rok+2016+&segments=eagri).
- Mori, E., Menchetti, M. a Balestrieri, A. 2015: Interspecific den sharing: a study on European badger setts using camera traps. *Acta Ethologica*, 18 (2): 121–126
- Mortelliti, A. a Boitani, L. 2008: Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 23: 285–298
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Rondinini, C. a Boitani, L. 2010: Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities. *Mammal Review*, 40 (2): 125–154
- Mos, J., Heitkönig, I. M. A. a van Wieren, S. E. 2014: The spring diet of badgers in two contrasting habitats in the Netherlands. *Lutra*, 57 (1): 17–24
- Murdoch, J. D., Davie, H., Munkhchuluun, G. a Reading, R. P. 2016: Factors influencing red fox occupancy probability in central Mongolia. *Mammalian Biology*, 81 (1): 82–88
- Mysłajek, R. W., Nowak, S., Rozen, A., Kurek, K., Figura, M. a Jedrzejewska, B. 2016: Ecology of the European badger (*Meles meles*) in the Western Carpathian Mountains: a review. *Wildlife Biology in Practise*, 12 (3): 36–50
- Myslivost, 2018. Doby lovu zvěře. [online]. 2018. [cit. 2018-03-01] Dostupné z: <http://www.myslivost.cz/Pro-myslivce/INFORMACE-pro-myslivce/Doby-lovu-zvere>
- Obidziński, A., Pabjanek, P. a Medrzycki, P. 2013: Determinants of badger *Meles meles* sett location in Białowieża Primeval Forest, northeastern Poland. *Wildlife Biology*, 19: 48–68
- Padial, J. M., Avila, E. a Sanchez, J. M. 2002: Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67 (3): 137–146
- Panek, M. a Bresiński, W. 2002: Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta Theriologica*, 47 (4): 433–442
- Pavlačík, L., Literák, I., Klimeš, J. a Bojková, M. 2004: Use of human buildings by Eurasian badgers in Moravskoslezské Beskydy Mountains, Czech Republic. *Acta Theriologica*, 49 (4): 567–570

- Polis, G. A., Sears, A. L. W., Huxel, G. R., Strong, D. R. a Maron, J. 2000: When is a trophic cascade a trophic cascade?. *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (11): 473–475
- Prigioni, C. a Deflorian, M. Ch. 2005: Sett site selection by the Eurasian badger *Meles meles* in an Italian Alpine area. *Italian Journal of Zoology*, 72 (1): 43–48
- Prigioni, C., Balestrieri, A., Remonti, L. a Cavada, L. 2008: Differential use of food and habitat by sympatric carnivores in the eastern Italian Alps. *Italian Journal of Zoology*, 75 (2): 173–184
- R Core Team 2017: A langure and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. Vienna, Austria
- Revilla, E., Palomares, F. a Fernández, N. 2001: Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badger (*Meles meles*) in a low density area. *Journal of Zoology*, 255 (3): 291–299
- Rodríguez, A., Martín, R. a Delibes, M. 1996: Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Acta Theriologica*, 41 (1): 59-72
- Roemer, G. W., Gompper, M. E. a van Valkenburgh, B. 2009: The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 59 (2): 165–173
- Rosalino, L. M., Macdonald, D. W. a Santos-Reis, M. 2005: Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water of geology the limiting factor?. *Oikos*, 110: 441–452
- Rota, C. T., Ferreira, M. A. R., Kays, R. W., Forrester, T. D., Kalies, E. L., McShea, W. J., Parsons, A. W. a Millspaugh, J. J. 2016: A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 7 (10): 1164–1173
- Santos, M. J. a Beier, P. 2008: Habitat selection by European badgers at multiple spatial scales in Portuguese Mediterranean ecosystems. *Wildlife Research*, 35: 835–843
- Santos, M. J., Matos, H. M., Palomares, F. a Santons-Reis, M. 2011: Factors affecting mammalian carnivore use of riparian ecosystems in Mediterranean climates. *Journal of Mammalogy*, 92 (5): 1060-1069
- Sarmiento, P. B., Cruz, J., Eira, C. a Fonseca, C. 2011: Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (1): 119–131
- Sheldon, J. W. 1992: Wild dogs: The natural history of the nondomestic Canidae. San Diego, Academic Press, Inc., 248 s.
- Sidorchuk, N. V. a Rozhnov, V. V. 2016: European badger (*Meles meles*) sett site selection in Darwin reserve, north-western Russia. *Wildlife Biology in Practise*, 12 (3): 14–25

- Silva, A. P., Curveira-Santos, G., Kilshaw, K., Newman, C., Macdonald, D. W., Simões, L. G. a Rosalino, L. M. 2017: Climate and anthropogenic factors determine site occupancy in Scotland's Northern-range badger population: implications of context-dependent responses under environmental change. *Diversity and Distribution*, 23 (6): 627–639
- Soe, E., Davison, J., Valdmann, H., Laurimaa, L. a Saarma, U. 2017: Europe-wide biogeographical patterns in the diet of an ecologically and epidemiologically important mesopredator, the red fox *Vulpes vulpes*: a quantitative review. *Mammal Review*, 47 (3): 198–211
- Steinocher, J. 2016: Norování jako jeden z efektivních způsobů lovu. *Myslivost*, 64 (5): 76
- Šálek, M., Drahníková, L. a Tkadlec, E. 2015: Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. *Mammal Review*, 45: 1–14
- Škaloud, V. 2009: Liška a větší šelmy: Naše srstnatá zvěř. Praha, Brázda. 259 s.
- Tkadlec, E. 2008: Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Olomouc, Univerzita Palackého, 400 s.
- Verdade, L. M., Rosalino, L. M., Gheler-Costa, C., Pedroso, N. M. a Lyra-Jorge, M. C. 2011: Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes in Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. (1–38) in Rosalino, L. M. a Gheler-Costa, C. 2011: Middle-sized carnivores in agricultural landscapes. New York, Nova Science Publishers, 192 s.
- Vochozka, V. 2008: Stavy lišek. Stavy drobné zvěře. Bezkontaktní norování. CO SE DÁ DĚLAT?!. *Myslivost*, 56 (8): 14–17
- Zabala, J., Garin, I., Zuberogoitia, I. a Aihartza, J. 2002: Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 69 (3): 233–238
- Zakharov, E. S., Safronov, V. M., Koryakina, L. P. a Smetanin, N. N. 2016: The ecology of the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in the middle Lena river basin. *Russian Journal of Ecology*, 47 (4): 392–398