

UNIVERZITA KARLOVA
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Geografie

Studijní obor: Fyzická geografie a geoinformatika



Eliška Janoušková

**KONEKTIVITA HABITATŮ VELKÝCH ŠELEM V ČÁSTI
RUMUNSKÝCH KARPAT**

HABITAT CONNECTIVITY OF LARGE CARNIVORES IN ROMANIAN CARPATHIANS

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha, 2019

Zadání bakalářské práce

Název práce/Title

Konektivita habitatů velkých šelem v části rumunských Karpat

Habitat connectivity of large carnivores in romanian Carpathians

Klíčová slova/Key words

prostupnost krajiny – fragmentace krajiny - velké šelmy - Karpaty

landscape permeability – landscape fragmentation – large carnivores - Carpathians

Cíle práce/Goals

- Rešerše problematiky hodnocení prostupnosti krajiny a míry její fragmentace ve vztahu k dálkovým migracím zejm. velkých šelem
- Analýza současného stavu prostupnosti krajiny ve vybraných modelových územích ve vztahu k postupující fragmentaci krajiny liniiovými stavbami
- Analýza prostorových a habitatových nároků velkých šelem v Karpatech a v návazných migračních zónách a koridorech

Aims of thesis

- Research about the issue of assessment of the landscape permeability and the scale of its fragmentation in relation to remote migration of especially large carnivores
- Analysis of current statement of the landscape permeability in selected model territories in relation to the progressive landscape fragmentation by line structures
- Analysis of spatial and habitat requirements of large carnivores in the Carpathians and in the consecutive migration zones and corridors

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

- Rešerše problematiky prostupnosti a fragmentace krajiny, zhodnocení vhodných metod a nástrojů (least cost path, circuit theory, step selection function atd.)
- Stručná charakteristika rumunských Karpat včetně návazných území potenciální disperze
- Příprava relevantních podkladů pro hodnocení struktury habitatů v modelových územích – využití zdrojů Copernicus

- Základní habitatová analýza výskytu zájmových druhů velkých šelem ve vztahu k faktorům prostředí a faktorům antropogenního rušení, zhodnocení migračních a prostorových nároků velkých šelem
- Zhodnocení prostupnosti krajiny modelových území ve vztahu k habitatům velkých šelem

Working methods, areas of interest, data sources

- Research about the issue of landscape permeability and landscape fragmentation, the evaluation of proper methods and tools (least cost path, circuit theory, step selection function etc.)
- Brief characterisation of model romanian of Carpathians including consecutive territories potential dispersion
- Preparation of relevant base for assessment habitats structure in model territories - use of dates from Copernicus
- Basic habitat analysis of occurrence special-interest species of large carnivores in relation to environment factors and factors of anthropological disturbance, the assessment of spatial and migration requirements of large carnivores
- Evaluation of landscape permeability of model territories in relation to the habitats of large carnivores

Datum zadání:

15.11.2018

Podpis studenta

Podpis vedoucího práce

Eliška Janoušková

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího katedry

Konektivita habitatů velkých šelem v části rumunských Karpat

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá konektivitou krajiny a postupujícím jevem fragmentace, která znemožňuje živočichům pohyb v krajině. Problematika konektivity krajiny je aktuálním tématem ochrany přírody, vzhledem k dynamickému rozvoji nových silnic a dálnic. Cílem práce je identifikace jádrových oblastí výskytu velkých šelem v modelovém území rumunské části Západních Karpat a jejich vzájemné propojení migračními koridory. Na základě nálezových dat medvěda hnědého, vlka obecného a rysa ostrovida a faktorů prostředí byla prostřednictvím habitatového modelu *Maxent* hodnocena vhodnost prostředí pro výskyt těchto šelem. S využitím nástroje *Linkage mapper* byly na základě cest nejnižších nákladů identifikovány potenciální migrační koridory mezi jádrovými oblastmi výskytu. Výsledky potvrzují, že rozsáhlé oblasti lesů jsou zasaženy postupnou fragmentací a tudíž je ohrožena jejich vzájemná konektivita.

Klíčová slova: prostupnost krajiny – fragmentace krajiny - velké šelmy - Karpaty

Habitat connectivity of large carnivores in romanian Carpathians

Abstract

This bachelor thesis deals with the landscape connectivity and the progressing phenomenon of fragmentation, which prevents animals from moving in the landscape. The issue of connectivity of the landscape is a current theme of nature protection, given the dynamic development of new roads and highways. The aim of this work is to identify the core areas of large carnivores in the model area of the Romanian part of the Western Carpathians and their interconnection through migration corridors. Based on the findings of the brown bear, wolf and lynx and environmental factors, the suitability of the environment for the occurrence of these carnivores was evaluated using the *Maxent* habitat model. Using the *Linkage mapper* tool, potential migration corridors between core occurrence areas have been identified based on the lowest cost paths. The results confirm that bear, wolf and lynx prefer areas with little anthropogenic alteration. For this reason, their occurrence and maintenance of genetic variability depends on landscape connectivity.

Key words: landscape permeability – landscape fragmentation – large carnivores - Carpathians

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne.....

.....

Eliška Janoušková

Poděkování

Tímto bych zde ráda poděkovala všem, kteří mě po celou dobu zpracovávání mé bakalářské práce i studia podporovali. Mezi ně musím jmenovat svou úžasnou rodinu, přátele i svého přítele, protože mi všichni byli obrovskou oporou. Zároveň bych moc ráda poděkovala svému školiteli RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D., kterého si nesmírně vážím nejen za jeho odborné a cenné rady v průběhu naší spolupráce, ale také jako osobnosti jako takové.

Obsah

Seznam obrázků.....	9
Seznam tabulek.....	9
Seznam příloh	9
1. Úvod.....	11
1.1 Cíle práce.....	12
2. Fragmentace krajiny.....	13
2.1 Migrační bariéry.....	14
3. Prostupnost krajiny.....	16
3.1 Průchody.....	16
3.1.1 Faktory ovlivňující vhodnost průchodů.....	17
3.2 Hodnocení a modelování prostupnosti krajiny.....	18
3.2.1 Least cost path theory – teorie nejnižších nákladů.....	18
3.2.2 Circuit Theory – teorie obvodů.....	19
3.2.3 Step selection function	20
4. Habitatové a migrační nároky velkých šelem.....	21
4.1 Habitatové nároky medvěda hnědého	21
4.2 Habitatové nároky vlka obecného.....	23
4.3 Habitatové nároky rysa ostrovida.....	24
5. Charakteristika modelového území.....	25
6. Metodické postupy a zdroje dat.....	26
6.1 Habitatový model.....	26
6.2 Modelování koridorů nejnižších nákladů.....	27
7. Výsledky	28
7.1. Habitatový model.....	28
7.2 Modelování koridorů nejnižších nákladů.....	36
8. Diskuze	38
9. Závěr.....	39
Seznam literatury	40
Zdroje dat.....	47
Přílohy	48

Seznam obrázků

Obr. 1: Schématické znázornění primárních ekologických efektů infrastruktury.....	14
Obr. 2: Rozdělení migračních objektů.....	17
Obr. 3: Mapa rezistence krajiny.....	20
Obr. 4: Příklad pohybové dráhy v step selection function.....	20
Obr. 5: Rozšíření medvěda hnědého v Evropě.....	22
Obr. 6: Rozšíření vlka obecného v Evropě.....	23
Obr. 7: Rozšíření rysa ostrovida v Evropě.....	24
Obr. 8: Mapa modelového území.....	25
Obr. 9: Křivky chyby vynechání pro trénovací i testovací data pro medvěda.....	28
Obr. 10: Křivky chyby vynechání pro trénovací i testovací data pro rysa.....	28
Obr. 11: Křivky chyby vynechání pro trénovací i testovací data pro vlka.....	29
Obr. 12: Test performance modelu křivka ROC pro trénovací i testovací data pro medvěda.....	29
Obr. 13: Test performance modelu křivka ROC pro trénovací i testovací data pro rysa.....	30
Obr. 14: Test performance modelu křivka ROC pro trénovací i testovací data pro vlka.....	30
Obr. 15: Jackknife test pro regulovaný trénovací datový soubor vytvořený pro medvěda.....	31
Obr. 16: Jackknife test pro regulovaný trénovací datový soubor vytvořený pro rysa.....	31
Obr. 17: Jackknife test pro regulovaný trénovací datový soubor vytvořený pro vlka.....	32
Obr. 18: Vliv vstupních proměnných na model pro medvěda.....	34
Obr. 19: Vliv vstupních proměnných na model pro rysa.....	35
Obr. 20: Vliv vstupních proměnných na model pro vlka.....	36
Obr. 21: Migrační koridory nejnižších nákladů vlka obecného.....	36
Obr. 22: Migrační koridory nejnižších nákladů medvěd hnědý.....	36
Obr. 23: Migrační koridory nejnižších nákladů rysa ostrovida.....	37

Seznam tabulek

Tab. 1: Tabulka migračních objektů.....	15
---	----

Seznam příloh

Mapa 1: Dopravní síť modelového území.....	48
Mapa 2: Hustota lesního pokryvu modelového území.....	49

Mapa 3: Krajinný pokryv modelového území.....	50
Mapa 4: Nadmořské výšky v modelovém území.....	51
Mapa 5: Vertikální heterogenita modelového území.....	52
Mapa 6: Vzdálenost od sídel	53
Mapa 7: Vzdálenost od silnic.....	54
Mapa 8: Výskyt vlka obecného.....	55
Mapa 9: Výskyt medvěda hnědého.....	56
Mapa 10: Výskyt rysa ostrovida.....	57
Mapa 11: Habitatový model medvěda hnědého.....	58
Mapa 12: Habitatový model rysa ostrovida.....	59
Mapa 13: Habitatový model vlka obecného.....	60
Mapa 14: Migrační koridory nejnižších nákladů medvěda hnědého.....	61
Mapa 15: Migrační koridory nejnižších nákladů rysa ostrovida.....	62
Mapa 16: Migrační koridory nejnižších nákladů vlka obecného.....	63

1. Úvod

Karpaty patří mezi oblasti málo obydlené a fragmentované v porovnání s ostatními oblastmi evropského kontinentu. Z tohoto důvodu je třeba zachovat konektivitu karpatského pohoří, aby byl zajištěn volný průchod živočichům, vyžadujícím dálkové migrace. V Karpatském oblouku se nacházejí plochy nenarušených biotopů a díky tomu se zde vyskytuje kolem 8 000 medvědů, 4 000 vlků a 3 000 rysů (Webster et al., 2001). Nehledě na tento fakt jsou Karpaty rozdělovány rozšiřující se sítí dálnic a silnic, znemožňující vzájemnou komunikaci mezi jednotlivými populacemi živočichů. Stavba nových silnic a dálnic nám umožňuje lepší a rychlejší pohyb krajinou a je brána společností jako pozitivní a samozřejmý jev dnešní dynamicky se rozvíjející doby, který můžeme sledovat i v evropských pohořích například Alpách.

Z hlediska populací velkých šelem je snaha evropských států o zvýšení životní úrovně neblahým jevem, který znemožňuje průchodnost krajiny čím dál více. V posledních letech však můžeme sledovat postupné zotavování stavů šelem, k tomu přispívá i fakt, že ve většině evropských státech je lov velkých šelem zakázán (Chapron et al., 2014). Ochrana těchto živočichů je klíčová k udržení přirozené rovnováhy v lesních ekosystémech. Velké šelmy totiž redukuje počty spárkaté zvěře a tím udržují rovnováhu v rámci lesních ekosystémů. Mnoho výzkumů dokázalo, že vlci a rysy loví převážně slabé či nemocné kusy. Z uvedených příkladů vyplývá, že funkce velkých šelem v ekosystému není jen selektivní, ale také sanitární (Kutal, 2009).

1.1 Cíle práce

Tato práce má za cíl představit a popsat problematiku konektivity krajiny úzce spojenou s postupující fragmentací krajiny na základě stručné rešerše. Rešerše se zabývá průchodností krajiny ve vztahu k velkým šelmám, podpůrným prvkům i faktorům, které mohou velkým šelmám i dalším živočichům umožnit volný pohyb v krajině. Kromě prostupnosti je zde představena také fragmentace krajiny a její dopady na živočichy. Modelování konektivity krajiny je klíčové k identifikaci migračních bariér a nalezení vhodných koridorů. Z tohoto důvodu jsou v druhé polovině rešeršní části představeny příklady modelování prostupnosti krajiny. Závěrečná část je věnována migračním a habitatovým nárokům velkých šelem.

Dalším cílem této práce je analýza prostorových a habitatových nároků velkých šelem v modelovém území Karpat, která zobrazuje lokality možného výskytu a potenciální distribuci modelového druhu velkých šelem.

2. Fragmentace krajiny

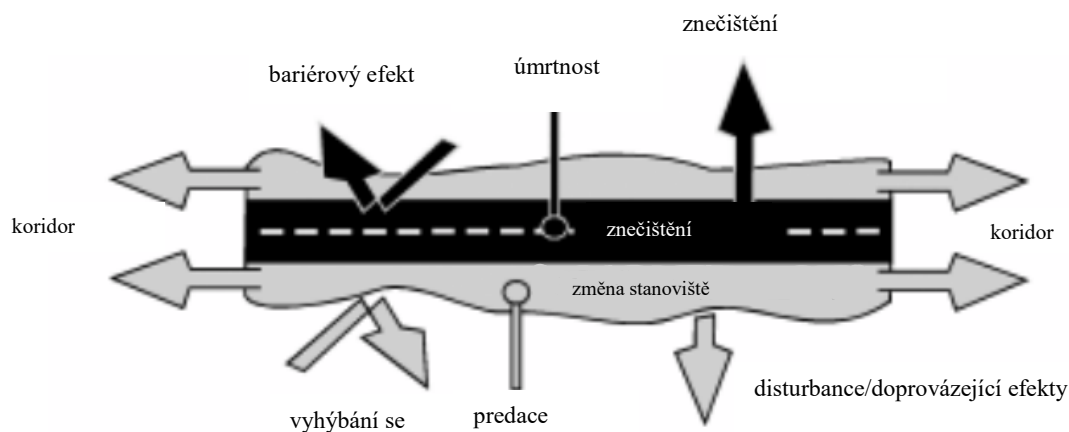
Ničení a rozdělování přírodních ekosystémů na menší části jsou primárními příčinami poklesu globální biodiverzity vedoucí k jevu označovaném fragmentace krajiny (Haddad et al. 2015). Pokud je původní stanoviště zničeno, může po něm zůstat několik fragmentů, které od sebe mohou být odděleny antropogenně upravenou krajinou (Primack, 2001). Důsledkem je izolovanost prostředí a omezené možnosti komunikace populací volně žijících živočichů s okolím (Anděl, Mináriková, Andreas (eds.), 2010). V tomto typu krajiny znemožňuje fragmentace stanovišť přenos genů mezi populacemi a zastavuje tak jejich rozšíření na nová stanoviště, čímž vzniká hlavní hrozba pro přežití mnoha rostlinných a živočišných druhů (Aurambout, 2003). Ztráta vhodných lokalit mění rozmístění zdrojů potravy a může ovlivnit vzorce chování zvířat, a také schopnosti získat potřebné zdroje k přežití (Cushman et al., 2015). V posledních desetiletích je krajina ovlivňována antropogenními aktivitami více než kdy dříve. Kromě přírodní krajiny, formované pouze přírodními procesy zde převažuje kulturní krajina (Lipský, 1998).

Při fragmentaci krajiny dochází k jevu označovaném „ostrovni efekt“, který vychází z teorie ostrovni biogeografie. Teorie ostrovni biogeografie byla formulována v 60. letech 20. století, a i přesto, že se původně vztahovala na ostrovy v oceánu, lze tento model aplikovat i na enklávy v krajině (Gordon, Forman, 1993). Ústředním tématem, kterým se teorie zabývá je závislost počtu druhů na ploše. Na ostrovech s větší rozlohou najdeme více druhů než na ostrovech menších (Primack, 2001). Gordon, Forman (1993) uvádějí dodatečný předpoklad, že ostrovy, které se nacházejí v blízkosti pevniny, by měly mít větší druhovou diverzitu než ostrovy izolované, protože rychlost kolonizace blízko ležících ostrovů je nižší. Prodlužování okrajů zbylých habitatů tzv. okrajový efekt (*edge effect*) - je dalším negativním faktorem spojeným s procesem fragmentace. Přejídnové území mezi dvěma ekosystémy bývá někdy označováno jako ekoton. I přesto, v některých případech ekoton zvyšuje biodiverzitu, jelikož pro živočichy z obou habitatů může ekoton představovat vhodné prostředí. V případě fragmentace krajiny ale vzniklý okraj vhodné prostředí nepředstavuje (Kolář, 2012). Ve snaze vyrovnat se se současnou fragmentací a ztrátou budoucích stanovišť stanovila většina zemí s Karpaty rámec pro rozvoj ekologické sítě, včetně legislativy, územního plánování a politických cílů (Kozak et al., 2013). Cílem je zamezit budování dalších antropogenních bariér a aplikovat možná řešení, jak již vzniklými bariérami umožnit průchod živočichům, zejména velkým savcům.

2.1 Migrační bariéry

Migrační bariéry jsou přírodní a antropogenní struktury, které snižují možnosti toku energií v krajině (Fu et al., 2010). Migrační bariéry rozdělují fragmentaci na dva typy - fragmentaci vytvořenou plošnými stavbami a fragmentaci vytvořenou liniovými stavbami. Anděl, Mináriková, Andreas (eds.) (2010) rozdělili migrační bariéry z řady hledisek, kterými je třeba se zabývat, a to odpor bariéry, doba působení a typ objektu s bariérovým efektem v krajině. Přírodním disturbancím jsou živočichové schopni se přizpůsobit lépe než antropogenním změnám v krajině. Zároveň s rostoucí fragmentací krajiny je snižována schopnost živočichů těmto disturbancím a katastrofickým událostem odolávat (Watson, 2005).

Mezi tyto bariéry patří z pohledu velkých savců zejména zástavba, oplocení, nevhodné biotopy a také komunikace (Anděl et al., 2017). Negativní dopady vysoké hustoty silnic, železnic a dalších infrastruktur v krajině Evropy na populace volně žijících živočichů stále narůstají (Kaczensky et al., 2003). Tvorba i údržba komunikací má přímé i nepřímé účinky (Mikusioski et al., 2007). Důležitým nepřímým efektem rozvoje dopravních infrastruktur je, že zpřístupněním přírodních zdrojů je navíc ovlivněn celkový stupeň přirozenosti prostředí (Mikusioski et al., 2007). Oblast dopadu silniční dopavy je definována jako oblast, ve které ekologické vlivy silnic a dopavy zasahují do přilehlé krajiny (Eigenbrod et al., 2009) znečištění hlukem, světlem, chemickými látkami a modifikací stanovišť (Forman, Deblinger, 2000).



Obr. 1: Schematické znázornění 5 primárních ekologických efektů infrastruktury: Ztráta a transformace stanovišť, poruchy způsobené znečištěním a hraničními efekty, bariérový efekt, úmrtnost v důsledku dopavy a vliv koridoru (Seiler, 2001)

Podle Anděla et al., (2017) lesní ekosystémy obývá celá řada různorodých skupin druhů, od bezobratlých přes obojživelníky a plazy až po ptáky či savce. Je zjevné, že rozšiřování dopravní a sídelní infrastruktury přispívá k fragmentaci krajiny, která značně snižuje migrační prostupnost pro živočichy zejména pro velké šelmy, které mají vysoké prostorové nároky. Z tohoto důvodu jsou ideálními modelovými druhy a mohou být indikátory prostupnosti krajiny (Šťovíčková 2011). Z těchto tvrzení lze usuzovat, že ochrana konektivity krajiny pro velké savce, garantuje propojení lesních ekosystémů a jejich rovnováhu. Prostupnost je velmi složité kategorizovat, od absolutní průchodnosti po nepřekonatelnou migrační bariéru. Jako příklad jednoho z těchto rozdělení je možné vidět v následující tabulce.

úsek migračního koridoru	označení	hodnocení kritického místa z hlediska jeho průchodnosti
území s bariérami	K1	území s nepřekonatelnou bariérou (kritické místo)
	K2	území s významnou bariérou (problémové místo)
	K3	území s bariérou středního významu
území průchodné	P	území průchodné (s malým rušivým vlivem)
	PZ	území průchodné zcela, bariérový efekt chybí

Tab. 1: Kategorizace migračních objektů (Hlaváč, Anděl, 2001)

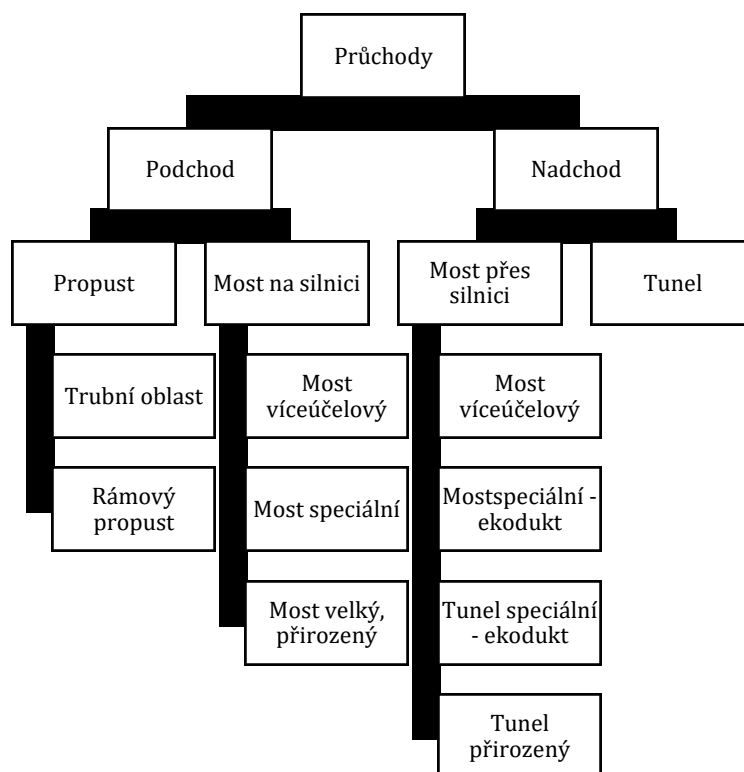
3. Prostupnost krajiny

Pohyb je klíčová strategie, kterou živočichové využívají v rámci svých habitatových nároků vyplývajících z heterogenního rozložení stanovišť (Lele et al., 2014). Prostupnost krajiny tudíž patří k základním faktorům ovlivňujícím migraci a vzájemnou komunikaci mezi jednotlivými populacemi. Prostupnost krajiny neboli její konektivita bývá definována mírou, která usnadňuje či brání pohybu v krajině (Ament, 2014). Závisí na charakteristikách krajiny a pohybových schopnostech druhů, které společně určují propustnost pohybu krajiny pro živočichy. V hodnocení konektivity je propustnost krajiny typicky reprezentována prostřednictvím takzvaného odporového povrchu (*resistance surface*), který odráží výdaje na pohyb daného druhu v určitém prostředí v důsledku behaviorálních a fyziologických faktorů (Ziółkowska et al., 2016). Na konektivitu lze nahlížet ze dvou hledisek: jako na funkční konektivitu, která odkazuje na rozptyl organismů, jež je ovlivněný krajinnou strukturou a krajinnými prvky. A na strukturální konektivitu, jež je založena na prostorovém rozložení habitatových plošek v krajině, jejich blízkostí či přítomností migračních bariér (Baguette, Van Dyck, 2007). Aby bylo možné obnovovat funkční konektivitu krajiny, je třeba tyto migrační bariéry na vhodných místech upravit pro průchod živočichů, zejména velkých savců (Bissonette, Adair, 2008). Podle Anděla et al. (2006) tato kategorie živočichů má zcela mimořádné postavení z hlediska řešení problematiky průchodnosti krajiny, a to z několika důvodů. Například je u této skupiny dálková migrace nadregionálního až evropského formátu a pro zajištění této migrace a propojení mezi oblastmi trvalého výskytu je nezbytné zajišťovat průchodnost dálkových koridorů.

3.1 Průchody

Průchodnost prostředí má pro většinu volně žijících živočichů životně důležitý význam z hlediska hledání potravy nebo komunikace mezi populacemi. Vnitřní motivace organismů, migrovat, se zdá být v některých oblastech významným činitelem, avšak předvídatelnost využití průchodů je velice obtížná (Hlaváč, Anděl, 2007). Při posuzování krajinné prostupnosti a plánování staveb průchodů je nutné brát v potaz využitelnost pro prostorově náročné velké savce. Prostřednictvím volného pohybu jsou totiž schopni lépe reagovat a přizpůsobit se změnám v prostředí, rozšiřovat populace a zejména zachovat potřebnou genetickou rozmanitost (Anděl et al., 2017). K vyhovění těchto potřeb je využíváno například migračních objektů, jejichž parametry a vlastnosti budou popsány níže. Oplocení v

kombinaci se zmírňujícími opatřeními, jako jsou zelené mosty nebo podchody, se ukázalo jako účinné za určitých okolností a pro určité druhy volně žijících živočichů (Kaczensky et al., 2003). Vzhledem k vysoké ceně staveb je nutná snaha o maximální efektivitu a zvážení vhodného umístění ekoduktu. Anděl et al. (2006) uvádí, že o vhodnosti použití nadchodu nebo podchodu rozhodují terénní podmínky a nivelita komunikace.



Obr. 2 – Rozdělení migračních objektů (Radimský 2007), vlastní zpracování

3.1.1 Faktory ovlivňující vhodnost průchodů

Účinnost těchto průchodů nezávisí pouze na umístění migračního objektu, ale je dána velkým množstvím dalších a neméně důležitých faktorů. Lze je shrnout do 4 základních skupin: typ konstrukce, rozměrové parametry, začlenění do okolí a ochrana proti rušivým vlivům provozu na komunikaci (Anděl et al., 2011). Autoři dále uvádí, že častá chyba je zohlednění pouze rozměrových parametrů, což vede často k realizaci velkých nákladných průchodů, bohužel málo účinných. Pro účinnost migračních objektů pro volně žijící živočichy je důležité zvolit správný cílový druh, vytvořit podmínky, které odpovídají požadavkům cílových druhů a vyhnout se rušivému vlivu lidské činnosti (Georgii et al., 2011). Statistické analýzy potvrdily, že mosty minimálně 60 metrů široké jsou pro průchod zvěře efektivnější než mosty užší než 50

metrů, obzvláště v případech velkých savců (Kutal, 2009). V blízkosti průchodů je vhodné instalovat protihlukové zdi a další opatření proti vizuálnímu i zvukovému rušení, přičemž pomoci může i vysazení vegetace.

Kromě protihlukových zdí je neméně důležitý i povrch vytvořený v průchodech. Při pohybu po štěrků mohou být zvířata rušena svými vlastními kroky, nevhodný je též asfaltový povrch (Anděl et al., 2006).

3.2 Hodnocení a modelování prostupnosti krajiny

Důležitou funkcí geoinformačních systémů v krajinné ekologii je nalezení možných migračních koridorů, a tudíž i prostupnost pro populace živočichů, nalezení limitujících bariér a také méně průchodných oblastí. Pro tento účel bylo vyvinuto mnoho modelových přístupů, které se však liší ve své formulaci a předpokladech a mohou se také lišit v možnosti identifikovat důležité oblasti pro zachování konektivity (McClure, Hansen, Inman, 2016). Očekává se, že výběr nejvhodnějšího modelu pro danou aplikaci pomůže zajistit, že omezené zdroje budou moudře investovány a že nejlepší možnosti pro zachování konektivity nebudou ztraceny při pokračujícím rozšiřování využívání krajiny (McClure, Hansen, Inman, 2016).

3.2.1 Least cost path theory – teorie nejnižších nákladů

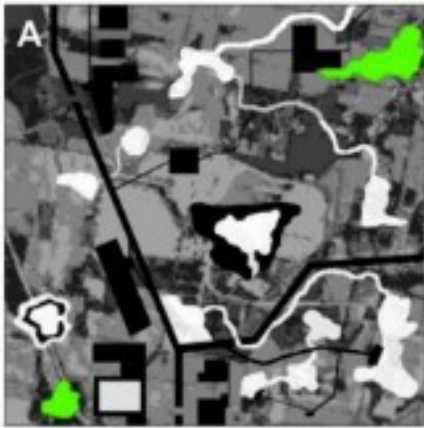
Stanovení ekologických koridorů je klíčové pro snahy o zachování fragmentovaných biotopů. Model *least cost path* vychází z předpokladu, že organismy při pohybu mezi dvěma body volí cestu skrze habitaty, které jsou pro ně nejvhodnější z hlediska průchodnosti, a to i za předpokladu, že tyto habitaty nejsou vhodné z hlediska dalších funkcí (zdroje potravy, podmínky pro rozmnožování, místa pro odpočinek). Z tohoto důvodu se v posledních letech stala dominantním modelovým nástrojem pro hodnocení funkčnosti krajinného propojení, zejména v aplikovaných studiích metoda nejnižších nákladů. Tato metoda dokáže určit úroveň konektivity krajiny, využít algoritmy, které vypočítají spojení mezi 2 oblastmi a najít cesty nejnižších ztrát (Adriaensen et al., 2003). Díky těmto atributům je modelování nejnižších nákladů velmi vhodné pro kvantitativní analýzy krajiny a pro hodnocení efektů budoucích scénářů ohledně konektivity (Cushman et al., 2013). Znázorněním krajiny jako rezistenčního - frikčního povrchu lze vypočítat nejméně nákladnou cestu, která představuje cestu maximální efektivity mezi dvěma místy v závislosti na vzdálenosti a nákladech, s ní spojenými

(Etherington, Holland, 2013). Jak vzdálenost, tak i akumulované náklady na nejméně nákladnou cestu bývají použity jako míra konektivity mezi dvojicemi míst (Etherington, Holland, 2013). Hodnocení vhodnosti habitatu je vytvářeno vzhledem ke krajinnému pokryvu, vzdáleností od sídel a komunikací nebo k topografii. Modelování nejmenších nákladů je založeno na rastru, který se nazývá nákladová plocha, která se používá k reprezentaci problémů spojených s průchodem různých částí modelového území a zobrazení hodnoty rezistence (Etherington, Holland, 2013). Oblast je v mapě rozdělena do pravidelného gridu a buňky s vyššími náklady představují druhově specifické faktory, které brání pohybu, jako je například vyšší riziko úmrtnosti (Etherington, Holland, 2013). Ze středů nově vytvořených buněk je poté spočítána vzdálenost, která je vážena náklady ke středům sousedních buněk (Janin et al., 2009).

3.2.2 Circuit Theory – teorie obvodů

V posledních letech byly koncepty a algoritmy z teorie elektrických obvodů přizpůsobeny k řešení problémů spojených s průchodností krajiny (Shah, McRae 2008). Teorie elektrických obvodů využívá koncept elektrického obvodu a byla představena McRae et al. (2008). Obvodová teorie má pevnou teoretickou základnu vycházející z fyzikálních modelů o elektrických obvodech a je vhodná k propojení poznatků o struktuře krajiny s informacemi o populacích živočichů (McRae, Beier, 2007). Odpor, proud a napětí vypočtené napříč grafy nebo rastrovými mřížkami mohou souviset s ekologickými procesy (jako je individuální pohyb a tok genů), které se vyskytují ve velkých populačních sítích nebo heterogenních krajinách (McRae et al., 2008). McRae et al. (2008) uvádí příklady, jak lze modely využít k předvídaní náhodného pohybu v krajině a k identifikaci důležitých míst a lokalit pro plánování ochrany přírody.

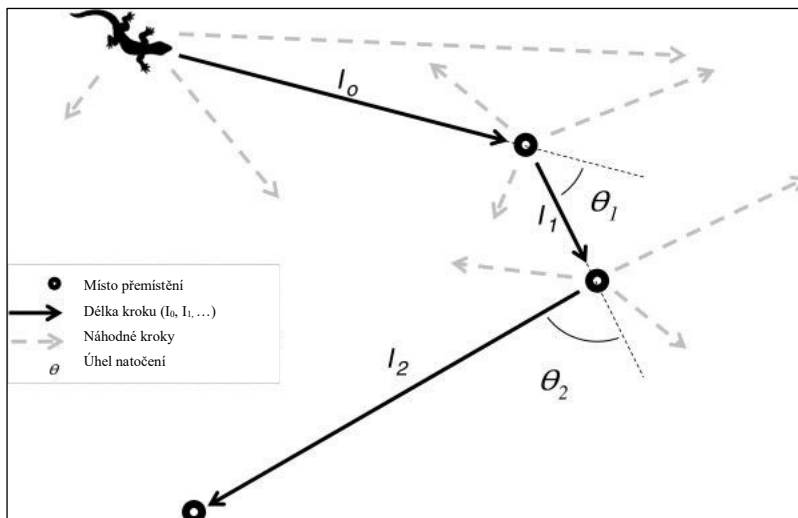
Aplikace teorie obvodů na ekologické problémy je zčásti motivována intuitivním spojením mezi ekologickou a elektrickou konektivitou: jelikož větší množství nebo širší vodiče propojující dva elektrické uzly připojeny rezistory s hodnotou odporu podobně jako v metodě cestovních nákladů, umožňují větší proudový tok, než by umožnil jeden, úzký vodič (Shah, McRae 2008). Základním pojmem, který obvodová teorie převzala z fyziky, je rezistence. Rezistence v souvislosti s touto teorií vyjadřuje odpor, který kladou jednotlivé prvky v krajině.



Obr. 3 - Mapa rezistence krajiny: rezistence se pohybuje od hodnoty 1 (bílé plošky, dobře propustné), k hodnotě 100 (tmavě šedé plošky, špatně propustné). Hodnota rezistence jdoucí do nekonečna je vyznačena černou barvou (kompletně nepropustné bariéry pohybu) (McRae et al., 2012)

3.2.3 Step selection function

Dalším způsobem, který odhaduje pohyb zvířat, a tudíž i míru prostupnosti, je modelovací přístup, konkrétně funkce Step-Selection Function (*SSF*). Ta odhaduje výběr zdrojů živočichy, kteří se pohybují krajinou (Thurfjell, Ciuti, Boyce, 2014). Funkce, kde každý „použitý krok“ (spojující dvě po sobě následující pozorované polohy zvířete) je spojen se sadou „dostupných kroků“ náhodně odebraných z empirické distribuce pozorovaných kroků nebo jejich charakteristiky např. jejich délky a směru (Avgar, Boyce, Potts, 2016). Použité kroky jsou v kontrastu s omezenou doménou náhodných kroků, které charakterizují to, co je „dostupné“ pro zvíře během jeho pohybu prostředím.



Obr. 4 - Příklad pohybové dráhy v SSF. Příklad, jak lze pohybovou dráhu zjednodušit na lineární délku kroku a úhly natočení mezi po sobě následujícími místy v jakémkoli typu zvířete sledovaného vizuálně nebo pomocí zařízení VHF nebo GPS. V tomto příkladu byly 3 náhodné kroky porovnány se skutečnými kroky, které šla ještěrka (Avgar, Boyce, Potts, 2016).

4. Habitatové a migrační nároky velkých šelem

Pro zhodnocení vlivů fragmentace krajiny pro modelové druhy je v první řadě nutné znát aktuální výskyt těchto druhů a pokud možno i početnost a stav jednotlivých populací (Anděl et al., 2017). Jak již bylo řečeno v předchozích kapitolách, nejvíce ohrožené jsou druhy závislé na pravidelných či občasných migracích v rámci velkých okrsků. Vysoká zranitelnost těchto druhů je vysvětlena charakteristickým souborem biologických rysů, které komplikují jejich koexistenci s lidmi, včetně velké tělesné velikosti, dravého chování, vysokých prostorových požadavků nebo nízké míry plodnosti (Purvis et al., 2000). Pro velké šelmy jsou velmi charakteristické dálkové migrace nebo potulky, nejčastěji z důvodů hledání nových území. Obecně platí, že mladí jedinci velkých šelem hledají nová území vyhovující jejich habitatovým nárokům. Každý živočišný druh má ovšem rozdílné habitatové a migrační nároky, což lze jednoduše doložit na srovnání habitatových nároků rysa ostrovida a vlka obecného. Rys ostrovid je z velkých šelem nejvíce citlivý na vhodný habitat a krajinu, kterou migruje. Oproti tomu, vlk nebo medvěd dokáží například překonat větší otevřenou zemědělskou plochu a dokáží na změny v krajině lépe reagovat.

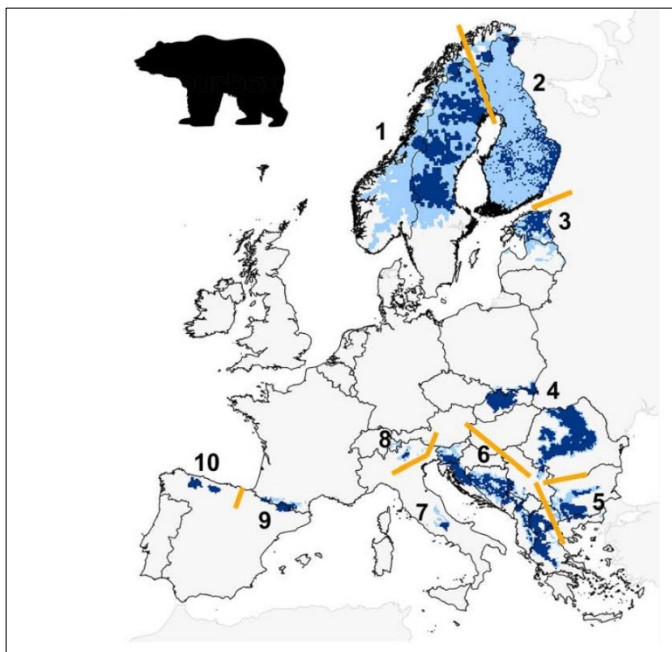
Karpaty jsou jednou z největších přírodních oblastí v Evropě vyznačující se velkým množstvím zalesněných ploch a vysokou biodiverzitou, která je reprezentována posledními velkými evropskými populacemi velkých savců jako například medvěda hnědého (*Ursus arctos*), rysa ostrovida (*Lynx lynx*) nebo vlka obecného (*Canis lupus*) (Linnell et al., 2005).

4.1 Habitatové nároky medvěda hnědého

Medvěd hnědý představuje největší šelmu v rámci karpatského pohoří. Populace medvědů hnědých v Evropě začaly klesat od 16. století, největší pokles můžeme pozorovat během posledních 120 let, i když v posledních desetiletích se některé populace pomalu zotavily (Fernández et al., 2012). Podle Anděla, Minárikové a Andrese (eds.) (2010), druhou nejpočetnější evropskou populací je karpatská populace s 8 100 jedinci, převážná část této populace se nalézá v Rumunsku a je odhadována na 6 000 jedinců. Podle Koren et al. (2011) medvědi upřednostňují obsazení jehličnatých a smíšených horských lesů převážně ze smrku (*Picea abies*), jedle stříbrné (*Abies alba*) a buku (*Fagus sylvatica*). Medvědi potřebují pralesovité porosty s dostatkem padlého dřeva a tlejících pahýlů a smíšené lesy s bohatým podrostem, kde nacházejí potravu a úkryty (Bartošová, 2005).

Medvědi jsou typickými všežravci, živí se převážně rostlinami. Pomocí svého citlivého čichu, cíleně vyhledávají mršiny, které následně konzumují. Na většině evropského kontinentu,

oblasti divočiny vymizely a medvědi hnědí se musí vyrovnat s antropogenním vlivem a rozšiřující se infrastrukturou (Kaczensky et al., 2006). Medvědi se většinou snaží vyhnout lidské přítomnosti a kontaktu s ní (Rode et al., 2006). V původních habitech míra reprodukce populace převyšuje míru úmrtnosti, a proto se noví jedinci stěhují z rodičovských stanovišť (Kobler, Adamic, 1998). Díky své pohyblivosti má medvěd hnědý vysokou selektivní schopnost, proto migrující jedinci obvykle hledají vhodná, ale neobydlená nebo řídce obydlená místa, vzdálená od svého původního stanoviště (Swenson, Dahle, 2003). Výběr nového vhodného prostředí je závislý také na dostupnosti potravy. Na jaře medvěd sestupuje za potravou do nižších poloh, v letních měsících se vrací do vyšších poloh, kde se může vyhnout rušivým vlivům vyvolaným lidskou činností. Nejvhodnější prostředí pro medvědy je charakterizováno především zalesněnými oblastmi a vysoce svažitým terénem, kde je lidská aktivita nízká, naopak vysokohorské oblasti bez vegetace nejsou pro medvědy příliš vhodné (Zajec et al., 2005).

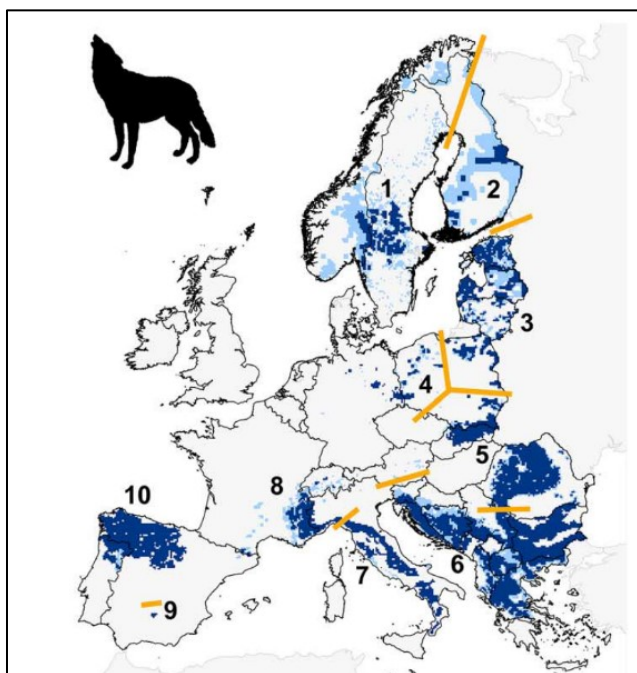


Obr. 5 - Rozšíření medvěda hnědého v Evropě. Tmavě modré oblasti označují oblasti trvalého výskytu a světle modré části sporadický výskyt. Oranžové čáry označují hranice mezi populacemi (Chapron et al. 2014)

4.2 Habitatové nároky vlka obecného

Vlk obecný měl původně holarktické rozšíření, v minulosti obýval celou Euroasii (Anděl et al., 2017), avšak jeho populace byly postupně v různých částech Evropy redukovány. Tyto populace byly pronásledovány zejména v 18. a 19. století (Stronen et al., 2015). Menší izolované populace vlků přežili v jižní Itálii, zatímco větší z nich přebývaly v oblastech východní Evropy (Andrén et al., 2006). Co se týče vhodného habitatu, vlk nemá vysoké habitatové nároky. Dává přednost horskému prostředí v málo přístupném terénu. Ozoliňš, Andersone (2003) uvádí, že vlk upřednostňuje migraci za soumraku, v noci a v místech s omezenějším rušením. Hlavními požadavky jsou dostupnost potravy, vody a bezpečná místa pro odpočinek (Ozoliňš, Andersone, 2003).

Největší kontinuální vlčí populace ve střední Evropě se vyskytuje v karpatských horách a zahrnuje části Rumunska, Ukrajiny, Slovenska a Polska (Wodzimirz, 2005). Vlčí smečka ve střední Evropě má průměrně kolem 4-5 členů (Borowik et al., 2008). Vlci se museli naučit koexistovat s lidmi a jejich úpravám v krajině. Přizpůsobují se antropogenním aktivitám denním či sezónním chováním, jak již bylo řečeno, rozhodujícím faktorem je pro vlky dostupnost kořisti (Anděra, Gaisler, 2012). Potulky jednotlivých živočichů, mohou dosahovat vzdáleností několik set kilometrů, vlci jsou schopni uběhnout denně i 60 kilometrů, při lovu je známa vzdálenost i 200 kilometrů za 24 hodin (Anděl et. al., 2005). Vlci jsou vrcholovými predátory a živí se primárně slabými jedinci kopytníků (Ozoliňš, Andersone, 2003).

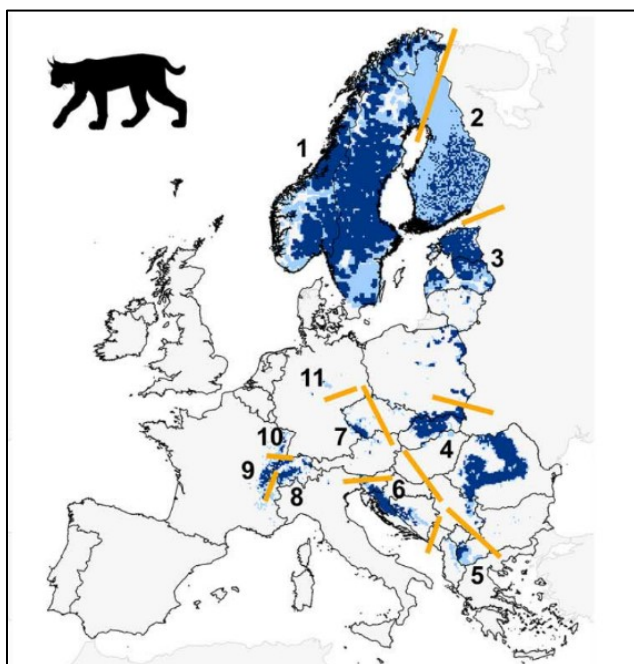


Obr. 6 - Rozšíření vlka obecného v Evropě. Tmavě modré oblasti označují oblasti trvalého výskytu a světle modré části sporadický výskyt. Oranžové čáry označují hranice mezi populacemi (Chapron et al. 2014).

4.3 Habitatové nároky rysa ostrovida

Podobně jako u vlka obecného, byla situace ohledně populace rysů v 18. a 19. století silně redukovány. Díky reintrodukčním programům v několika zemích Evropy se do několika míst v západní a střední Evropě podařilo rysa ostrovida navrátit, mezi úspěšné příklady můžeme uvést Česko, Slovinsko nebo Francii (Anděl, Mináriková, Andreas (eds.), 2010). I přesto budoucí vývoj reintrodukovaných populací rysů, a úspěch těchto iniciativ, je obtížné posoudit z důvodu velkých prostorových požadavků populace rysů a také kvůli dynamice rozšiřujících se populací ve fragmentované krajině (Kramer-Schadt et al., 2005).

Rys je typický lesní živočich, který žije v malém zastoupení a vyžaduje velká teritoria, málo pozměněná člověkem (Niedziałkowska et al., 2006). I přesto je rys schopný překonat vzdálenost mezi dvěma porosty do 1 km a fragmenty lesa o rozloze 1 km² vnímá jako migračně přijatelné (Anděl, Mináriková, Andreas (eds.), 2010). Rozložení a množství potravy je pro výskyt rysa jedním z nejzásadnějších faktorů, které ovlivňují jeho pohyb (Manly et al., 2002). Belotti et al., (2012) se odkazuje na výzkum Linnell et al. (2007), který uvádí, že rys ostrovid je jediný z velkých šelem v rámci Evropy, pro kterého byly vytvořeny významné statistické korelace mezi hustotou zalidnění a historického snižování populací rysa od roku 1800. Tato kočkovitá šelma je důležitou součástí potravního řetězce, loví převážně kopytníky. Vysoká zvěř se živí také mladými stromky a snižováním těchto populací pomáhá rys udržovat přirozenou obnovu lesa.



Obr. 7 - Rozšíření rysa ostrovida v Evropě. Tmavě modré oblasti označují oblasti trvalého výskytu a světle modré části sporadický výskyt. Oranžové čáry označují hranice mezi populacemi (Chapron et al. 2014).

5. Charakteristika modelového území

Zájmová oblast Karpat analyzovaná v této práci se nachází na území Rumunska. Toto území o přibližné velikosti 31 600 km² je klíčové pro migraci velkých šelem v rámci Karpatského oblouku, a proto je nutné zabránit postupujícímu procesu fragmentace krajiny a udržet či zlepšit prostupnost těchto krajín. Do modelové oblasti lze zahrnout pohoří Apuseni, Poiana Ruscă, Banátské hory, které navazují na Jižní Karpaty ze západu. Značná část těchto pohoří je tvořena vápencem. V modelovém území se nejvyšší nadmořské výšky pohybují kolem 2400 m n. m. S vyšší nadmořskou výškou je spojen fakt, že většina území západní části rumunských Karpat je pokryta rozsáhlými lesy. Z tohoto důvodu je oblast osídlena zejména roztroušenými vesnicemi, kde převažuje pastevectví, velká města se většinou nachází na okrajích dílčích pohoří, například v rámci Apusen lze jmenovat Cluj-Napoca, Oradea nebo Deva.



Obr. 8 - mapa modelového území

6. Metodické postupy a zdroje dat

K hodnocení dostupnosti a vhodnosti krajiny pro velké šelmy je nutné využít komplexně hodnotící podmínky prostředí na základě určitých environmentálních proměnných, které byly zpracovány ve dvou softwarech, a to v prostředí GIS a Maxent. Zdroje dat i jejich zpracování je popsáno v následujících kapitolách.

6.1 Habitatový model

Poznání preferencí prostředí a prostorových nároků se jeví jako nezbytný předpoklad účinné ochrany druhu a jeho managementu ve fragmentované kulturní krajině (Romportl et al., 2012). Při studiu ekologických nároků velkých šelem se v posledních letech u habitatové analýzy využívá možností geoinformačních technologií, které mimo jiné umožňují komplexní zhodnocení vztahu výskytu zájmových organismů k relevantním faktorům prostředí (Romportl et al., 2012).

K vytvoření habitatového modelu (*habitat suitability model – HSM*) bylo potřeba zpracovat tyto parametry prostředí:

1. Faktory abiotického prostředí: nadmořská výška, vertikální heterogenita reliéfu, hustota vodních toků, zastoupení lesního pokryvu
2. Faktory krajinného pokryvu: typy krajinného pokryvu, zastoupení zástavby
3. Faktory antropogenního vlivu: vzdálenost ke komunikacím, vzdálenost k sídlům

Pro zpracování habitatového modelu zájmových druhů bylo třeba zpracovat výše uvedené podmínky a charakteristiky přírodního prostředí a posléze je vizualizovat z různých zdrojů dat. K zpracování abiotických podmínek bylo využito digitálního modelu reliéfu EU-DEM v1.1 25 x 25 m. V modelovém území byla vizualizovány hodnoty nadmořské výšky a vertikální heterogenita reliéfu vytvořená pomocí funkce *Focal Statistics*, vyjádřená směrodatnou odchylkou nadmořské výšky. Data týkající se krajinného pokryvu a zástavby byla zpracována z databáze CORINE Land Cover 2018. Dopravní síť byla vytvořena a zpracována z databáze OpenStreetMap. Hustota lesního pokryvu a biotopy mokřadů a vodních ploch byly zpracovány z dat s vysokým rozlišením programu Copernicus Evropské agentury pro životní prostředí (High Resolution Layers: Tree Cover Density (TCD), Wetlands (WET) & Permanent Water Bodies (PWB, 2015). Nálezová data poskytnuta organizací NGO Zarand Association

(Dr. Adrian Juravlea). Do habitatového modelu vstoupilo 172 nálezových dat medvěda hnědého, 46 rýsa ostrovida a 320 nálezových dat vlka obecného.

K vlastnímu zpracování modelu byl využit software *Maxent*, který používá technik maximální entropie, konkrétně sekvenčně aktualizovaných algoritmů, které zvládnou velký počet funkcí (Phillips, Dudík, Schapire, 2004). Veškerá data o environmentálních proměnných (kategorická, kontinuální) i nálezová data o výskytu velkých šelem v rámci modelového území byla převedena do formátu ASCII, aby bylo možné data nahrát do modelu *Maxent*. Výstup byl vybrán logistický, kde se hodnoty pohybují od 0 do 1.

6.2 Modelování koridorů nejnižších nákladů

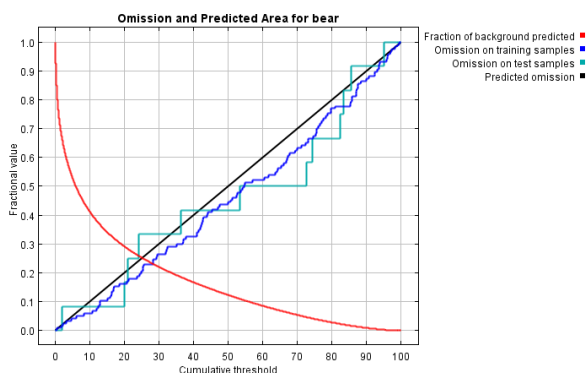
K modelování koridorů nejnižších nákladů byl použit nástroj *Linkage mapper* v rámci programu ArcMap. *Linkage Mapper* poskytuje výstupy modelu v podobě liniových vrstev a zobrazujících koridory nejnižších nákladů (*least-cost path*), ale také rastr vyjadřující alternativní cesty. Mezi vstupní proměnné patřila vrstva jádrových oblastí, převzatá z habitatového modelu pro velké šelmy vytvořeného z modelu *Maxent*. Signifikantní jádrová území, pro která byla vypočítávána míra konektivity, byla definována jako oblast s hodnotou *habitat suitability index* vyšší než 50 % a rozlohou větší než 50 km². Vrstva vyjadřující rezistenci krajiny (*resistance*), byla také převzata z habitatového modelu a překlasifikována, aby data odpovídala rezistenci krajiny.

7. Výsledky

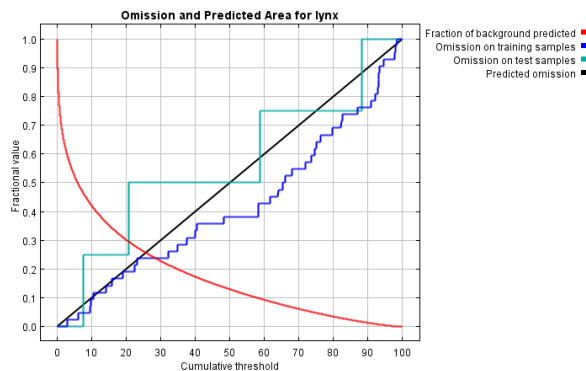
7.1. Habitatový model

Výstup z modelu *Maxent* je rastr, který vyjadřuje vhodnost modelového území pro medvěda hnědého, vlka obecného a rysa ostrovida na základě vstupních enviromentálních proměnných. Na výsledném rastru i dalších grafických výstupech je možné určit charakteristiky reliéfu a jejich vliv na výskyt velkých šelem. Pro posouzení spolehlivosti modelu a jeho výpovědní hodnoty pro využitá vstupní data slouží statistická analýza dat zahrnující test míry vynechání (omission) a test performance modelu. Grafické výstupy obsahují také tzv. *jackknife* graf, který vyjadřuje důležitost vstupních proměnných.

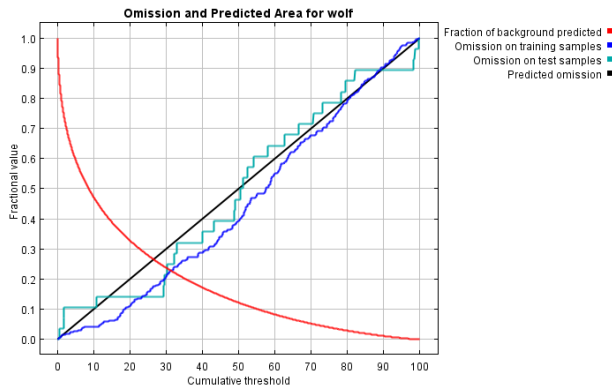
Test míry vynechání vyjadřuje předpokládaný vhodný habitat jako funkci kumulativní prahové hodnoty (*fraction of background predicted*). Křivka *omission* je založena na výpočtu množství míst, které jsou modelem *Maxent* označeny jako nevhodný biotop pro daný druh. Míra vynechání byla vypočtena na trénovacích plochách a testovacích plochách. Míra vynechání by měla být blízká předpokládané míře vynechání z důvodu definice kumulativní prahové hodnoty. Na první pohled je patrné, že křivky testovacích dat (*omission on test samples*) jsou u všech tří šelem velmi zubaté z důvodu malého množství náleзовých dat.



Obr. 9 - Křivky chyby vynechání (omission) pro trénovací i testovací data pro medvěda

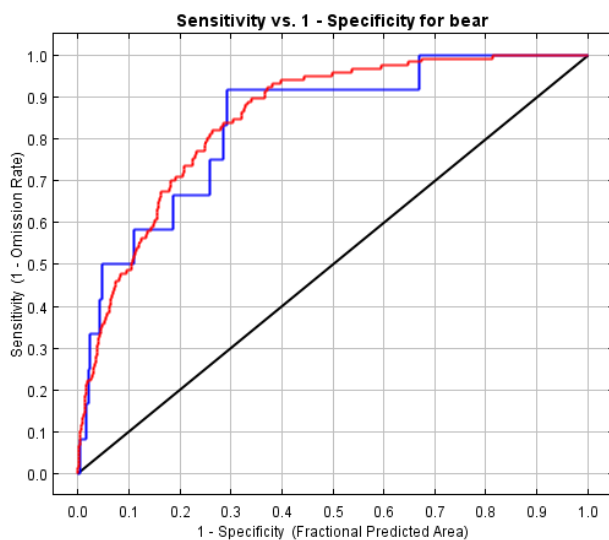


Obr. 10 - Křivky chyby vynechání (omission) pro trénovací i testovací data pro rysa ostrovida

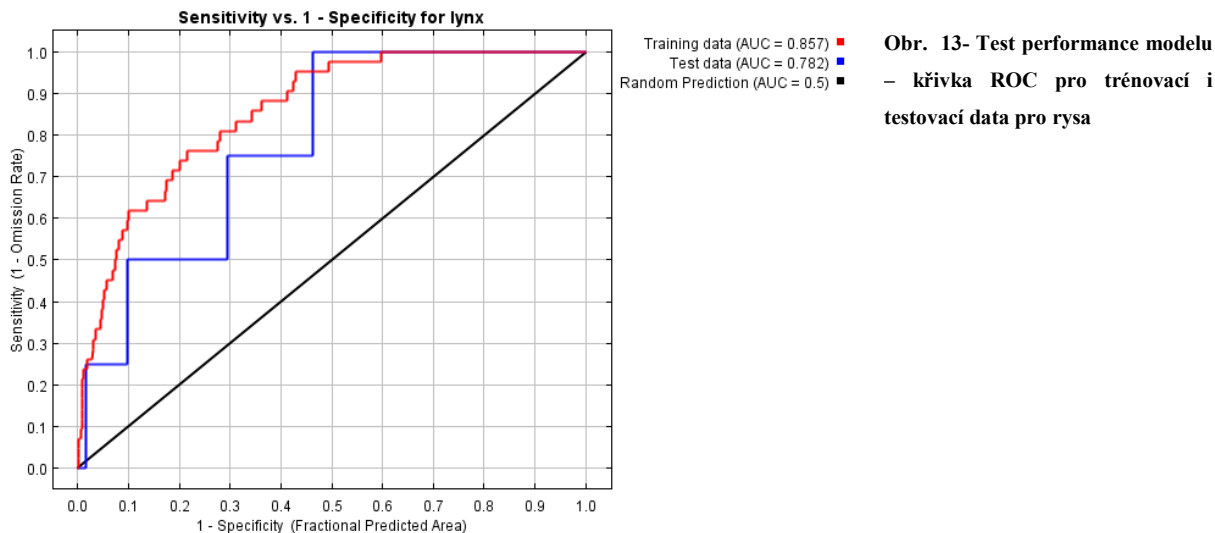


Obr. 11 - Křivky chyby vynechání (omission) pro trénovací i testovací data pro medvěda

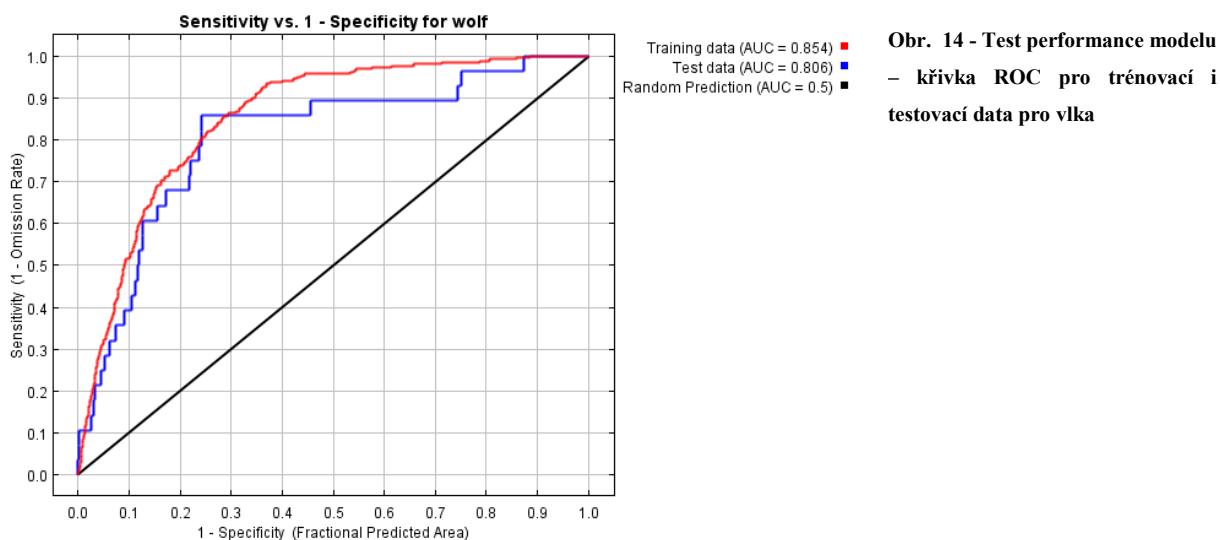
Následující graf udává křivku ROC (*receiver operating characteristic*) přijímače pro trénovací i testovací data. K hodnocení je uvedena plocha pod křivkou ROC (*AUC-area under curve*); jsou-li k dispozici zkušební údaje, standardní chyba AUC na zkušebních údajích je uvedena ve výstupech. Červená (tréninková) čára ukazuje „přízpůsobení“ modelu tréninkovým datům. Modrá (testovací) čára označuje přízpůsobení modelu testovacím datům. Pokud by modrá čára (testovací čára) klesla pod černou křivku, znamenalo by to, že model by byl horší než náhodný. Čím více se modrá křivka blíží směrem k levé horní části grafu, tím lepší je model při předpovídání předpokladů obsažených ve zkušebním vzorku dat. Z grafu pro rysa je zřejmá relativně vyšší výpovědní hodnota modelu, kdy hodnota AUC pro křivku trénovacích dat dosahuje hodnoty 0,857 a pro křivku testovacích dat hodnoty 0,782. Což nelze tvrdit u grafů vytvořených pro medvěda, kde hodnota AUC pro trénovací data je 0,850 a pro testovacích 0,837 a pro vlka, kde hodnota AUC pro trénovací data je 0,854 a pro testovacích 0,806.



Obr. 12 - Test performance modelu křivka ROC pro trénovací i testovací data pro medvěda



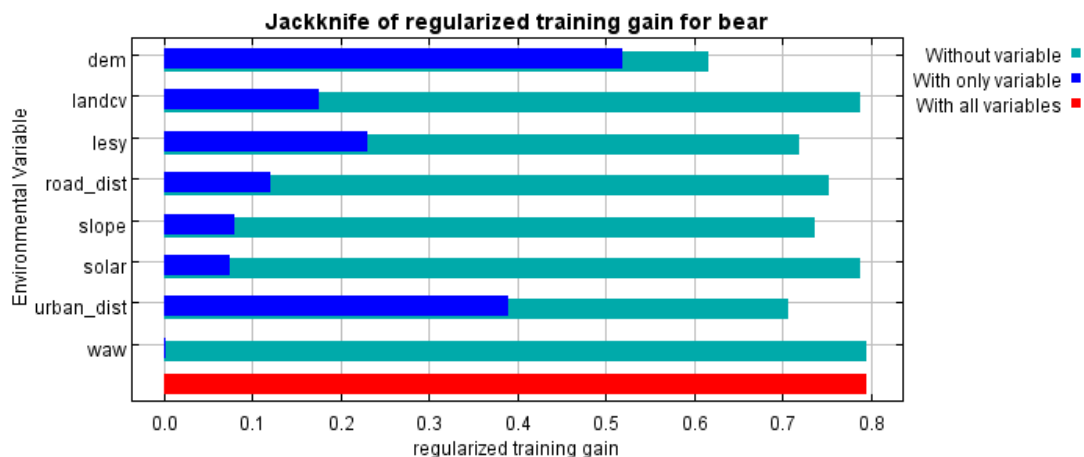
Obr. 13- Test performance modelu
 – křivka ROC pro trénovací i testovací data pro rysa



Obr. 14 - Test performance modelu
 – křivka ROC pro trénovací i testovací data pro vlka

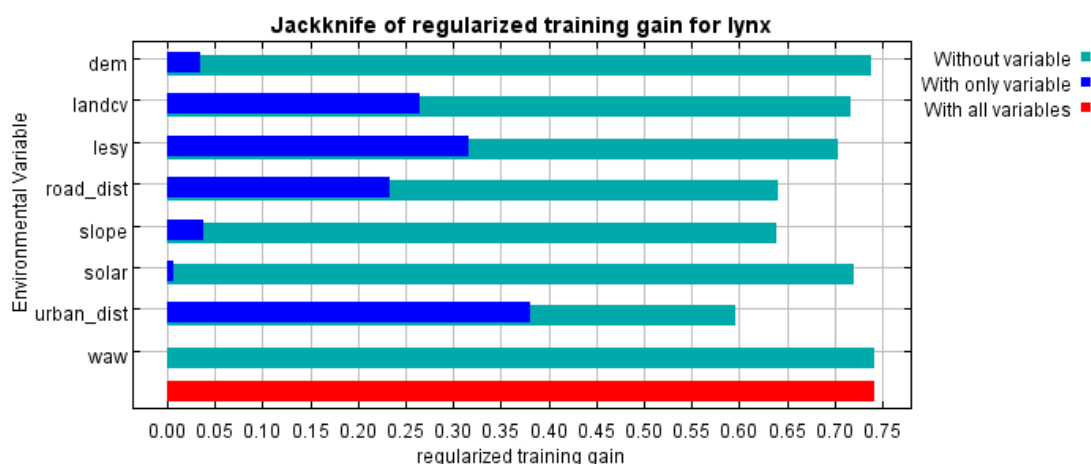
Při tvorbě *jackknife* grafu je každá proměnná vyloučena a model vytvořen se zbývajícími proměnnými. Pak je vytvořen model s použitím každé proměnné izolovaně. Kromě toho je model vytvořen za použití všech proměnných, jako dříve. *Jackknife* graf vypočítal vypovídající hodnotu modelu pro jednotlivé proměnné. Tmavě modrá část grafu vyjadřuje vypovídající hodnotu modelu při vstupu jen dané proměnné, světle modré části pak vypovídající hodnotu modelu při vynechání právě této dané vstupní proměnné. Červená část udává vypovídající hodnotu modelu při využití všech vstupních proměnných.

U medvěda hnědého můžeme pozorovat největší vliv nadmořské výšky (*dem*), která je spojena s větší izolovaností od antropogenních vlivů a vzdáleností od sídel (*urban_dist.*). Významný faktor je hustota lesního pokryvu, oproti tomu vodní plochy a mokřady mají téměř nulovou hodnotu.



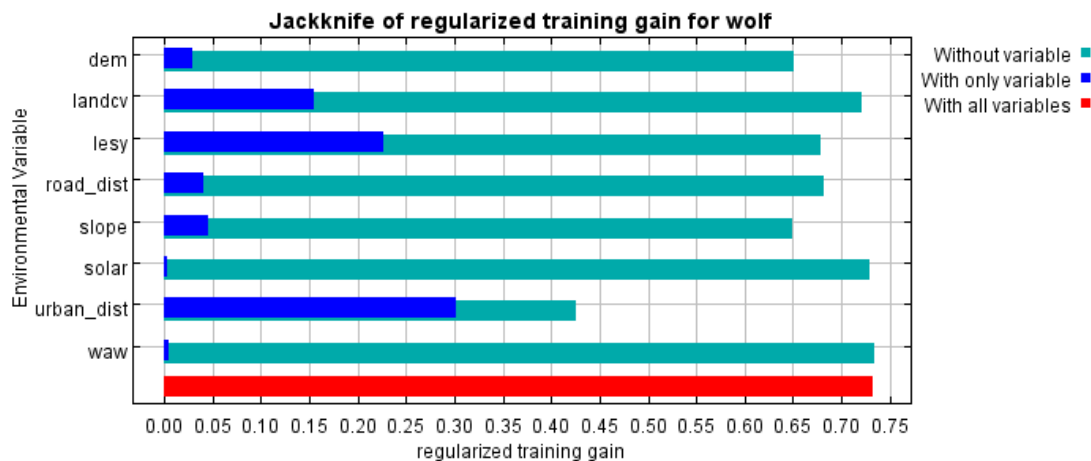
Obr. 15- Jackknife test pro regulovaný trénovací datový soubor vytvořený pro medvěda

Na výskyt rysa ostrovida má největší vliv vzdálenost od sídel (*urban_dist*), hustota lesního pokryvu (*lesy*) a vzdálenost od silnic (*road_dist*). Z tohoto grafu je možné vyčíst, že rys se vyhýbá antropogennímu vlivu mnohem více než medvěd a vlk. Lze to doložit i na hodnotě krajinného pokryvu, která je srovnatelná se vzdáleností od komunikací.



Obr. 16- Jackknife test pro regulovaný trénovací datový soubor vytvořený pro rysa

Jackknife vytvořený pro vlka obecného, přiřazuje nejvyšší důležitost vzdálenosti od sídel a hustotě lesního pokryvu. Nadmořská výška ani vzdálenost od silnic vlka žádným zásadním způsobem neomezuje. Stejně jako u medvěda je vliv vodních toků a mokřadů prakticky zanedbatelný.



Obr. 17- Jackknife test pro regulovaný trénovací datový soubor vytvořený pro vlka

Dalšími výstupy vytvořenými modelem Maxent jsou křivky závislosti predikce daných environmentálních proměnných. Hodnota zobrazená na ose y je předvídaná pravděpodobnost vhodných podmínek, která je navíc zohledněna průměrná hodnota ostatních proměnných. Na ose x jsou zobrazeny hodnoty dané proměnné. V některých případech mohou být křivky nepřesné v důsledku korelace mezi jednotlivými proměnnými, proto model generuje ještě jednu sadu grafů, které nezohledňují ostatní vstupní proměnné.

Křivka závislosti vhodnosti prostředí pro výskyt velkých šelem na nadmořské výšce (*dem*) znázorňuje rychlý růst pravděpodobnosti výskytu medvěda hnědého a rysa ostrovida spolu se zvyšující se nadmořskou výškou. Vyšší nadmořské výšky pak model vyhodnocuje jako naprosto nevyhovující pro výskyt vlka obecného.

Křivka závislosti vhodnosti výskytu na vertikální členitosti reliéfu (*slope*) znázorňuje, že pravděpodobnost výskyt rysa ostrovida a vlka obecného se snižuje spolu s rostoucí sklonitostí svahů. Se stále vzrůstající sklonitostí reliéfu pak předpokládaná vhodnost prostředí medvěda hnědého zvyšuje či stagnuje.

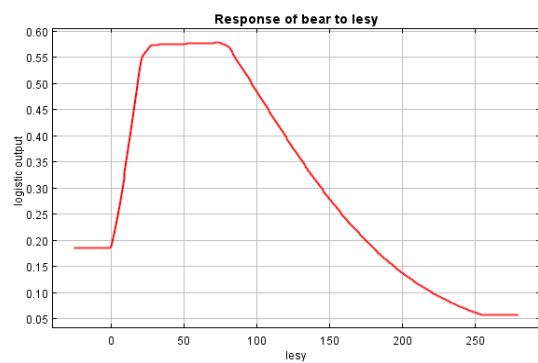
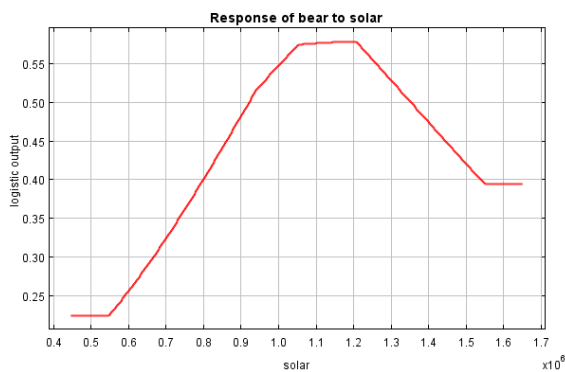
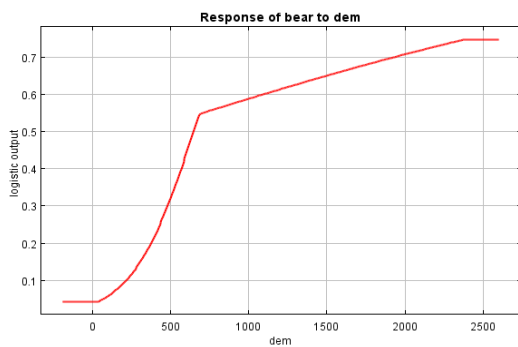
Křivka závislosti vhodnosti prostředí na dopadajícím slunečním záření (*solar*) vykazuje postupný nárůst pravděpodobnosti výskytu medvěda hnědého, poté stagnaci a u vyšších hodnot pokles, opačný proces je zjevný u vlka. Se zvyšujícími se hodnotami klesá vhodnost pro rysa ostrovida.

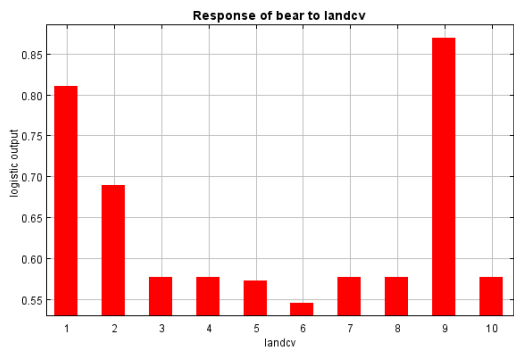
Křivka závislosti vhodnosti prostředí na hustotě lesního pokryvu (*lesy*) znázorňuje postupný nárůst pravděpodobnosti výskytu rysa spolu se vzrůstající hustotou lesního pokryvu. V případě vlka a medvěda vhodnost klesá kolem 40 % a vzhledem k habitatovým nárokům je tedy nepřesná.

Křivka závislosti předpokládaného výskytu na vzdálenosti k nejbližší pozemní komunikaci (*roads_dist*) vykazuje negativní korelaci a ve srovnání k habitatovým nárokům velkých šelem je tedy nepřesná. Druhá křivka, která není ovlivněna ostatními proměnnými, vykazuje postupný nárůst vhodnosti prostředí spolu se zvyšující se vzdáleností od silnic.

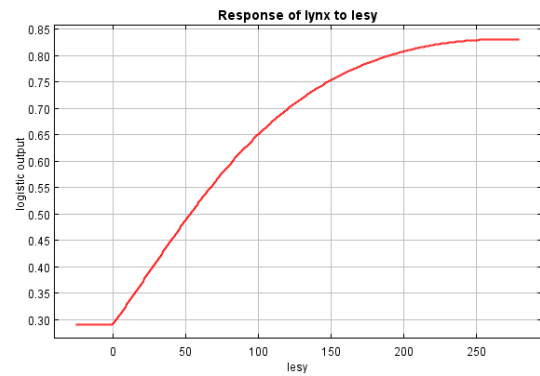
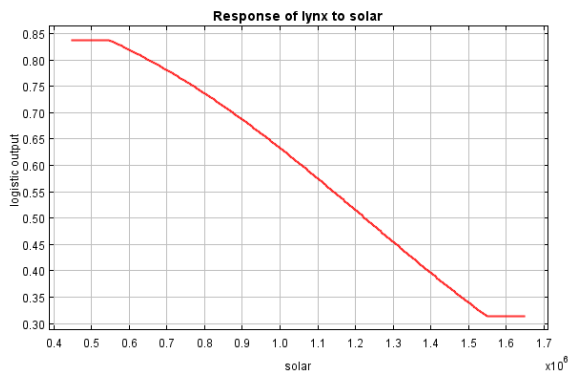
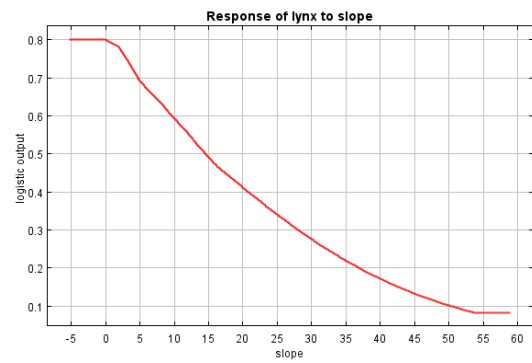
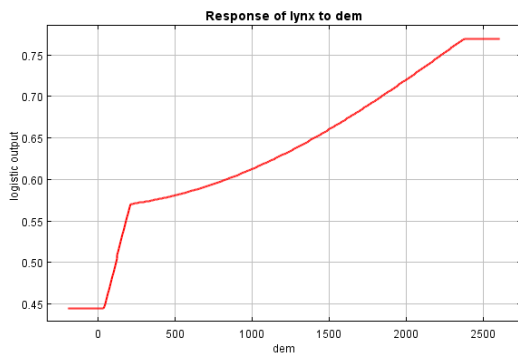
Křivka závislosti výskytu rysa a vzdálenosti k nejbližšímu sídlu (*urban_dist*) znázorňuje rychlý růst vhodnosti prostředí s rostoucí vzdáleností. U všech tří šelem začíná křivka klesat a poté stagnovat, což značí, že poté již na vzdálenosti od sídel nezáleží.

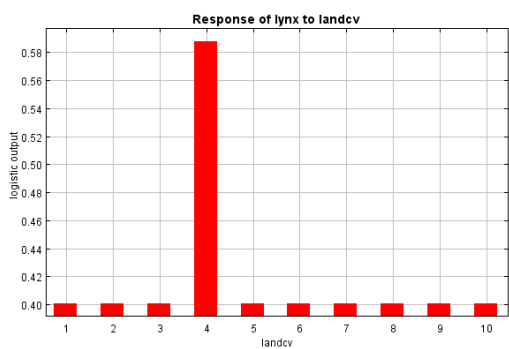
Graf o závislosti šelem na rozložení krajinného pokryvu (*landcv*) vykazuje u vlka a rysa jasnou převahu lesních pokryvů. Nejmenší je předpokládána u zemědělských ploch s ornou půdou.



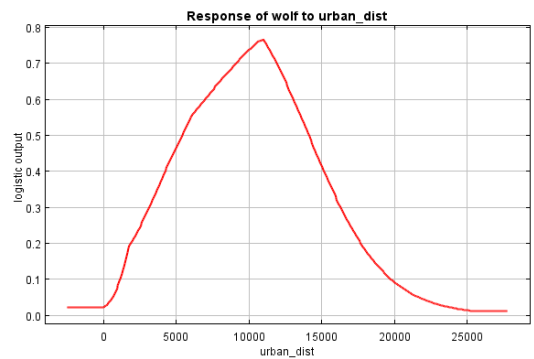
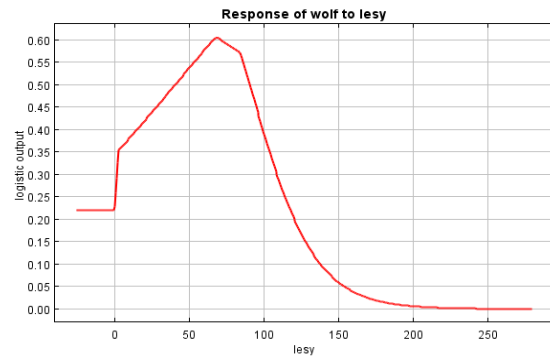
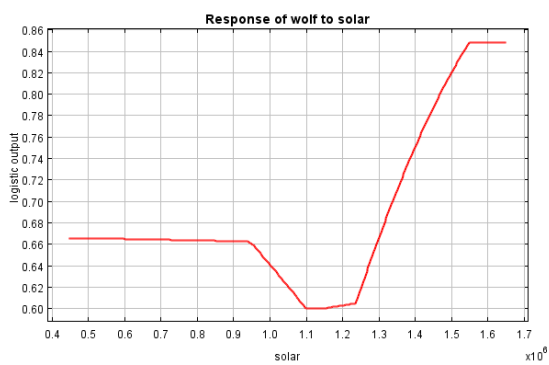
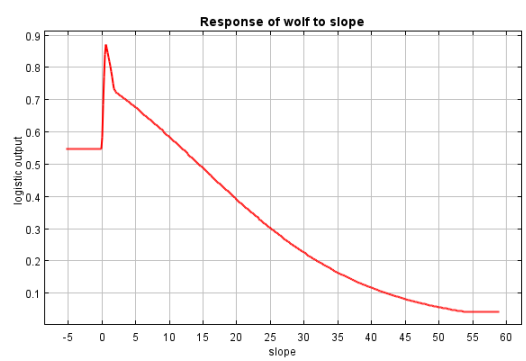
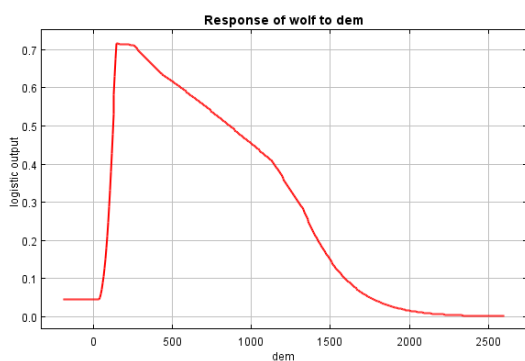


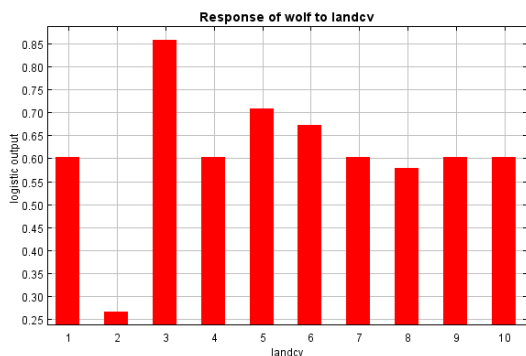
Obr. 18 – vliv vstupních proměnných na model pro medvěda





Obr. 19 – vliv vstupních proměnných na model pro rysa

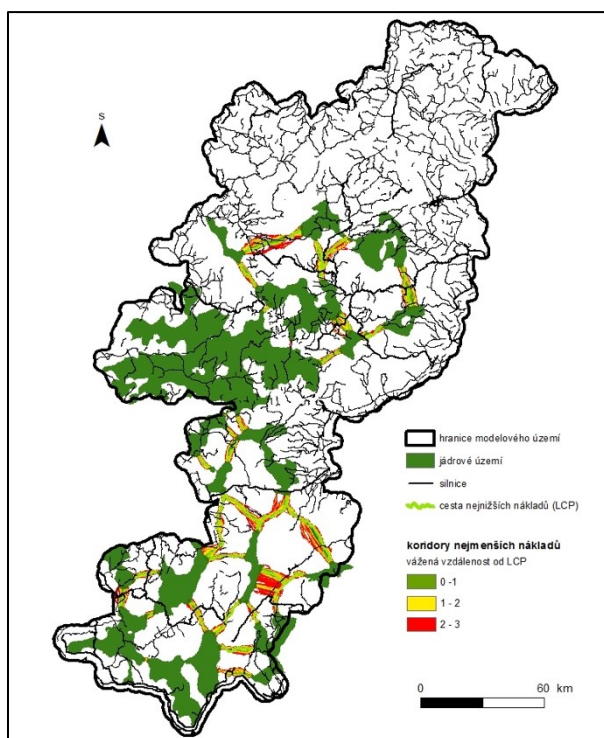




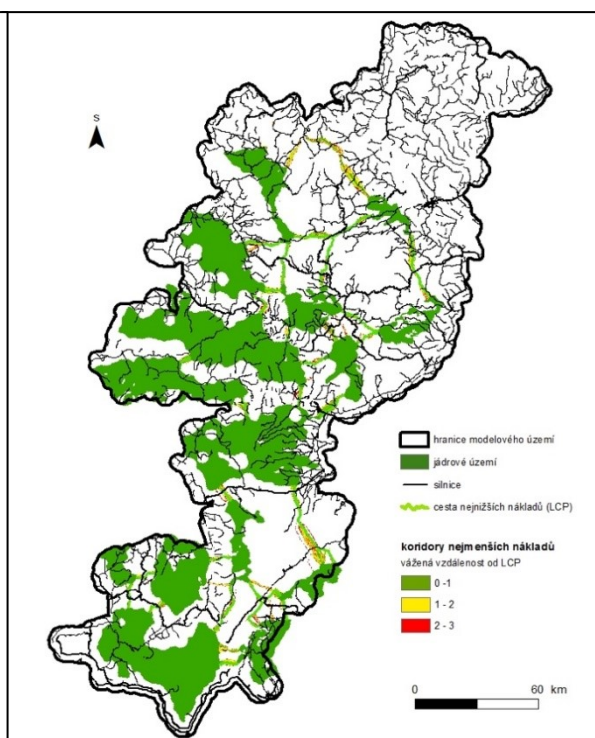
Obr. 20 – vliv vstupních proměnných na model pro vlka

7.2 Modelování koridorů nejnižších nákladů

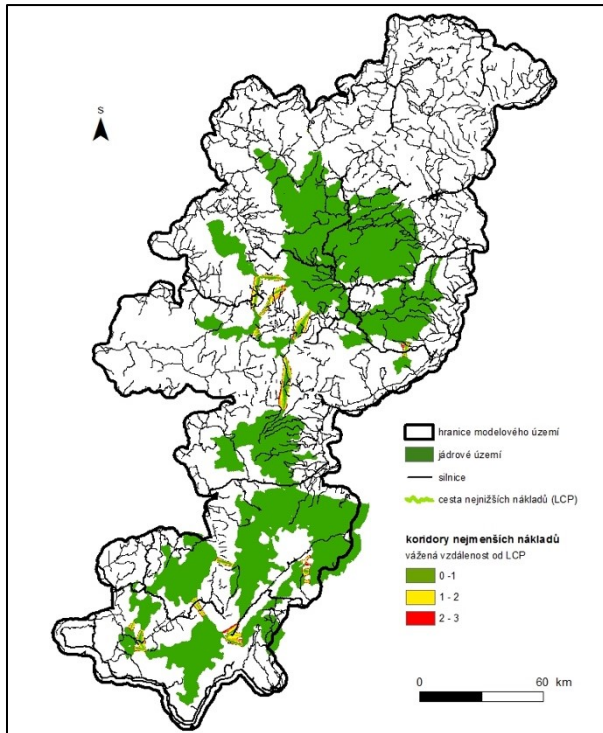
Výstupem nástroje *Linakge mapper*, jsou rastry zobrazující koridory nejnižších nákladů propojující jádrové oblasti. Z výsledků modelu vyplývá, že velké množství koridorů mezi jádrovými oblastmi ležících v modelovém území rumunských Karpat je kříženo silnicí, což je patrné na mapových výstupech.



Obr. 21 - Migrační koridory nejnižších nákladů vlka obecného



Obr. 22 - Migrační koridory nejnižších nákladů medvěda hnědého



Obr. 23 - Migrační koridory nejnižších nákladů rýsa ostrovida

8. Diskuze

Hlavními výstupy této práce jsou mapy, které poskytují informaci o vhodných habitatech medvěda hnědého, vlka obecného a rysa ostrovida v modelovém území rumunské části Karpatkého pohoří. Dále byly vytvořeny výstupy v podobě migračních koridorů cestou nejnižších nákladů, které propojují jádrové oblasti pro všechny tři studované šelmy.

Monterroso et al. (2009) doporučuje, aby modelování nástrojem Maxent bylo hojně využíváno pro studium šelem, protože získává dříve zanedbané údaje o rádiovém sledování a poskytuje užitečné ekologické hodnocení cílové populace, které lze využít pro další zpracovávání. Je zjevné, že charakteristickým typem krajinného pokryvu pro výskyt velkých šelem jsou lokality, které se pohybují ve vyšších nadmořských výškách a s vysokou hustotou lesního pokryvu, což potvrdily habitatové modely. Tyto výsledky korespondují s těmi, které uvedl Koren et al. (2011) a to, že populace medvědů hnědých vyžadují stanoviště, jako jsou velké lesní plochy propojené migračními koridory. Kanadská studie ukazuje, že medvědi grizzly, preferují méně hlučné komunikace, ale za předpokladu, že se chtějí dostat do vhodné oblasti výskytu jsou schopni překonat i hlučnější silnice (Chruszcz et al. 2003). Zároveň výzkum Borowika et al. (2008) potvrzuje fakt, že vlci silně preferují lesy, využívali mokřiny a bažinaté oblasti úměrné jejich hojnosti, spíše se vyhýbali loukám a pastvinám a jasně se drželi dál od orných polí a lidských sídel. Herfindal et al. (2009) uvádí, že vzhledem k lidské činnosti byla přítomnost lesa i jeho nepřítomnost silně korelována s nadmořskou výškou a sklonem, což podtrhuje jejich funkční význam při výběru stanovišť rysa ostrovida. K zpřesnění výsledků modelu habitatových nároků by bylo vhodné mít k dispozici větší množství nálezových dat velkých šelem v modelovém území. Dále by bylo vhodné využít další environmentální proměnné, popisující například hustotu kořisti ve sledované oblasti.

Byly vytvořeny mapy zobrazující koridory nejnižších nákladů, aby byly nalezeny potenciální trasy koridorů mezi jádrovými oblastmi. Z této aproximace, je možné identifikovat riziková místa střetu koridorů se silnicemi, stejně jako je to možné vidět ve výzkumu Batese a Jonese (2007). Pokud nebudou dodržena patřičná opatření k omezení vzniku těchto rizikových míst, mohou být populace velkých šelem ohrožena.

9. Závěr

Prostředí rumunských Karpat prochází mnoha změnami, které nenávratným způsobem mění podobu tohoto jedinečného pohoří. Poslední zbytky nepozměněné přírody je nutné ochránit před plánovanou stavbou nových silnic a dálnic, které by měli zvyšovat životní úroveň obyvatel západní části Rumunska. Pokud bude porozuměno chování a preferencím těchto živočichů a budou známy jak migrační cesty, tak jádrová území výskytu, bude možné učinit taková opatření, která zamezí nežádoucím střetům šelem s lidmi.

Cílem této práce bylo identifikovat vhodné oblasti výskytu v modelovém území pro vlka obecného, medvěda hnědého a rysa ostrovida. Pro tyto šelmy také identifikovat a zhodnotit konektivitu mezi klíčovými oblastmi a lokalizovat vhodné migrační koridory pro vzájemnou komunikaci mezi populacemi. Dalším cílem bylo na tomto modelovém území vyzkoušet různé metody pro posuzování vhodných habitatů a migračních koridorů pro další studium území. Z výsledků vyplývá, že zásadními společnými faktory pro výskyt velkých šelem v Karpatech je hustota lesního pokryvu, nadmořská výška a krajinný pokryv. Dále je zřejmé, že pozemní komunikace pro ně tvoří významnou migrační bariéru, zejména pro rysa ostrovida, který je nejvíce náchylný na antropogenní změny v krajině. Pro zachování a podporu životaschopných populací, které mezi sebou budou moci komunikovat bude nutné ochránit nejen jádrové oblasti, tak i koridory mezi nimi.

Díky ochranným a reintrodučkním programům se daří počty velkých šelem udržet, i přesto je třeba pokračovat v dalším studiu těchto tzn. deštníkových druhů. Získané informace a fungující opatření je potřeba přenést i do méně zmapovaných území, aby bylo možné chránit tyto jedinečné druhy do budoucna.

Seznam literatury

ADRIAENSEN, F., CHARDON, J.P., DE BLUST, G., SWINNEN, E., VILLALBA, S., GULICK, H., MATTHYSEN E. (2003): The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, s. 47.

AMENT R., C. (2014): Wildlife Connectivity Fundamentals for Conservation Action About the Center for Large Landscape Conservation. *Ecology and Evolution*, 31 s.

ANDĚL, P., BELKOVÁ, H., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., LIBOSVÁR, T., ROZÍNEK, R., ŠIKULA, T. ET VOJAR, J. (2011): Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy. Metodická příručka. Evernia, Liberec, 154 s.

ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., BELKOVÁ, H., SEMERÁDOVÁ, L., ZÝKA, V., ROMPORTL, D., HLAVÁČ, V., STRNAD, M., VĚTROVCOVÁ, J., SLADOVÁ, M. (2017): Metodika na ochranu krajiny před fragmentací z hlediska druhů lesních ekosystémů, AOPK ČR, 40 s.

ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MIKO, L., ANDĚLOVÁ, H. (2005): Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. Metodická příručka, EVERNIA, Praha, 67 s.

ANDĚL, P., HLAVÁČ, V., LENNER, R. (2006): Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy. Ministerstvo dopravy, odbor pozemních komunikací, 92 s.

ANDĚL, P., MINÁRIKOVÁ, T., ANDREAS, M. (eds.) (2010): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec, 137 s.

ANDĚRA, M., GAISLER, J. (2012): Savci České republiky. Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia, Praha, 285 s.

ANDRÉN, H., LINNELL, J. D. C., LIBERG, O., ANDERSEN, R., DANELL, A., KARLSSON, J., ODDEN, J., MOA, P. F., AHLQVIST, P., KVAM, T., FRANZÉN, R., SEGERSTRÖM, P. (2006): Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation*, 1, 131, p. 23–32.

ASCENSÃO, F., MIRA, A. (2007): Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research*, 1, 22, p. 57–66.

AURAMBOUT, J. (2003): A spatial model to estimate habitat fragmentation and its consequences of long-term survival of animal populations. University of Illinois at Urbana Champaign, Dep. of Natural Resources and Environment Sciences, 16 s.

AVGAR, T., POTTS, J.R., LEWIS, M.A., BOYCE, M., S. (2016): Integrated step selection analysis: bridging the gap between resource selection and animal movement. *Methods in Ecology and Evolution*, s. 619–630, doi: 10.1111/2041-210X.12528

BAGUETTE, M., VAN DYCK, H. (2007): Landscape connectivity and animal behavior: Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 22, s. 1117–1129. doi: 10.1007/s10980-007-9108-4

BELOTTI, E., HEURICH, M., KREISINGER, J., ŠUSTR, P., BUFKA, L. (2012): Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.2, s. 235–246.

BOROWIK, T., MYŚLAJEK, R. W., NOWAK, S., JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B., ZAWADZKA, B. (2005): Habitat selection by wolves. *Acta Theriologica*, 3, 50, s. 417–428.

BOROWIK, T., MYŚLAJEK, R. W., NOWAK, S., JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B., ZAWADZKA, B. (2008): Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation*, 5, 11, s. 377–390.

CUSHMAN, S. A., H. MCRAE, B., MCGARIGAL, K. (2015): Basics of Landscape Ecology: An Introduction to Landscapes and Population Processes for Landscape Geneticists. *Landscape Genetics: Concepts, Methods, Applications*, August, s. 9–34.

CUSHMAN, S. A., MCRAE, B., ADRIAENSEN, F., BEIER, P., SHIRLEY, M., ZELLER, K. (2013): Biological corridors and connectivity. *Key Topics in Conservation Biology* 2, s. 384–404.

- EIGENBROD, F., HECNAR, S. J., FAHRIG, L. (2009): Quantifying the road-effect zone: Threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society*, 1, s. 14.
- ETHERINGTON, T. R., PENELOPE HOLLAND, E. (2013): Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. *Landscape Ecology*, 7, 28, s. 1223–1229.
- FERNÁNDEZ, N., SELVA, N., YUSTE, C., OKARMA, H., JAKUBIEC, Z. (2012): Brown bears at the edge: Modeling habitat constraints at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation*, 153, s. 134–142.
- FORMAN, R. T. T., DEBLINGER, R. D., (2000): The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, (14), s. 36–46.
- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. 1. vyd., Academia, Praha, 583 s.
- FRAMPTON, W. J., DASH, J., WATMOUGH, G., MILTON, E. J. (2013): Evaluating the capabilities of Sentinel-2 for quantitative estimation of biophysical variables in vegetation. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* [online]. s. 83-92 [cit.1.7.2019]. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.04.007>.
- FU, W., LIU, S., DONG, S. (2010): Landscape pattern changes under the disturbance of road networks. *Procedia Environmental Sciences*, 2, s. 859–867.
- GEORGII, B., KELLER, V., PFISTER, H. P., RECK, H., PETERS-OSTEN-, E., HENNEBERG, M., HERRMANN, M., MUELLER-STIESS, H., BACH, L. (2011): Use of wildlife passages by invertebrate and vertebrate species. *Wildlife passages in Germany* [online].[cit.1.5. 2019]. Dostupné z <http://www.oeko-log.com/>.
- HADDAD N. M., BRUDVIG L. A., CLOBERT J., DAVIES K. F., GONZALES A., HOLT R. D., LOVEJOY T. E., SEXTON J. O., AUSTIN M. P., COLLINS C. D., COOK W. M., DAMSCHEN E. I., EWERS R. M., FOSTER B. L., JENKINS C. N., KING A. J., LAURANCE W. F., LEVEY D. J., MARGULES CH. R., MELBOURNE B. A., NICHOLLS A. O., ORROCK J. L., SONG D. X., TOWNSHEND J. R. (2015): Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 2, 1.

HLAVÁČ, V., ANDĚL, P., (2001): Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR, Praha, 51 s.

CHAPRON, G., KACZENSKY, P., LINNELL, J.D.C., VON ARX, M., HUBER, D., ANDRÉN, H., LÓPEZ-BAO, J.V., ADAMEC, M., ÁLVARES, F., ANDERS, O., BALČIAUSKAS, L., BALYS, V., BEDÖ, P., BEGO, F., BLANCO, J.C., BREITENMOSER, U., BRØSETH, H., BUFKA, L., BUNIKYTE, R., CIUCCI, P., DUTSOV, A., ENGLEDER, T., FUXJÄGER, CH., GROFF, C., HOLMALA, K., HOXHA, B., ILIOPOULOS, Y., IONESCU, O., JEREMIĆ, J., JERINA, K., KLUTH, G., KNAUER, F., KOJOLA, I., KOS, I., KROFEL, M., KUBALA, J., KUNOVEC, S., KUSAK, J., KUTAL, M., LIBERG, O., MAJIĆ, A., MÄNNIL, P., MANZ, R., MARBOUTIN, E., MARUCCO, F., MELOVSKI, D., MERSINI, K., MERTZANIS, Y., MYŚLAJEK, R.W., NOWAK, S., ODDEN, J., OZOLINS, J., PALOMERO, G., PAUNOVIĆ, M., PERSSON, J., POTOČNIK, H., QUENETTE, P.-Y., RAUER, G., REINHARDT, I., RIGG, R., RYSER, A., SALVATORI, V., SKRBINŠEK, T., STOJANOV, A., SWENSON, J.E., SZEMETHY, L., TRAJČE, A., TSUNGARSKA-SEDEFICHEVA, E., VÁŇA, M., VEEROJA, R., WABAKKEN, P., WÖLFL, M., WÖLFL, S., ZIMMERMANN, F., ZLATANOVA, D., BOITANI, L. (2014): Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), s. 1517-1519.

CHRUSZCZ, B., CLEVINGER, A. P., GUNSON, K. E., GIBEAU, M. L. (2003): Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 8, 81, 1378–1391.

JANIN, A., LÉNA, J.-P., RAY, N., DELACOURT, CH., ALLEMAND, P., JOLY, P. (2009): Assessing landscape connectivity with calibrated cost-distance modelling: predicting common toad distribution in context of spreading agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 46, 4, s. 841.

KACZENSKY, P., HUBER, D., KNAUER, F., ROTH, H., WAGNER, A., KUSAK, J. (2006): Activity patterns of brown bears (*Ursus arctos*) in Slovenia and Croatia. *Journal of Zoology*, 4, 269, s. 474–485.

KACZENSKY, P., KNAUER, F., KRZE, B., JONOZOVIC, M., ADAMIC, M., GOSSOW, H. (2003): The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation*, 2, 111, s. 191–204. "

KOBLER, A., ADAMIC, M. (1998): Brown bears in Slovenia: identifying locations for construction of wildlife bridges across highways. Slovenian Forestry Institute Ljubljana, Biotechnical faculty, University of Ljubljana. s. 6.

KOLÁŘ, F., MATĚJŮ, J., LUČANOVÁ, M., CHLUMSKÁ, Z., ČERNÁ K., PRACH, J., BALÁŽ, V., FALTEISEK, L., (2012): Ochrana přírody z pohledu biologa. Proč a jak chránit českou přírodu. Dokořán, Praha. 216 s.

KOREN, M., FIND’O, S., SKUBAN, M., KAJBA, M. (2011): Habitat suitability modelling from non-point data. The case study of brown bear habitat in Slovakia. *Ecological Informatics*, 5, 6, S. 296–302.

KOZAK, J., OSTAPOWICZ, K., BYTNEROWICZ, A. (2013): The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability. *Environmental Science and Engineering*, 8, s. 655–667.

KRAMER-SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T. (2005): Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation*, 2, 125, s. 169–182.

KUTAL, M. (2009): Sborník příspěvků vědecké konference, Ekodukty - Umožnění migrací nebo plýtvání penězi z veřejných prostředků? ECON publishing, Brno, s. 61.

LELE, S., PANZACCHI, M., HERFINDAL, I., MATTHIOPOULOS, J., VAN MOORTER, B., BASILLE, M., BÖRGER, L., BEYER, H. L., GURARIE, E. (2014): ‘You shall not pass!’: quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. *Journal of Animal Ecology*, 1, 85, s. 43–53.

LINNELL, J. D. C., NILSEN, E. B., LANDE, U. S., HERFINDAL, I., ODDEN, J., SKOGEN, K., ANDERSEN, R., BREITENMOSER, U. (2005): Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality. *People and Wildlife, Conflict or Coexistence*, April 2016, 1, s. 165–172.

LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., ANDRÉN, H., LIBERG, O., ANDERSEN, R., MOA, P., KVAM, T., BRØSTH, H., SEGERSTRÖM, P., SCHMIDT, K., JĘDRZEJEWSKI, W., OKARMA, H. (2007): Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. *Wildlife Biology*, 13(4), s. 447-455.

- LIPSKÝ, Z. (1998): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Karolinum, Praha, 129 s.
- MANLY, B.F.J., MCDONALD, L.L., THOMAS, D.L., MCDONALD, T.L., ERICKSON, W. (2002): Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Book in *Journal of Animal Ecology*, 2nd edition, 226 s.
- MCCLURE, M. L., HANSEN, A. J., INMAN, R. M. (2016): Connecting models to movements: testing connectivity model predictions against empirical migration and dispersal data. *Landscape Ecology*, 7, 31, 1419–1432.
- MCRAE, B. H., BEIER, P. (2007): Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, s. 50.
- MCRAE, B. H., DICKSON, B. G., KEITT, T. H., SHAH, V. B. (2008): Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution and conservation. *Ecology*, 89, č. 10, s. 2712-2724.
- MCRAE, B. H., HALL, S. A., BEIER, P., THEOBALD, D. M. (2012): Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS ONE*, 12, s. 7.
- MIKUSIOSKI, G., SEILER, A., ANGELSTAM, P., Blicharska, M., TÖRNBLOM, J. (2007): Indicators and focal species for evaluating ecological effects of transport infrastructure. *Influence of Transport Infrastructure on Nature.*, s. 31–38.
- NIEDZIAŁKOWSKA, M., JEDRZEJEWSKI, W., MYŚLAJEK, R. W., NOWAK, S., JEDRZEJEWSKA, B., SCHMIDT, K. (2006): Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland - large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation*, 133 (1), s. 63–69.
- OZOLIŅŠ, J., ANDERSONE, Ž. (2003): Management Plan for Wolf (*Canis lupus*) in Latvia. Minister of Environment, s. 121.
- ROMPORTL, D., KUTAL, M., KALAŠ, M., VÁNA, M., MACHALOVÁ, L., BOJDA, M. (2012): Habitatová analýza výskytu velkýchšelem v Západních Karpatech a modelování migračních koridorů. *Hnutí Olomouc, Olomouc*, 36 s.

SEILER, A. (2001): Ecological effects of roads, a review. Swedish University, Department of Conservation Biology, Uppsala, 40 s.

SHAH, V., MCRAE, B. (2008): Circuitscape: a tool for landscape ecology. *SciPy*, 7, s. 62–66.

STRONEN, A. V., PERTOLDI, C., RANDI, E., KLUTH, G., NOWAK, C., MADSEN, A. B., JĘDRZEJEWSKA, B., CANIGLIA, R., CZARNOMSKA, S. D., REINHARDT, I., ANDERSEN, L. W., FABBRI, E., HARMS, V. (2015): Long-distance dispersal of a wolf, *Canis lupus*, in northwestern Europe. *Mammal Research*, 2, 60, s. 163–168.

SWENSON, J. E., BASILLE, M., KINDBERG, J., MARTIN, J., ALLAINÉ, D., VAN MOORTER, B. (2010): Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology*, 9, 88, s. 875–883.

SWENSON, J. E., DAHLE, B. (2003): Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. *Journal of Animal Ecology*, 4, 72, s. 660–667.

ŠŤOVÍČKOVÁ, K. (2014): Hodnocení fragmentace krajiny ve vztahu k dálkovým migracím. Diplomová práce. Fyzická geografie a geoekologie PřF UK, Praha.

THURFJELL, H., CIUTI, S., BOYCE, M. (2014): Applications of step-selection functions in ecology and conservation. *Movement Ecology*, 2, s. 10.

WATSON, M. L. (2005): Habitat Fragmentation and the Effects of Roads on Wildlife and Habitats. New Mexico Department of Fish and Game: Conservation Service Division, January.

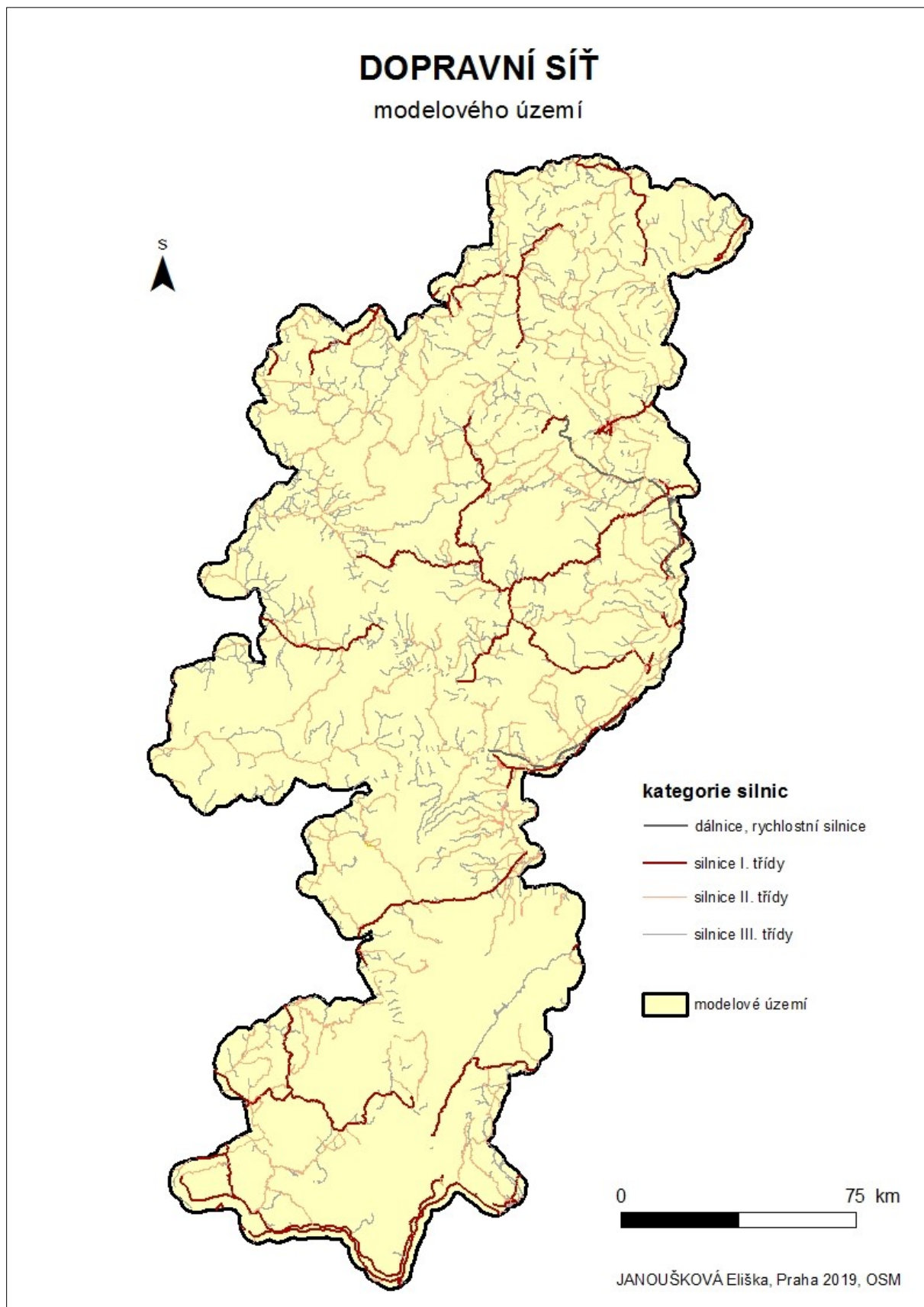
WEBSTER, R., HOLT, S., AVIS, CH. The status of the Carpathians. Vídeň: Carpathian Ecoregion Initiative, 2001. 68 s.

ZAJEC, P., ZIMMERMANN, F., ROTH, H. U., BREITENMOSER, U. (2005): The return of the brown bear to Switzerland – Suitable habitat distribution, corridors and potential conflicts. *KORA Bericht*, Nr. 28 e, s. 31. ISSN: 1422-5123

ZIÓLKOWSKA, E., OSTAPOWICZ, K., RADELOFF, V. C., KUEMMERLE, T., SERGIEL, A., ZWIJACZ-KOZICA, T., ZIĘBA, F., ŚMIETANA, W., SELVA, N. (2016): Assessing differences in connectivity based on habitat versus movement models for brown bears in the Carpathians. *Landscape Ecology*, 8, 31, s. 1863–1882.

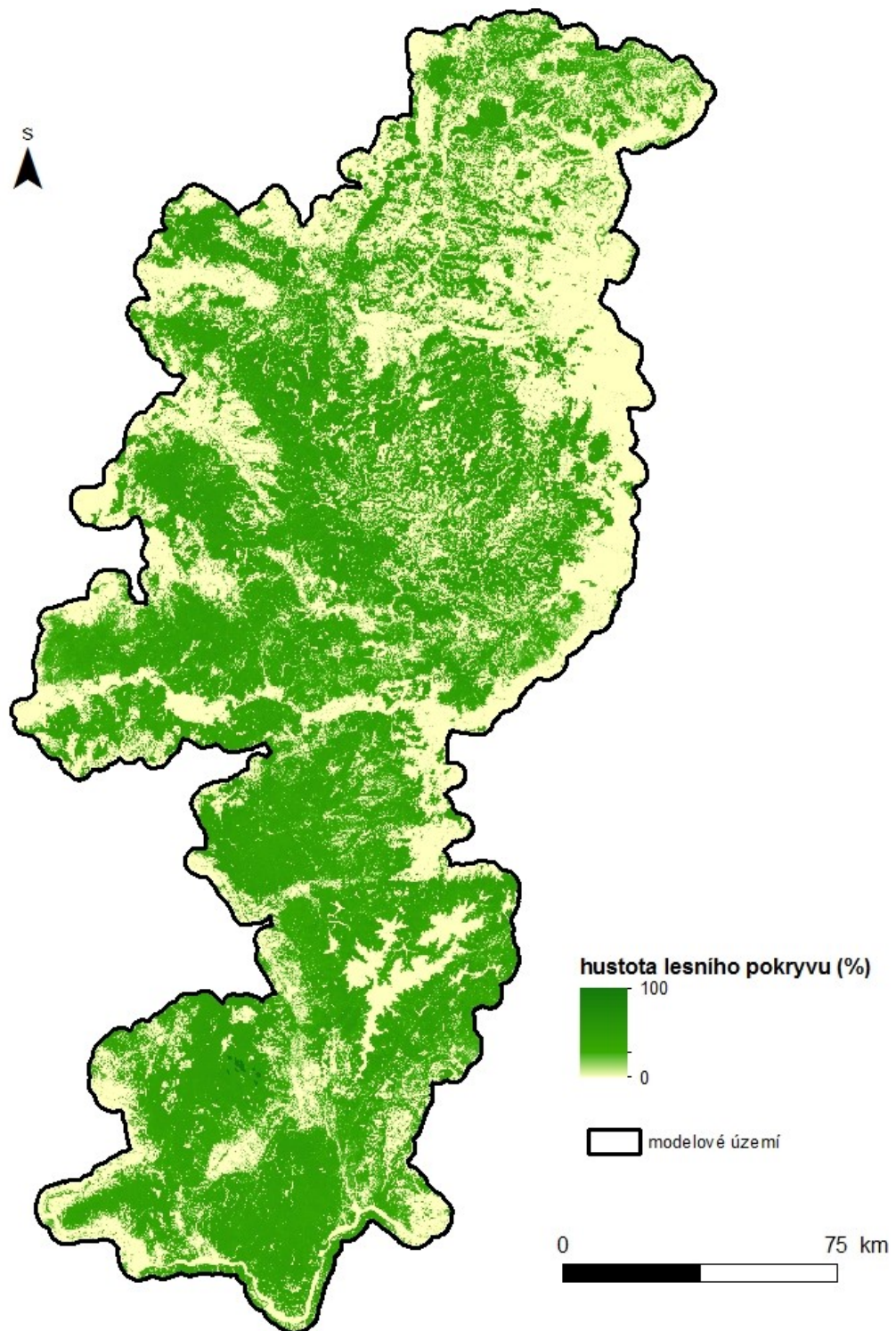
Zdroje dat

- 1) NGO Zarand Association, Dr. Adrian Juravlea
- 2) © EEA: Pan-european datasets – CORINE Land Cover version 18.5.1, Copernicus, 2018.
Dostupné z: <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2018>
- 3) © EEA: Pan-european datasets – High Resolution Layers, Copernicus, 2015. Dostupné z:
<http://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/view>
- 4) © EEA: Pan-european datasets – Reference Data, Copernicus, 2015. Dostupné z:
<http://land.copernicus.eu/pan-european/satellite-derived-products/view>
- 5) © OpenStreetMap: OpenStreetMap dataset for Europe, 2017. Dostupné z:
<http://download.geofabrik.de/europe.html>



HUSTOTA LESNÍHO POKRYVU

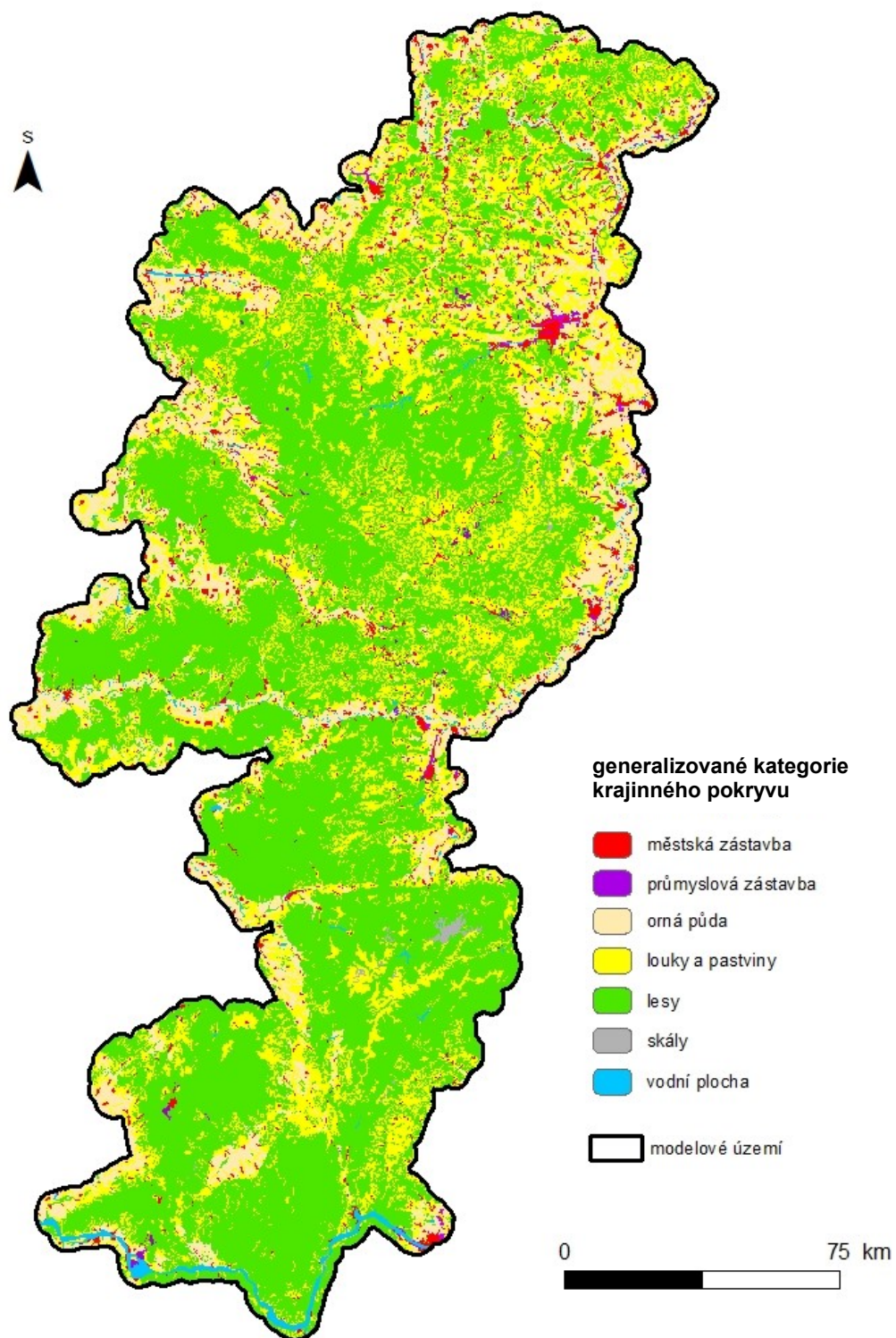
modelového území



JANOŮŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, High Resolution Layer: Tree Cover Density (TCD), Copernicus 2015

KRAJINNÝ POKRYV

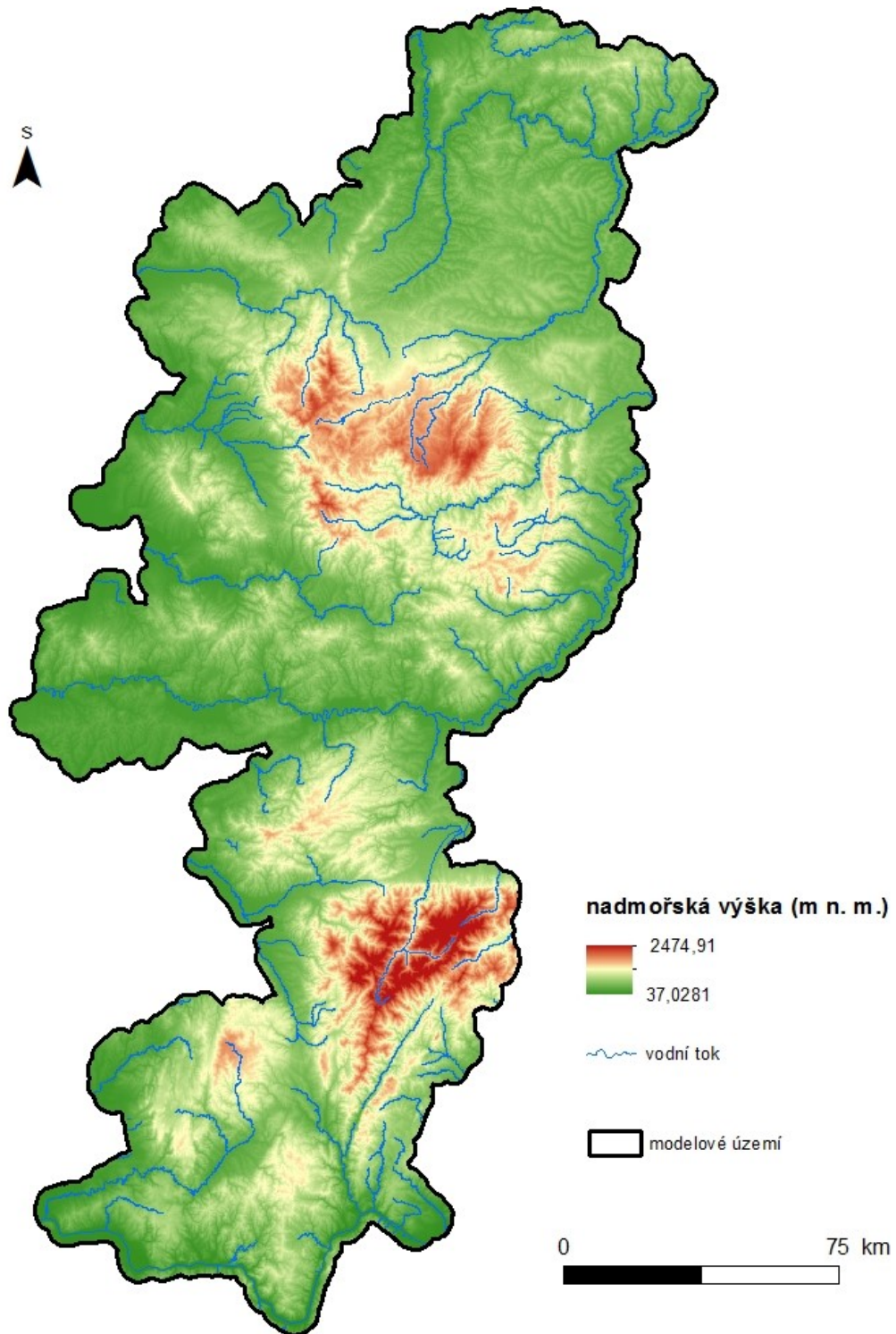
modelového území



JANOŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, CORINE Land Cover 2018

MAPA NADMOŘSKÝCH VÝŠEK

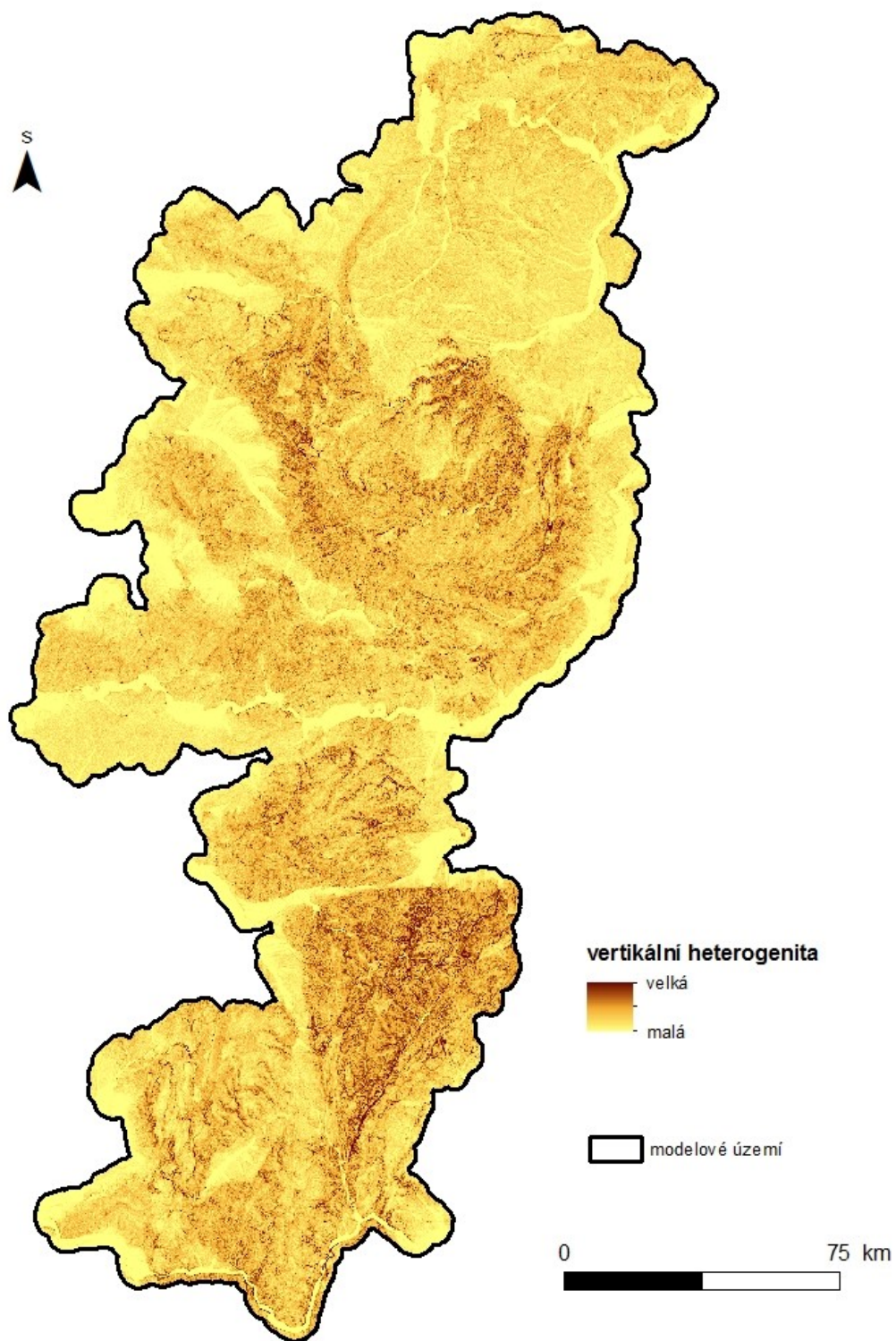
v modelovém území



JANOŮŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, EU-DEM v 1.1 25x25 m, OSM

VERTIKÁLNÍ HETEROGENITA

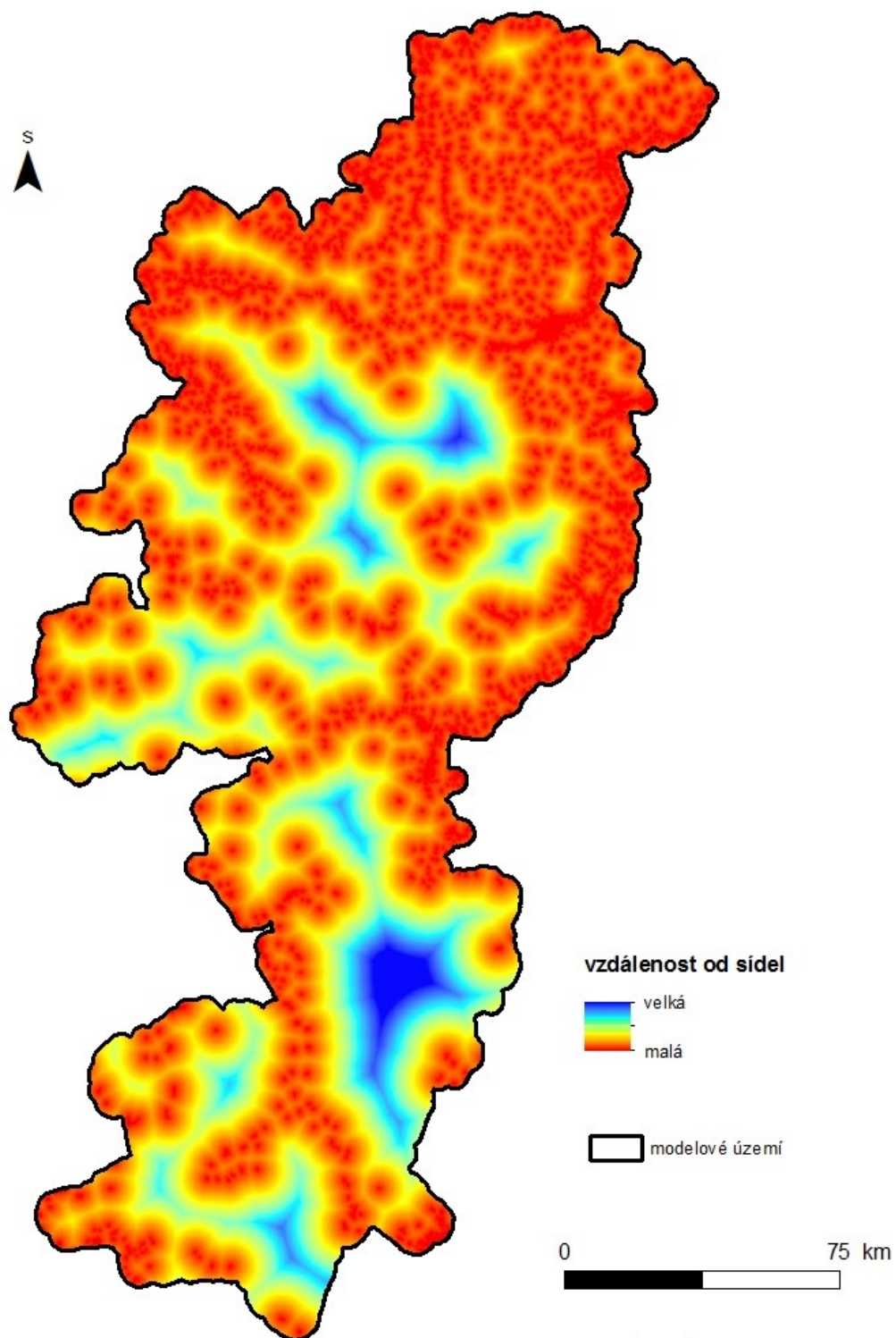
modelového území



JANOŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, EU-DEM v 1.1 25x25 m

VZDÁLENOST OD SÍDEL

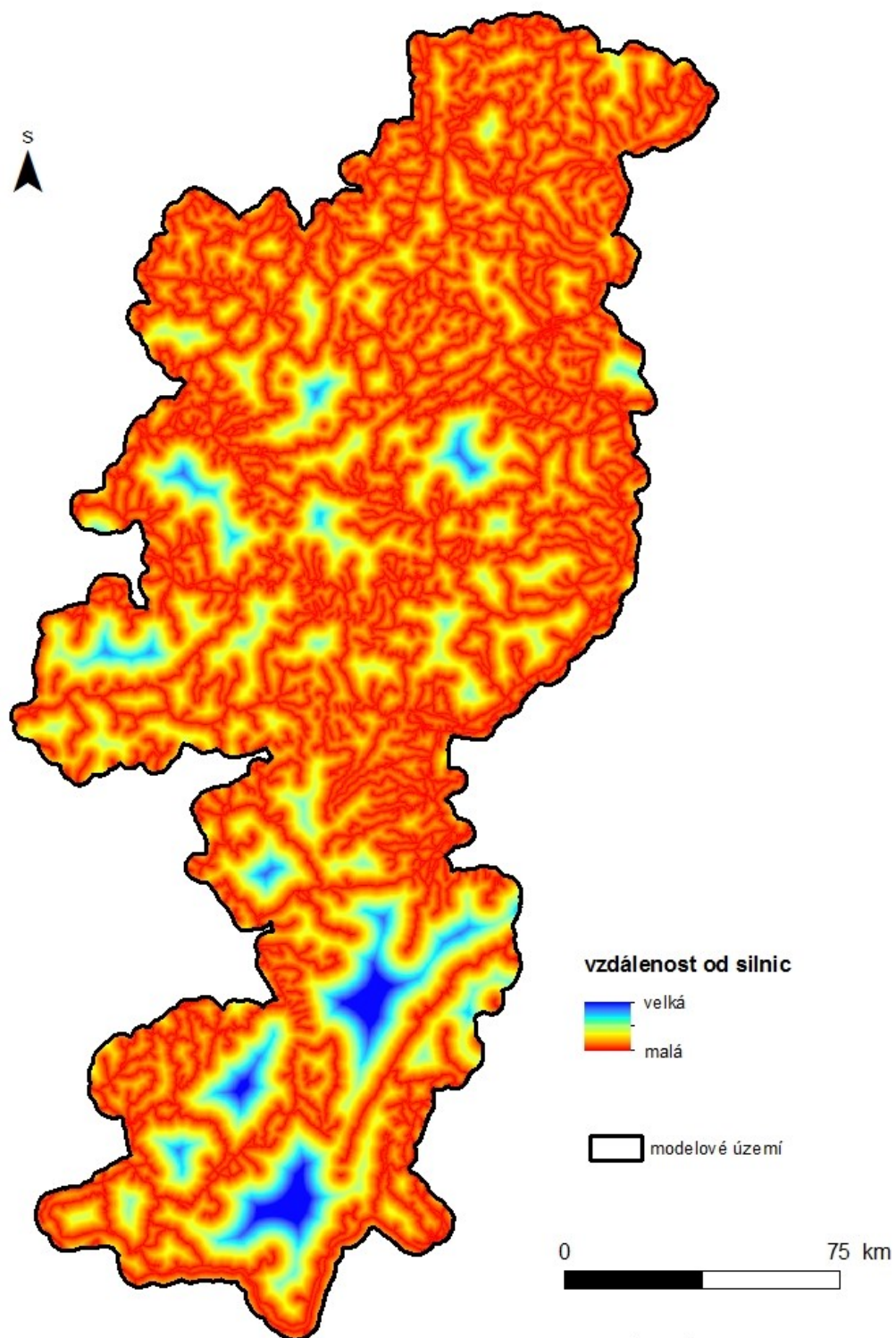
v modelovém území



JANOUŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, OSM

VZDÁLENOST OD SILNIC

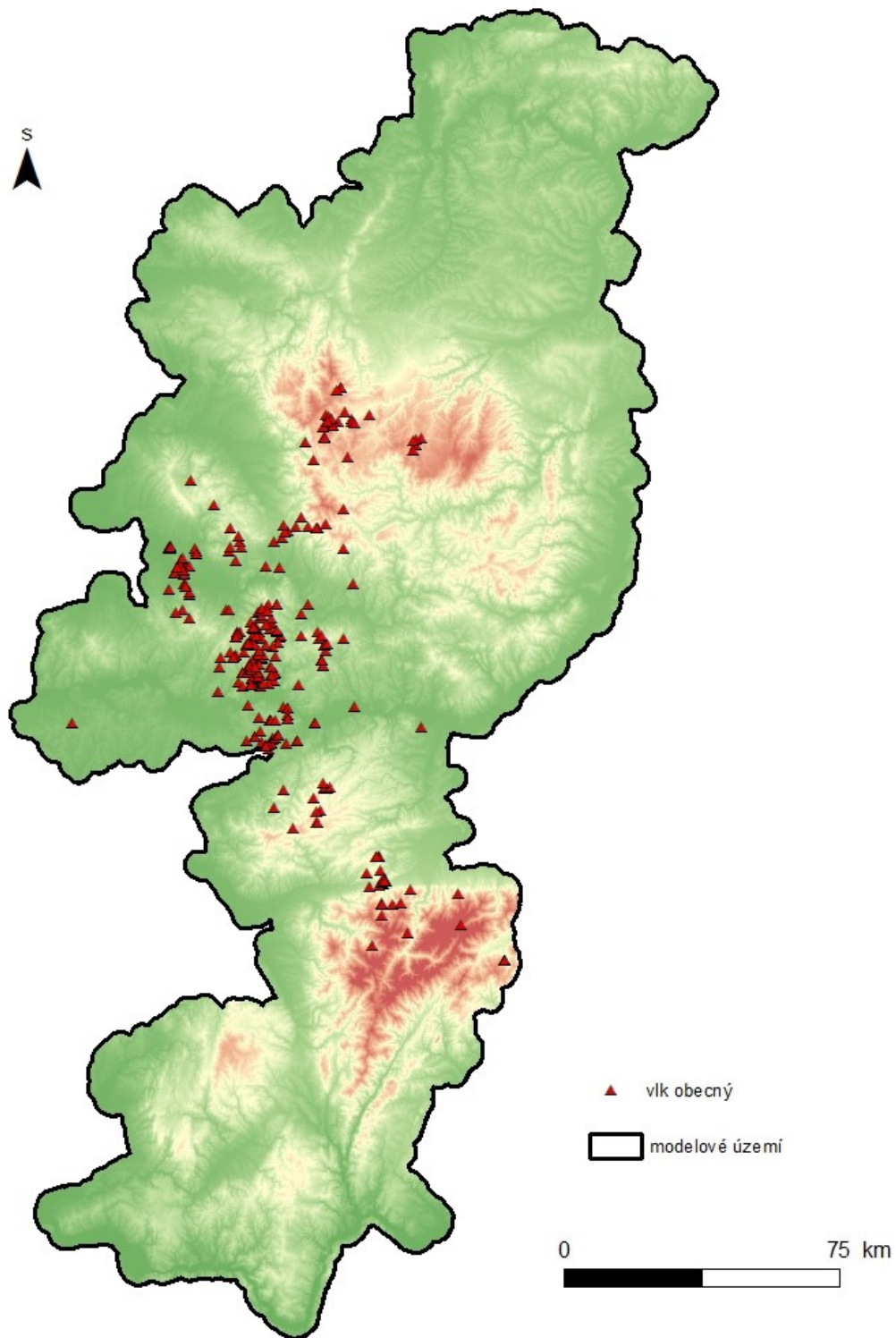
v modelovém území



JANOUŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, OSM

VÝSKYT VLKA OBECNÉHO

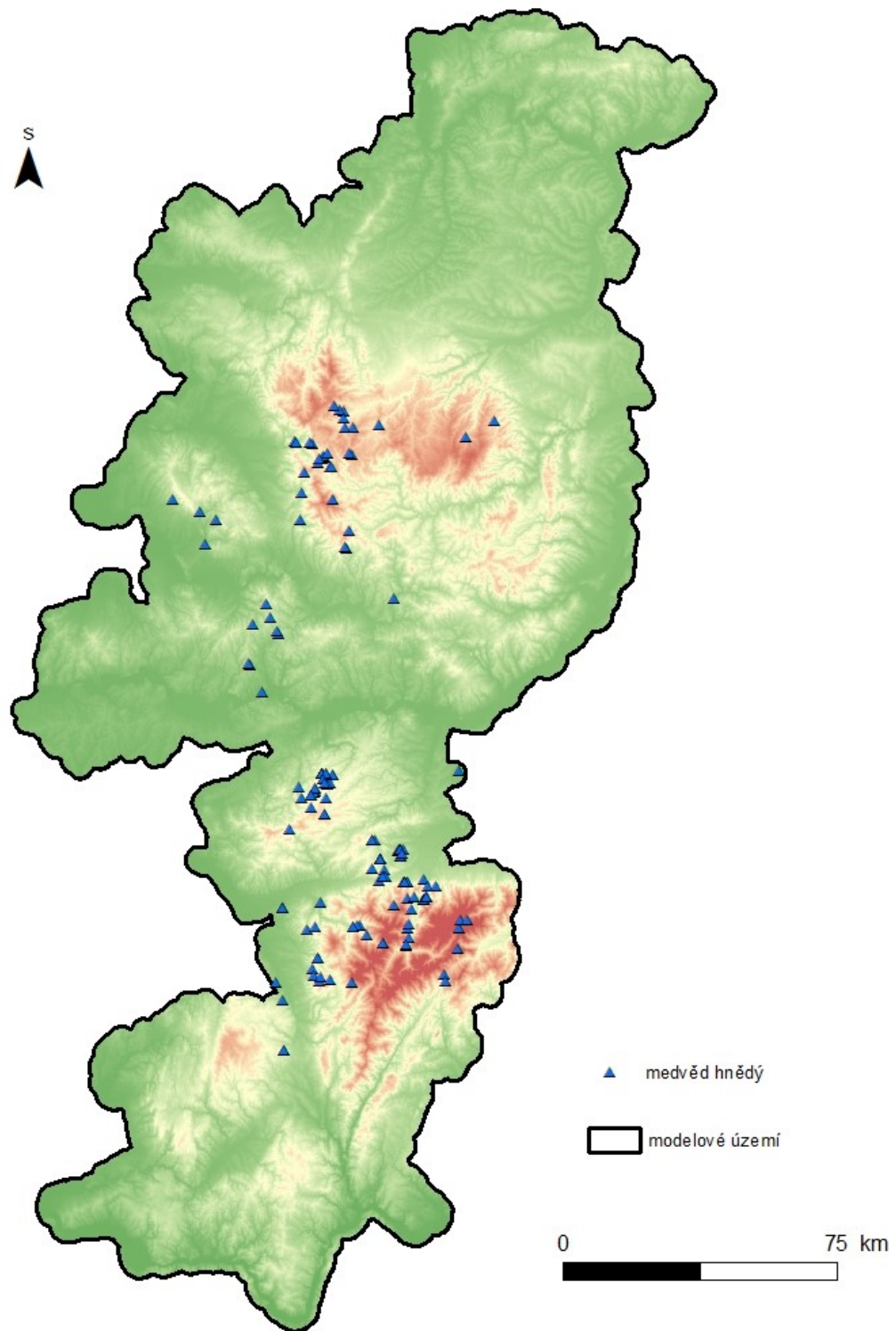
nálezová data v modelovém území



JANOUŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, EU-DEM v 1.1 25x25 m,

VÝSKYT MEDVĚDA HNĚDÉHO

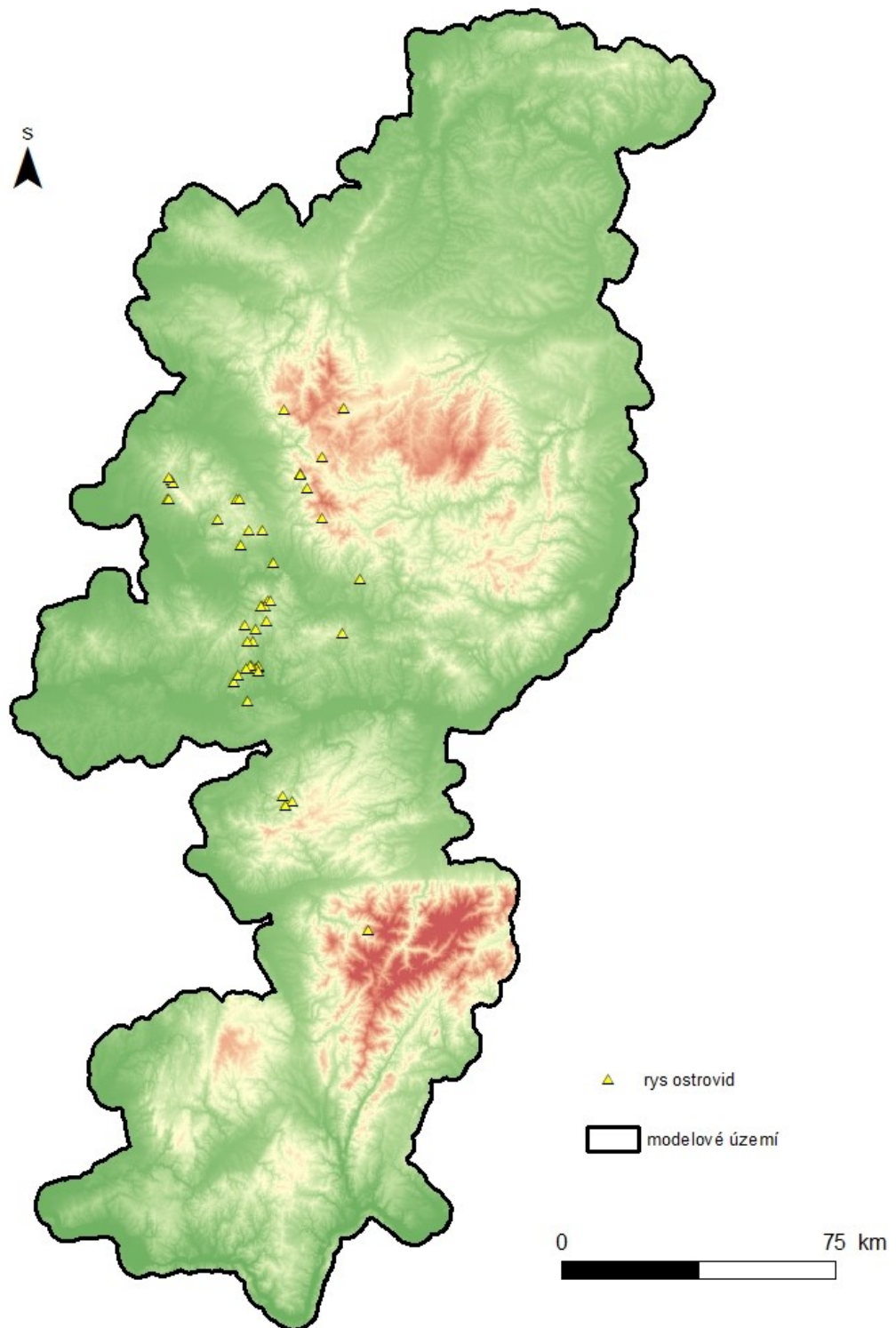
nálezová data v modelovém území



JANOŮŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, EU-DEM v 1.1 25x25 m,

VÝSKYT RYSA OSTROVIDA

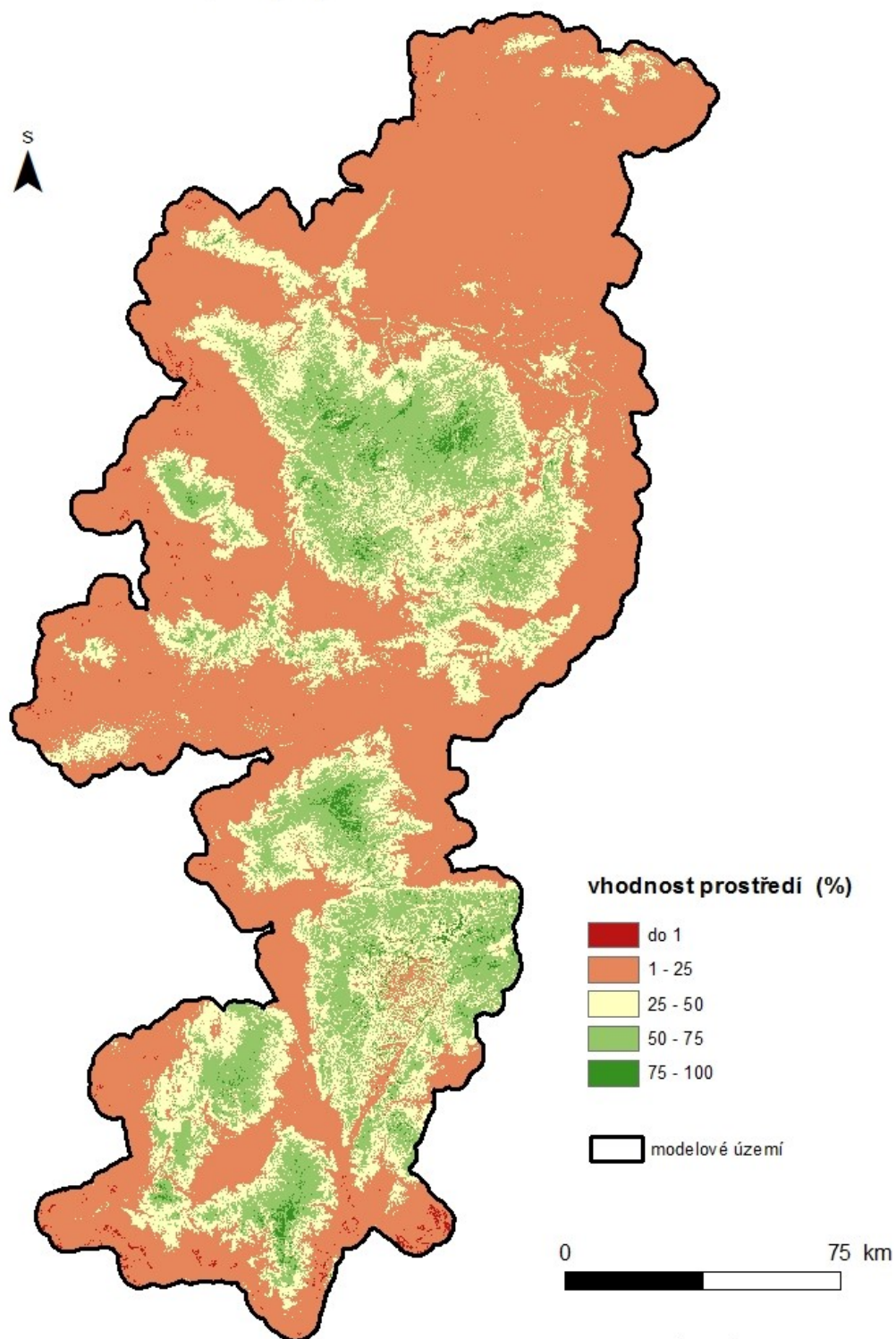
nálezová data v modelovém území



JANOŤKOVÁ Eliška, Praha 2019, EU-DEM v 1.1 25x25 m,

VHODNOST PROSTŘEDÍ

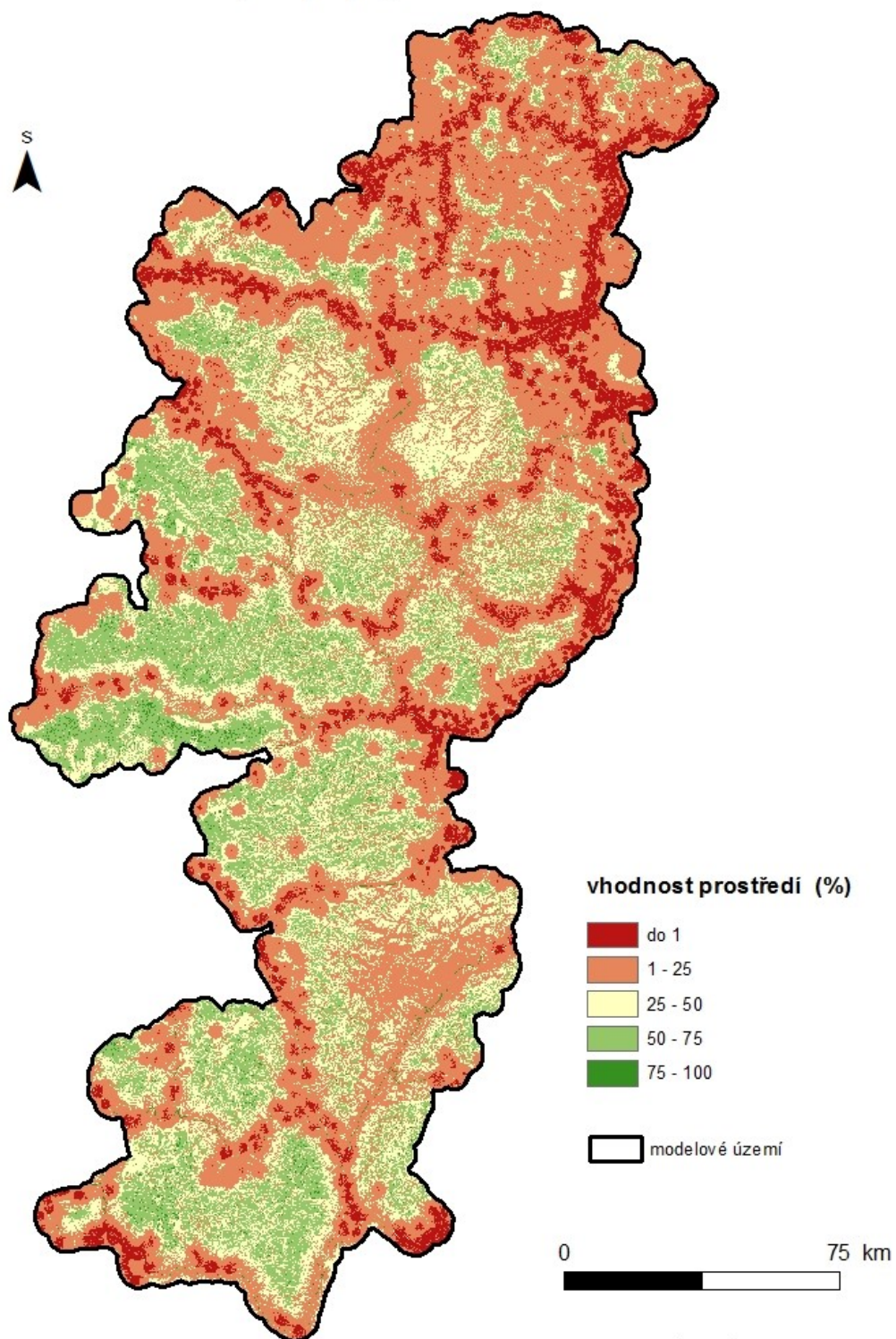
pro výskyt medvěda hnědého



JANOUŠKOVÁ Eliška, Praha 2019

VHODNOST PROSTŘEDÍ

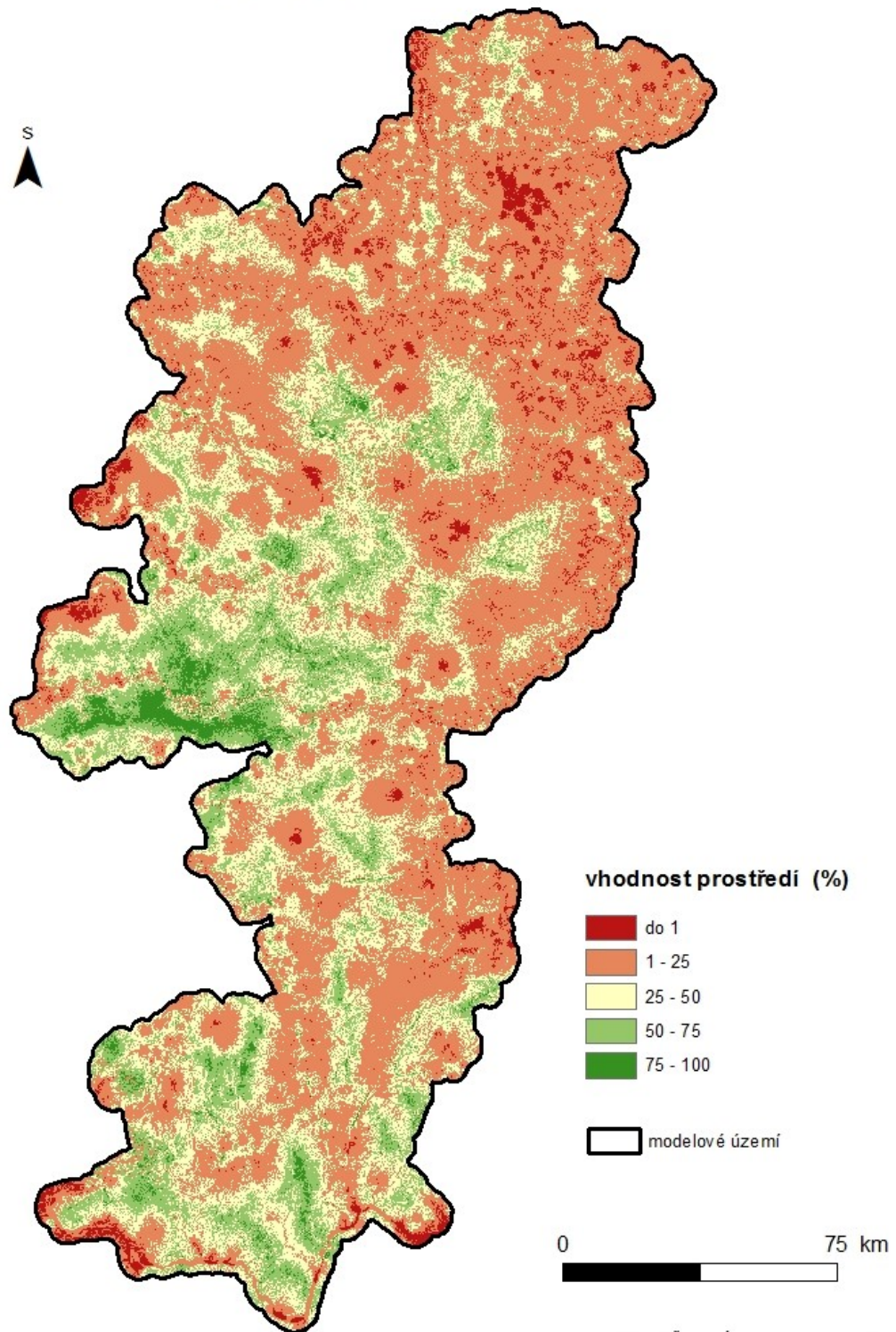
pro výskyt rysa ostrovida



JANOŮŠKOVÁ Eliška, Praha 2019

VHODNOST PROSTŘEDÍ

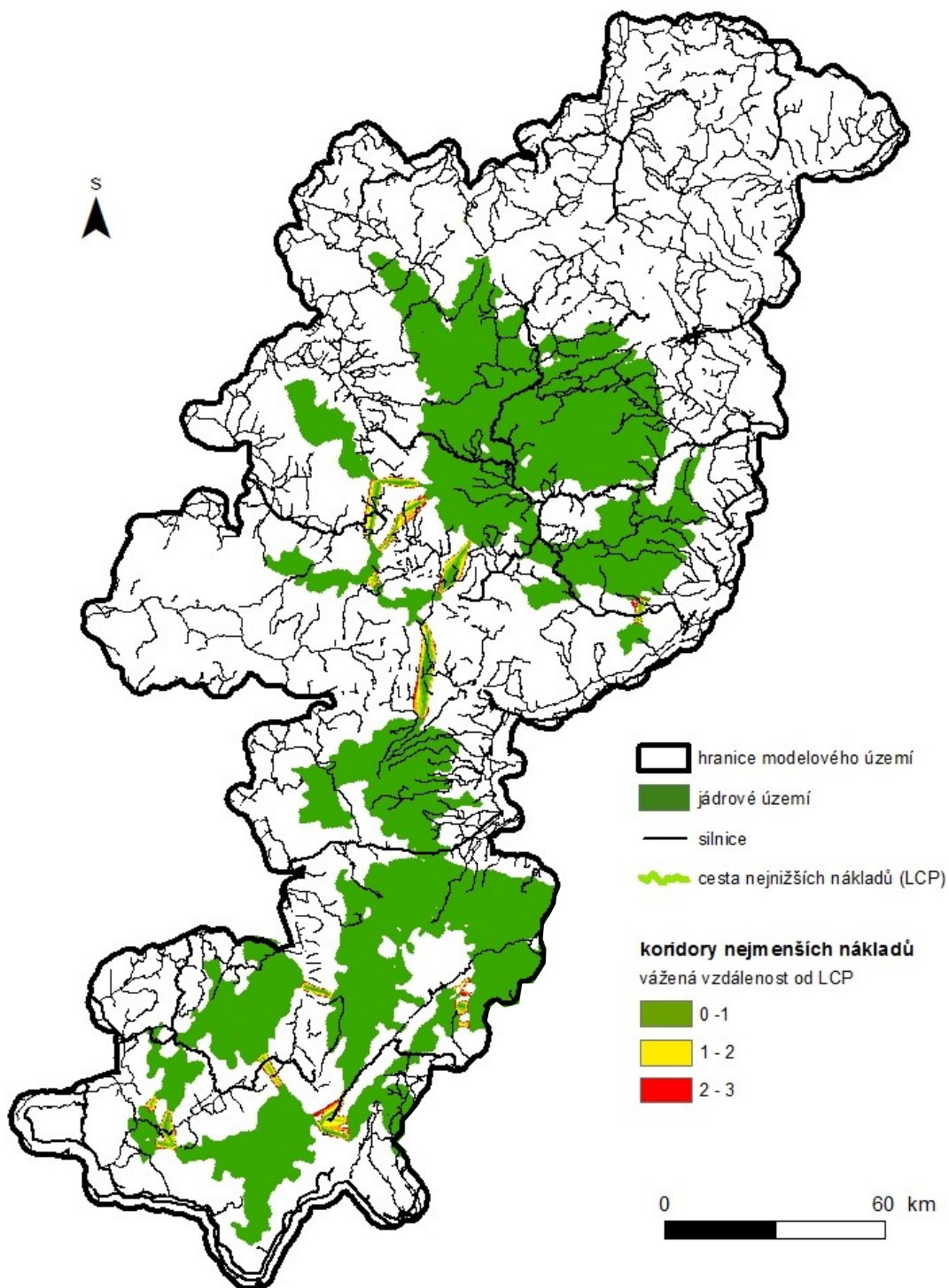
pro výskyt vlka obecného



JANOUŠKOVÁ Eliška, Praha 2019

MIČRAČNÍ KORIDORY NEJNIŽŠÍCH NÁKLADŮ

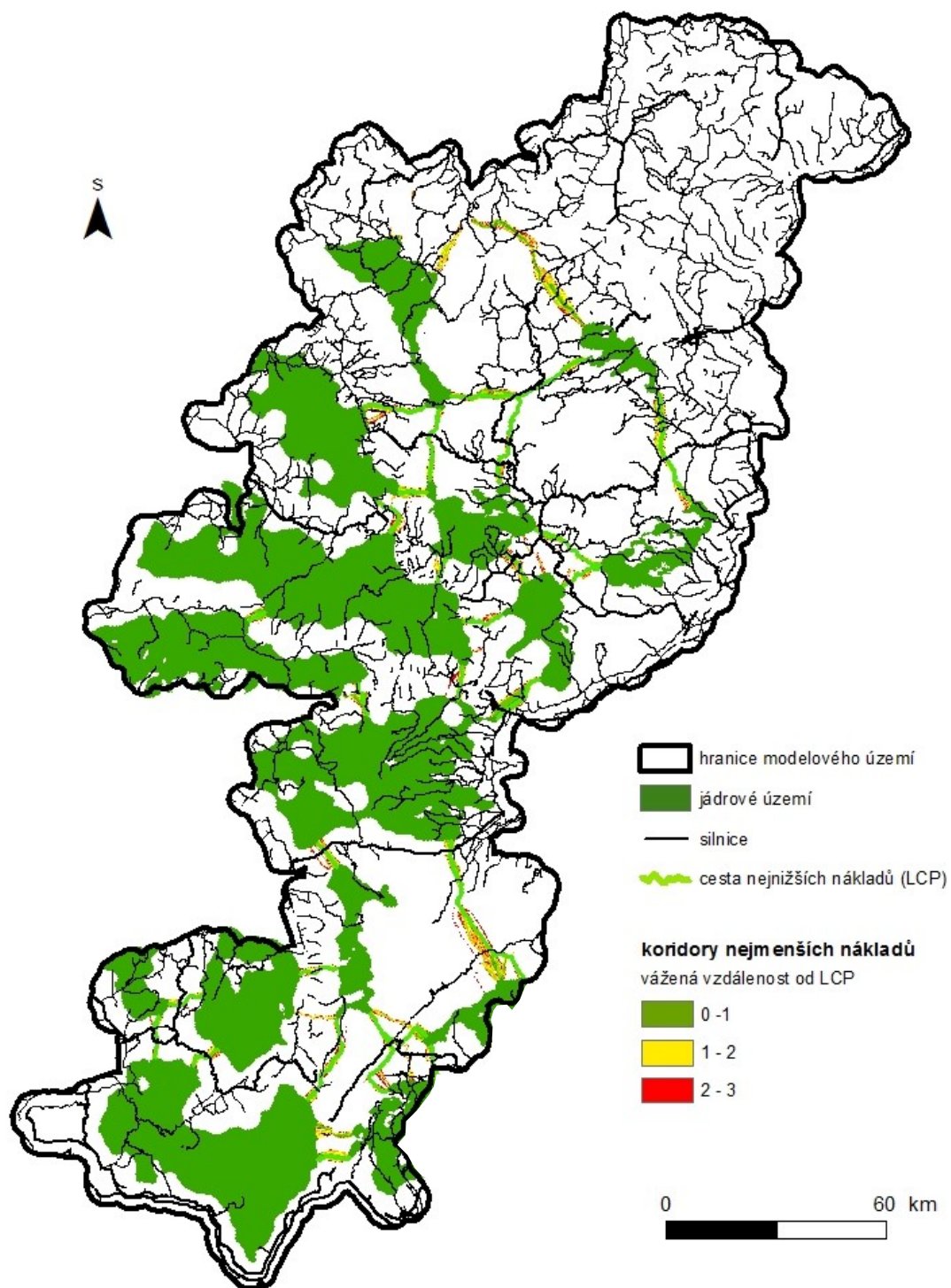
medvěda hnědého v modelovém území



JANOŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, OSM

MIČRAČNÍ KORIDORY NEJNIŽŠÍCH NÁKLADŮ

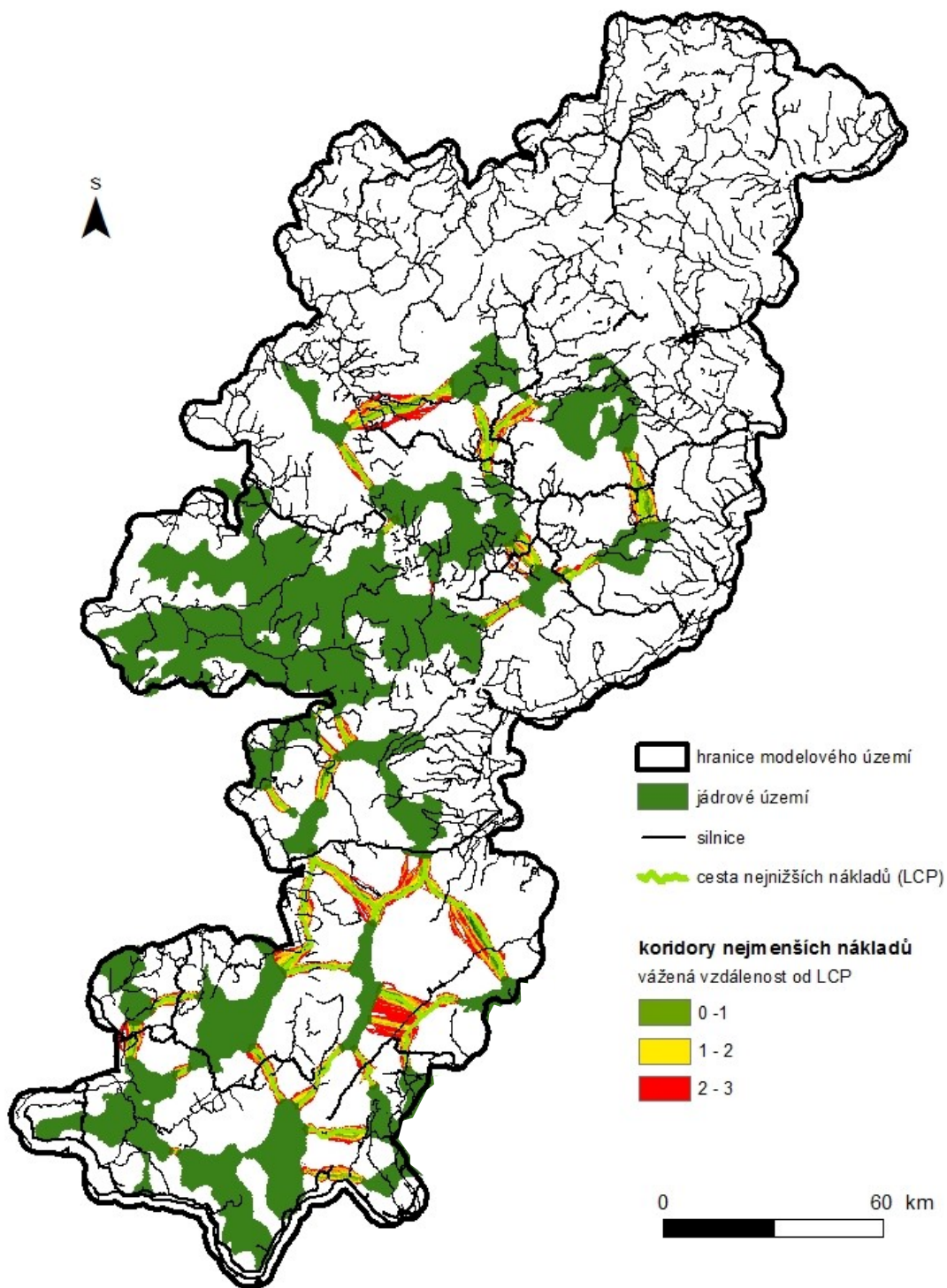
rysa ostrovida v modelovém území



JANOŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, OSM

MIČRAČNÍ KORIDORY NEJNIŽŠÍCH NÁKLADŮ

vlnka obecného v modelovém území



JANOUŠKOVÁ Eliška, Praha 2019, OSM