Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí

Katedra geoinformatiky a územního plánování

Mgr. Vladimír Zýka

Klasifikace krajiny Karpat dle kvality a míry konektivity habitatů velkých šelem

Carpathian landscape classification according to the quality and degree of habitat connectivity of large carnivores

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: Ing. Petra Šímová, Ph.D
Konzultant diplomové práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Vladimír Zýka

Krajinné inženýrství

Název práce

Klasifikace krajiny Karpat dle kvality a míry konektivity habitatů velkých šelem

Název anglicky

Carpathian landscape classification according to the quality and degree of habitat connectivity of large carnivores

---

Cíle práce

Diplomová práce se bude věnovat modelování vhodnosti krajiny v Karpatech pro velké šelmy z hlediska vhodnosti biotopů a konektivity (fragmentace) krajiny. Typickými zástupci budou medvěd hnědý, vlk obecný a rys ostrovid. Vhodnocení bude vycházet z různých typů vstupních dat: abiotických (nadmořská výška, členitost reliéfu), biotických (krajinný pokryv) a antropogenních (míra fragmentace krajiny, zejména liniovými stavbami). Formulace konkrétních cílů práce je úkolem diplomanta.

Metodika

Rešerše problematiky typologie krajiny s ohledem na hodnocení kvality habitatů velkých šelem. Vymezení zájmového území a jeho charakteristika z hlediska faktorů ovlivňujících výskyt velkých šelem. Analýza míry fragmentace krajiny v Karpatech na základě dat o silniční síti a krajinném pokryvu. Klasifikace krajiny Karpat a analýza kvality habitatů velkých šelem. Vymezení vhodných habitatů (habitat suitability models) a zhodnocení jejich konektivity pro velké šelmy s využitím krajinných typů pohoří Karpat.

Doporučený rozsah práce

60 – 80 stran textu

Doporučené zdroje informací

JAEGER, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology. 2000, vol. 15, s. 115–130.

MCREA, B. H.; BEIER, P. 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. Proceeding of the National Academy of Sciences, vol. 104. s. 19885–19890.

MINÁRIKOVÁ, T.; STRNAD, M; HLAVÁČ, V.; BLÁHOVÁ, A.; ROMPORTL, D.; ŠUSTR, P.; BUFKA, L; ANDREAS, M. 2010. Biologie a ekologie zájmových druhů. In: ANDĚL, P.; MINÁRIKOVÁ, T.; ANDREAS, M. (eds.). Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Liberec: Evernia, 2010, 137 s.

ROMPORTL, D.; CHUMAN, T.; LIPSKÝ, Z. 2013. Typologie současné krajiny Česka. Geografie, 2013, roč. 118, s. 16–29.

SAURA, S.;PASCUAL-HORTAL, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. Landscape and Urban Planning, vol. 83, s. 91–103.

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Konzultant

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 20. 4. 2015

Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 4. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 21. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Ing. Petry Šímové, Ph.D, a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze, 22. 4. 2015 .....

Poděkování:

Chtěl bych poděkovat své vedoucí diplomové práce Ing. Petře Šímové, Ph.D. a konzultantovi diplomové práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za pomoc a vstřícnost při zpracovávání závěrečné práce. Zároveň tímto děkuji své blízké rodině za podporu a ochotu, se kterou mi umožnili diplomovou práci vypracovat.

Klasifikace krajiny Karpat dle kvality a míry konektivity habitatů velkých šelem

Abstrakt

Diplomová práce se věnuje modelování habitatové vhodnosti a konektivity krajiny v Karpatech pro velké šelmy – medvěd hnědý (ursus arctos), vlk obecný (canis lupus) a rys ostrovid (lynx lynx). Základem je zhodnocení krajiny za účelem vytvoření vstupních dat – abiotických (nadmořská výška, členitost reliéfu), biotických (krajinný pokryv) a antropogenních (míra fragmentace krajiny). Model habitatové vhodnosti (habitat suitability model) reprezentuje Maxent (Phillips et al., 2006), na který přímo navazuje model konektivity Circuitscape (McRea et al., 2008). Výsledky práce představuje klasifikace krajiny dle indexu habitatové vhodnosti pro velké šelmy a míry konektivity krajiny pro medvěda hnědého. Oblasti s maximální mírou konektivity krajiny se porovnávají se silniční sítí. Porovnáním je vymezeno několik kritických míst pro migraci velkých šelem v Karpatech.

Klíčová slova

fragmentace krajiny – konektivita krajiny – modely vhodnosti habitatu – velké šelmy – klasifikace krajiny

Carpathian landscape classification according to the quality and degree of habitat connectivity of large carnivors

Abstract

The thesis deals with modelling habitat suitability and landscape connectivity in the Carpathians for large carnivores – the brown bear (Ursus arctos), the wolf (Canis lupus) and the lynx (Lynx lynx). The landscape evaluation was used to create input data - abiotic (altitude, relief), biotic (land cover) and anthropogenic (degree of landscape fragmentation). Habitat suitability model represents Maxent (Maximum Entrophy model, Phillips et al., 2006), which is directly connected to the connectivity model – Circuitscape (McRee et al., 2008). The results of this work are landscape classification according to the habitat suitability index for large carnivores and degree of landscape connectivity for the brown bear. Areas with high level of landscape connectivity are compared with the road network. By this comparison we defined several critical spots for migration of large carnivores in the Carpathians.

Key words

landscape fragmentation – landscape connectivity – habitat suitability models – large carnivores – landscape classification

OBSAH

1. Úvod 9

2. Cíle práce 10

3. Rešerše 11

3.1 Hodnocení kvality habitatů velkých šelem 11

3.1.1 Kvalitativní a prostorové nároky velkých šelem Karpat 11

3.1.1.1 Medvěd hnědý 12

3.1.1.2 Vlk obecný 14

3.1.1.3 Rys ostrovid 15

3.1.2 Habitat suitability a species distribution modeling 16

3.1.3 Příklady habitat suitability a species distribution modelů 21

3.1.3.1 Maximum Entropy model 22

3.2 Krajinně ekologické hodnocení krajiny 27

3.2.1 Míra fragmentace krajiny v Karpatech 27

3.2.2 Hodnocení konektivity v kontextu fragmentace krajiny 28

3.2.2.1 Model konektivity Circuitscape 31

3.2.3 Míra kvality habitatů (ecological integrity) 33

4. Charakteristika studijního území 36

5. Metodika 41

5.1 Vymezení zájmového území a jeho charakteristika z hlediska faktorů ovlivňujících výskyt velkých šelem 41

5.2 Popis využitých metod během analýzy konektivity krajiny 43

5.2.1 Klasifikace krajiny (abiotické, biotické a antropogenní faktory) 43

5.2.2 Habitatový model vhodnosti krajiny 45

5.2.3 Hodnocení míry konektivity vhodných habitatů 45

6. Výsledky 47

6.1 Habitat suitability models pro velké šelmy v Karpatech 47

6.1.1 Medvěd hnědý 47

6.1.2 Vlk obecný 51

6.1.3 Rys ostrovid 54

6.2 Model konektivity vhodných habitatů velkých šelem 57

7. Diskuze 60

7.1 Modelování habitatu a konektivity 61

7.2 Ochrana přírody a krajiny 65

8. Závěr 67

9. Seznam použité literatury 68

1. Úvod

Karpaty představují jednu z nejzachovalejších částí krajiny Evropy. V Karpatech se nachází mozaikovitě uspořádaná krajina, kde rozsáhlé lesní komplexy střídají travní porosty a ve vyšších polohách skalní výchozy. Člověk Karpaty osidluje již řadu let, ale míra jeho vlivu zatím nedosahuje úrovně střední, či západní Evropy. To je právě jedním z důvodů, proč Karpaty disponují vysokou biodiverzitou. Karpatská krajina představuje hlavně pro velké šelmy důležitou součást jejich evropského areálu rozšíření. Proto by bylo vhodné vymezit území, kde se velké šelmy vyskytují, a upozornit na citlivá místa v krajině, jejíž kvalita by se vlivem člověka mohla zhoršit.

Základem pro studium krajiny je její klasifikace. Obecně lze klasifikaci krajiny definovat jako rozdělení dílčích složek krajiny do různých prostorových jednotek (Romportl et al., 2013). Takto definovanou (monotematickou) klasifikací krajiny se zabývá řada odborníků (například klimatická klasifikace Metzgera et al., 2005). Komplexní klasifikace krajiny je náročnější proces a odpovídá složité krajinné struktuře, heterogenitě a časové a prostorové proměnlivosti (Mücher et al., 2010; Romportl et al., 2013). Klasifikace krajiny je nedílnou součástí habitatového modelování, tedy vymezování vhodných částí krajiny pro sledované organismy. Modely habitatové vhodnosti jsou zaměřeny na hodnocení krajiny z hlediska prostorových nároků zájmových druhů. Nejvíce vhodné habitaty představují jádrové oblasti, kde mohou jedinci v klidu přežívat a rozmnožovat se.

Ohrožením pro jádrové oblasti je hospodářský a kulturní rozvoj společnosti. Především zvýšení intenzity dopravy a s ní spojené rozšiřování komunikací může mít za následek nejen znehodnocení krajiny (zábor půdy, negativní projevy dopravy), ale i zhoršení propojenosti dílčích habitatů. Propojenost neboli konektivita jádrových území je zásadní pro zachování přirozeného vývoje sledovaných organismů. Nejvhodnější (jádrová) území si člověk může představit jako ostrovy v krajině, mezi nimiž probíhá vzájemná výměna informací (MacArthur a Wilson, 1967). Přenos informace, či pohyb organismů závisí na míře fragmentace krajiny (opak konektivity). Proces fragmentace rozděluje krajinu na dílčí části, které jsou od sebe více či méně oddělené (Jaeger et al., 2000, Girvetz et al., 2008). Míra jejich konektivity závisí na prostupnosti bariér, které fragmentované plochy ohraničují. Nejčastěji se za bariéry považují silnice, železnice a urbánní plochy (města, průmyslové areály). Propustnost bariér se liší podle druhů živočichů a jejich nutkání bariéru překonat (Rico et al., 2007).

2. Cíle práce

Při studiu habitatů velkých šelem v Karpatech lze předpokládat, že se šelmy budou vyskytovat na velké části tohoto pohoří. Bohatá přírodní krajina Karpat představuje pro velké šelmy klíčový prostor pro jejich migraci v rámci celé Evropy. Zahrnutí fragmentace krajiny, jakožto antropogenního vlivu, povede k rozdrobení vhodného prostředí pro výskyt velkých šelem. Konektivita těchto habitatů by ovšem neměla být ohrožena. V diplomové práci byly zvoleny tyto hlavní cíle:

1. Vymezení a klasifikace krajiny Karpat pro využití v habitatovém modelování
2. Zhodnocení míry fragmentace a konektivity krajiny
3. Zhodnocení kvality habitatů z hlediska kvalitativních a prostorových nároků velkých šelem

Mezi dílčí cíle dále zařazuji seznámení se s teorií modelování habitatové vhodnosti a konektivity krajiny a výběr nejvhodnějších modelů pro sledování velkých šelem v Karpatech. Dále je dílčím cílem příprava vstupních dat o krajině, která by mohla posloužit nejen výzkumu velkých šelem v Karpatech.

3. Rešerše

3.1 Hodnocení kvality habitatů velkých šelem

Po komplexní charakteristice vymezené oblasti navazuje detailnější pohled na krajinu, a to z hlediska hodnocení kvality habitatů velkých šelem. Pohoří Karpaty slouží jako spojovací článek mezi severními, jihovýchodními a západními populacemi velkých šelem. Velké šelmy, jako je vlk obecný, medvěd hnědý a rys ostrovid, podléhají řadu let podrobnému výzkumu (např. May et al., 2008; Anděl et al., 2010; Chapron et al., 2014). Z těchto výzkumů lze poměrně přesně odvodit kvalitativní a prostorové nároky zmíněných šelem. Na základě odvozených nároků se vybírají data vypovídající o kvalitě přírodního prostředí, která posléze vstupují do habitatového modelu. Modely habitatové vhodnosti a prostorové distribuce druhů představují dobrý nástroj k prostorovému vymezení krajiny, ve které se šelmy pohybují nejvíce, nebo by se v budoucnu mohly vyskytovat.

3.1.1 Kvalitativní a prostorové nároky velkých šelem Karpat

V karpatském pohoří žije celá řad živočichů, kteří přežili bouřlivý rozvoj člověk během posledních několika stovek let. V Karpatech doposud snadno přežívají i velké šelmy, které odsud mohou migrovat do okolních oblastí někdy i stovky kilometrů vzdálených. Velkými šelmami je v této diplomové práci myšlen medvěd hnědý (Ursus arctos), vlk obecný (Canis lupus) a rys ostrovid (Lynx lynx). Právě tyto druhy jsou posledních několik let bedlivě pozorovány nejen na území České republiky (např. Romportl et al., 2014), ale pozorování se rozšířilo i do polské, slovenské a rumunské části Karpat. Jedním z výsledků pozorování jsou prezenční data, tedy informace o místě výskytu daného jedince v jeden časový okamžik. Z prezenčních dat lze zhruba odvodit, jaké prostředí velké šelmy nejvíce upřednostňují a jakému se naopak vyhýbají. Na začátek je tudíž důležité zmínit se o jejich rozšíření a ekologických a etologických nárocích.

Všechny velké šelmy (medvěd, vlk, rys) podléhají v rámci Evropské unie mezinárodní ochraně, a to směrnici č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Podle IUCN (IUCN, 2010abc) se dle červeného seznamu savců řadí mezi málo dotčené druhy a jejich populační trend je považován za stabilní. Obecně se na velké šelmy vztahují další mezinárodní úmluvy. Jedná se o úmluvu o mezinárodním obchodu

s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES), o úmluvu o ochraně evropské flóry a fauny (Bernská úmluva) a o úmluvu o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů (Bonnská úmluva; Mináriková et al. 2010).

3.1.1.1 Medvěd hnědý

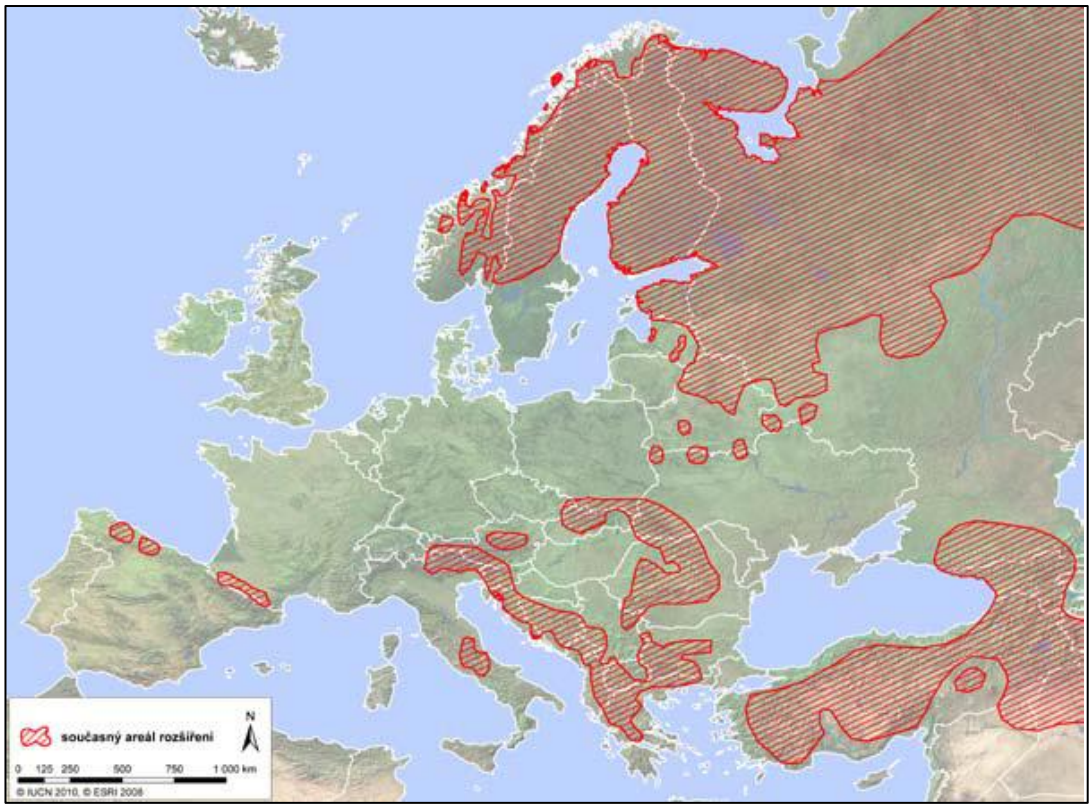
Medvěd hnědý se původně vyskytoval na celém území Evropy (kromě přilehlých ostrovů). Během 19. a 20. století se vlivem odlesňování, intenzifikace zemědělství a pronásledování člověkem jeho počty začaly snižovat. V současné době se medvěd hnědý vyskytuje převážně v severovýchodní části evropského subkontinentu. Jiné větší území obývá medvěd hnědý na Kavkazu a v Turecku, odkud jeho areál výskytu pokračuje přes Balkánský poloostrov k Alpám a Karpatům. Izolovaným populacím se daří přežívat na Apeninském poloostrově (střední Itálie) a v Pyrenejích. Právě Karpaty společně s malými ostrůvky výskytu na hranicích Ukrajiny a Běloruska tvoří jakýsi most spojující severovýchodní a jižní areály výskytu medvěda hnědého (IUCN, 2010a; obrázek 1). Karpaty navíc představují s cca 8 000 kusy druhou nejpočetnější populaci v Evropě (Chapron et al., 2014).

Medvědi žijí po většinu roku samotářským způsobem života. V době páření samec obchází teritoria samic a páří se s nimi. Zvýšený pohyb medvědů do širšího okolí lze očekávat právě v období říje, tedy od konce května do července (Červený et al., 2006a). Medvěd představuje klasického všežravce. Složení jeho potravy se jednak mění v průběhu roku, ale i v rámci oblastí výskytu (Nowak, 1999). Medvědi hrají důležitou roli v rámci ekosystému, neboť svým výborným čichem vyhledávají mršiny, které následně konzumují, čímž zamezují šíření nemocí (Mináriková et al., 2010).

Medvěd hnědý v rámci svého rozšíření obývá lesy, ale i tundru, step, dokonce i okraje pouští (Červený et al., 2006a). Medvěd vyhledává neprostupné odlehlé oblasti s minimálním rušivým vlivem člověka. V oblastech s vysokou lidnatostí upřednostňuje nepřístupný terén s mlazinami, vývraty stromů a dalšími úkryty. Medvěd nejraději osídluje biotop hustého lesa střídající se s vodními plochami a pasekami, kde vyhledává lesní ovoce. Jeho výskyt závisí na dostupnosti zdrojů potravy. Nízký objem potravy nutí medvěda sestupovat do nižších poloh na okraj zemědělské krajiny. Nároky na prostředí se mění také během migrace mladých jedinců hledajíce svoje nová teritoria, nebo během času rozmnožování. Migrace nutí medvědy překonávat nejen pro ně atypické prostředí otevřené krajiny, ale telemetrické pozorování ve Slovinsku dokonce ukázalo, že je medvěd schopen překonat i dálnici (Kaczensky et al., 2003). Jejich snahu překonat antropogenní bariéry bohužel dokazují nálezy uhynulých jedinců po kolizích s dopravními prostředky.

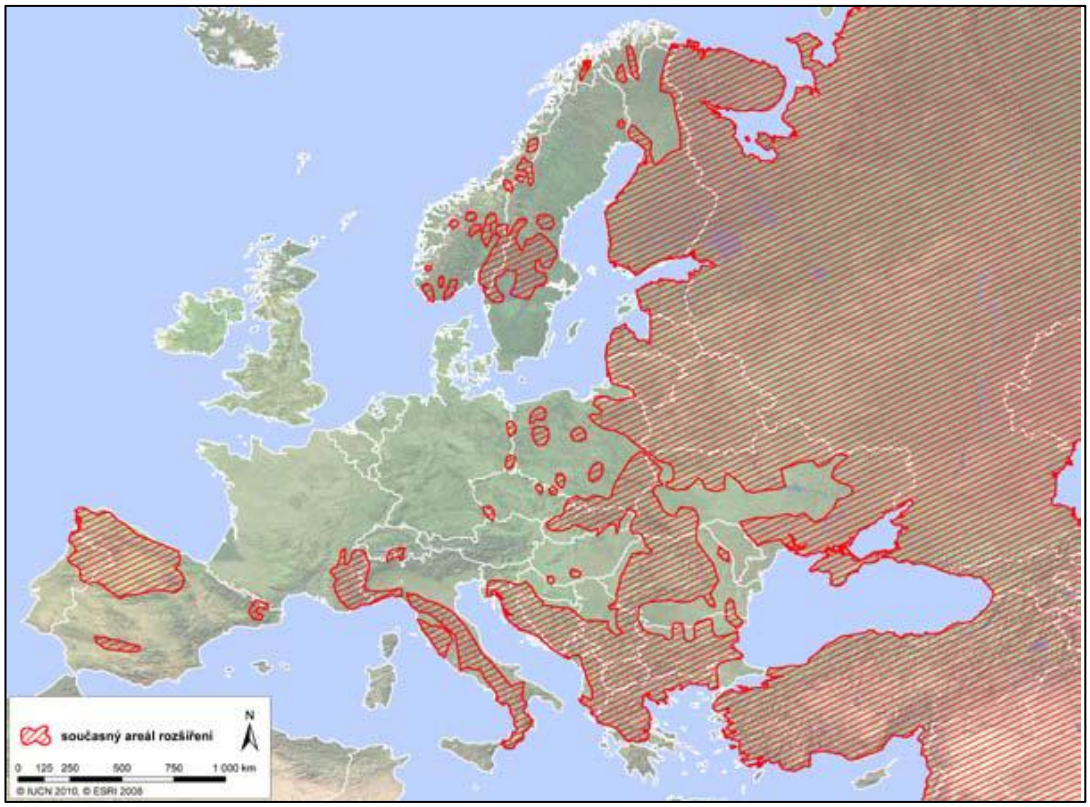
Prostorové nároky jsou velice variabilní. Velikost domovského okrsku v oblasti polských Karpat se pohybuje v rozmezí 50–270 km^2 (Finďo et al., 2007). U nedospělých jedinců hledajících svá teritoria obývaná plocha může dosahovat až 500 km^2 (Kaczensky et al., 2003). Fragmentace habitatu spojená s rozvojem zástavby může dle Linnella et al. (2007) vést na řadě míst ke střetům medvěda s člověkem. Například nadměrný sběr lesních plodů člověkem nutí medvědy hledat potravu níže v údolí a tím překonávat antropogenní bariéry (Finďo et al., 2007).

Obrázek 1: Rozšíření medvěda hnědého v Evropě



Zdroj: IUCN - European Mammal Assessment, upravila Mináriková et al., 2010

Obrázek 2: Rozšíření vlka obecného v Evropě



Zdroj: IUCN - European Mammal Assessment, upravila Mináriková et al., 2010

3.1.1.2 Vlk obecný

Vlk obecný měl původně holarktický areál rozšíření. Během 60. a 70. let 20. století došlo k silnému populačnímu poklesu vlka v Evropě, ve které se v dnešní době začíná opět rozšiřovat. Vlk obecný se vyskytuje v podobných oblastech jako medvěd. Dokáže ovšem obývat i méně zalesněné oblasti, tudíž je jeho areál výskytu vetší a souvislejší. Spojitý areál sahá až na nížinné oblasti Ukrajiny od Uralu po Západní Karpaty (IUCN, 2010b; obrázek 2). Na jihu Evropy tvoří bariéru pouze úzký průliv Bospor a Dardanel. Vlk obývá celý Balkán a Apeninský poloostrov. V Alpách a Pyrenejích se však vyskytuje pouze v západní, respektive východní části. Poměrně značný areál vlk obývá v severozápadní části Pyrenejského poloostrova (Kantaberské pohoří). Ostrůvkovitě lze vymezit areál výskytu v České republice, Polsku a ve Skandinávii (IUCN, 2010b). Karpaty opět tvoří můstek mezi severní a jižní populací vlka obecného. Vlci se nachází převážně v Rumunsku a na Ukrajině a tvoří tu poměrně stabilní populaci s cca 5 000 jedinci (Linnell et al., 2007). Počet vlků v České republice je stále závislí na migraci jedinců ze Slovenska a Polska (Bartošová, 2005). Nedávno byl zaznamenán výskyt vlka šířícího se z Německa také na Kokořínsku.

Vlk na rozdíl od medvěda žije sociálním rodinným životem. V podmínkách střední Evropy tvoří smečku 4 až 5 jedinců s dominantní rolí hlavního páru, který se jako jediný smí rozmnožovat. Ostatní členové rodiny (nejčastěji starší mláďata) se podílí na obživě. Celá smečka se pohybuje v jednom rozlehlém teritoriu, které si značí močí a trusem (Anděra a Gaisler, 2012). Pouze v raném věku mláďat se vlci pohybují ve stejné oblasti v okolí nory. Mladí vlci opouští smečku ve dvou letech a hledají si nové teritorium s dostatkem potravy. Právě potrava hraje velkou roli v migraci vlků a velikosti smečky. Vzdálenost, kterou vlci urazí během dne, se podstatně mění v závislosti na geografických podmínkách, dostupnosti potravy, či roční době. Vlk se velmi často živý lovenou kořistí (kopytníci, drobní obratlovci) a někdy i zdechlinami, ale na rozdíl od rysa vyhledává i rostlinou potravu (Červený et al., 2005). Domácí zvířata vlk napadá pouze v největším nedostatku potravy. Vlk dokáže i několik dní hladovět. V denním průměru sežere 9–12 kg masa (Červený et al., 2005). Vlk hraje v ekosystému nezastupitelnou roli, poněvadž se primárně zaměřuje na jedince slabé, staré a nemocné s cílem ušetřit energii vynaloženou při lovu. Vlk je přirozeným regulátorem stavu kopytníků v lesním ekosystému a přispívá tak k jeho obnově.

Vlk se dokáže přizpůsobit široké škále biotopů. Jeho nároky na prostředí se mění v průběhu roku, a to v důsledku migrace, či rozmnožování. V době rozmnožování vlci vyhledávají klidné prostředí s vysokým podílem lesů, jednoduše dostupné potravy a blízkostí vodního zdroje. Vlci se dokážou přizpůsobit i krajině s nižší lesnatostí, pokud se skládá z luk a mokřadů (Červený et al., 2005). Evropská populace vlka je v současnosti fragmentována lidskou činností. Vlci se tudíž zdržují v horských a podhorských oblastech. Existuje ale velká tolerance vlka k antropogennímu prostředí (Finďo et al., 2007). V jižní Evropě lze pozorovat vlky hledající potravu, kteří se běžně pohybují v blízkosti lidských obydlí (skládek). Citlivost vlka na bariéry v krajině se mění v závislosti na jejich chování. V průběhu migrace na větší vzdálenosti jsou vlci schopni překonat i rušné silnice a bezlesé oblasti, vždy ale v průběhu noci (Mináriková et al., 2010).

Velikost teritoria vlka se mění během roku a závisí především na dostupnosti potravy, typu prostředí a počtu jedinců ve smečce. Průměrná velikost vlčího teritoria se pohybuje řádově v prvních stovkách kilometrů čtverečních. Například v Polsku je udávána průměrná velikost teritoria 158 km^2 (Jedrzejewski et al., 2007). Ve Skandinávii se naopak odhaduje velikost teritoria až 1 000 km^2 (Hakan et al., 2000). Obecně lze říci, že se velikost teritoria mění se zeměpisnou šířkou a s tím, jak se mění hustota kořisti. Několik dalších telemetrických pozorování vlka odhalilo relativně tolerantní chování vlků k zástavbě a silnicím. Vlk je schopen přizpůsobit se lidským obydlím, pokud není tlak ze strany člověka silný (Finďo et al., 2007).

3.1.1.3 Rys ostrovid

Rys ostrovid dopadl v nedávné historii nejhůře z výše jmenovaných velkých šelem. Populace rysa se zachovala v dostatečné hustotě pouze v oblasti Karpat. Cílenou reintrodukcí a ochranou se ji podařilo obnovit v řadě evropských států (Mináriková et al., 2010). V současné době se populace rysa ostrovida koncentruje v několika silně fragmentovaných oblastí střední (Šumava, Alpy) a jižní Evropy (Dinaridy, Helenidy). Velmi silnou populaci si rys zachovává v Karpatech, odkud se jeho areál výskytu ostrůvkovitě rozšiřuje na severovýchod Evropy. Zde pokrývá téměř celý Skandinávský poloostrov a oblasti ruské tajgy. Populace Malé Asie (Turecko, Kavkaz) je od té karpatské a ruské značně izolována (IUCN, 2010c; obrázek 3).

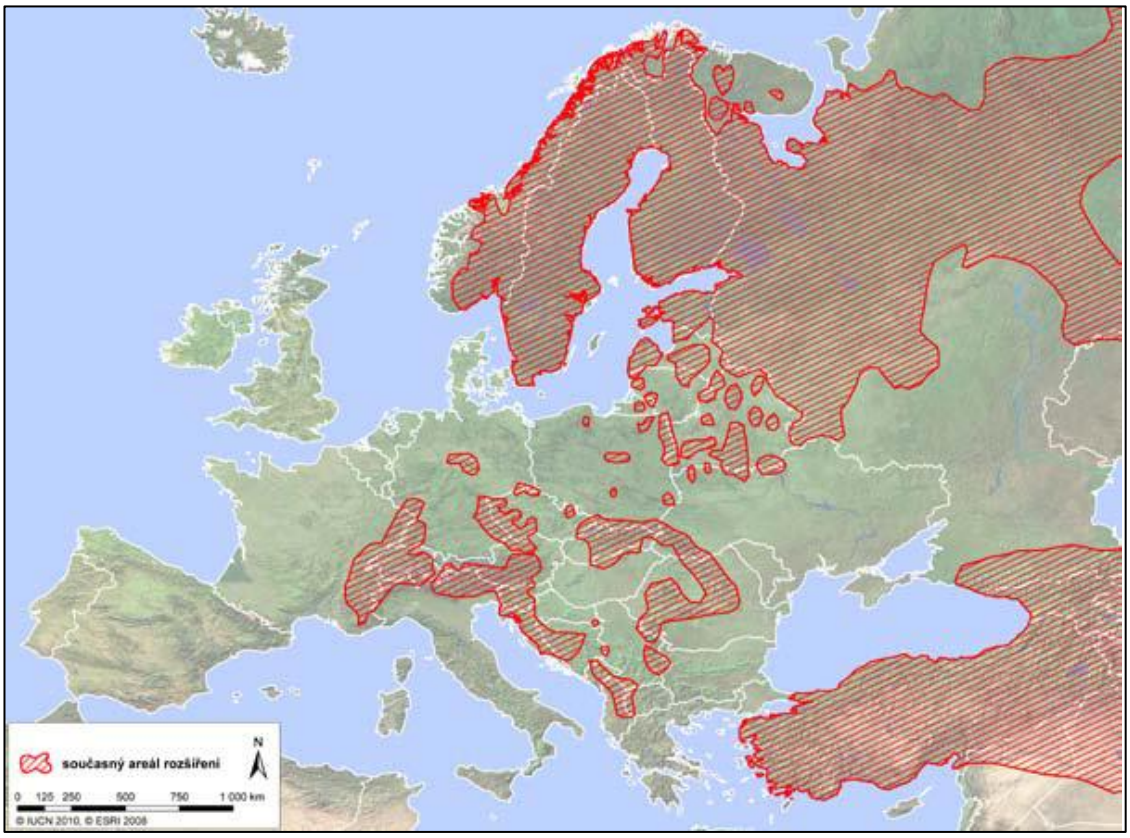
Rysi žijí samotářským přísně teritoriálním životem. Teritoria stejného pohlaví se nikdy nepřekrývají (Anděra a Gaisler, 2012). Samci mohou mít ve svém domovském okrsku i několik samic. Samci a samice rysa se setkávají jen na několik dnů v době páření. Rodí se dvě až tři mláďata, která však mají velmi vysokou mortalitu (až 50 %; Červený et al., 2006b). K osamostatnění dochází ve věku 8-10 měsíců. Samice si většinou hledají své nové teritorium poblíž matce, samci migrují na delší vzdálenost. Rys ostrovid má důležitou roli v ekosystému. Jakožto vrcholový predátor je přirozeným regulátorem spárkaté zvěře, čímž udržuje rovnováhu v ekosystému potřebnou k obnově lesa (Anděra a Gaisler, 2012).

Biotop rysa reprezentují rozsáhlejší lesní celky v podhorských a horských polohách s velmi členitým terénem s množstvím úkrytů, které využívá jednak pro úkryt mláďat, ale i pro lov ze zálohy. Maye et al. (2008) porovnávali habitaty medvěda, rysa a vlka. Z výzkumu vyplývá, že rys upřednostňuje habitaty s největší lesnatostí a členitostí terénu. V období migrace se nároky samozřejmě snižují, přesto se rys snaží využít zalesněná území. Předpokládá se, že lesní celky vzdálené do 1 km nepředstavují pro rysa migrační bariéru. Obdobně se rys při migraci spokojí s fragmenty lesa o rozloze 1 km^2 (Zimmerman a Breitenmoser, 2007). Rozvoj sledování rysích jedinců pomocí telemetrie přináší řadu zajímavých zjištění. Jako zásadní překážka při migraci rysa působí dálnice, kterou překonalo jen několik sledovaných jedinců. Naopak se potvrzuje, že rys dokáže překonat několika set metrovou zemědělskou plochu, či desítky metrů široký vodní tok (Zimmerman a Breitenmoser, 2007).

Velikost domovského okrsku závisí na hustotě populace kořisti (kopytníci) a druhu biotopu. Průměrně se však jedná o stovky čtverečních kilometrů (Herfindal et al., 2005).

Rysí samci jsou aktivní především v noci, samice pečující o mláďata i ve dne. Obvykle jedinec za den urazí kolem 7 km, v době páření i o polovinu více (Kocurová et al., 2003).

Obrázek 3: Rozšíření rysa ostrovida v Evropě



Zdroj: IUCN - European Mammal Assessment, upravila Mináriková et al., 2010

3.1.2 Habitat suitability a species distribution modeling

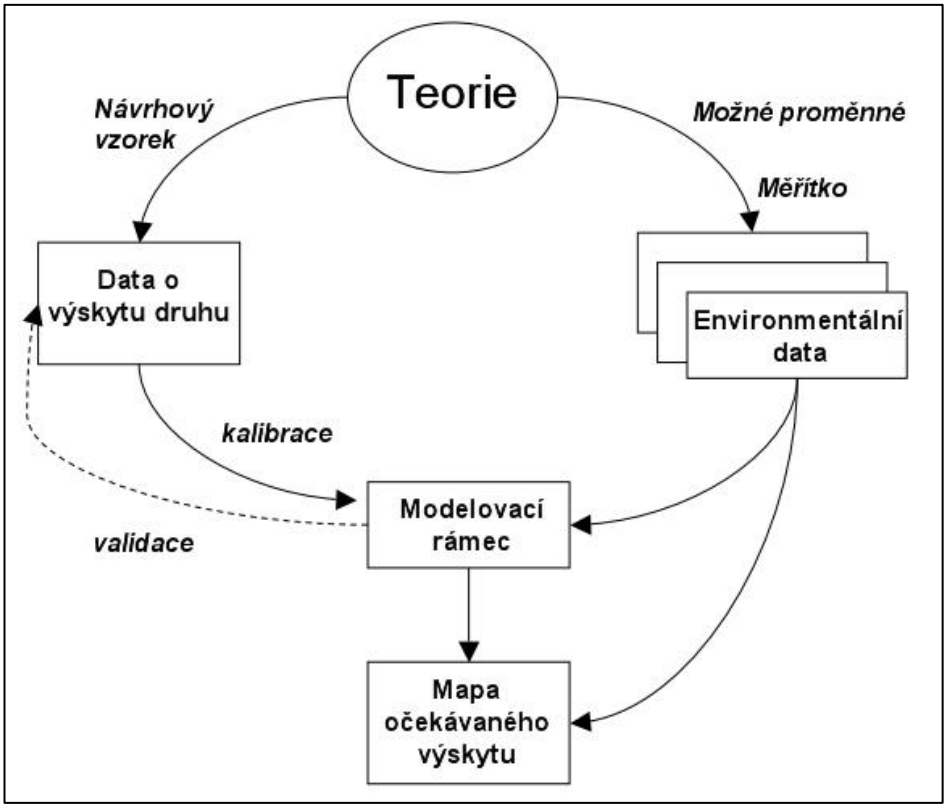
V současnosti se modelováním habitatů zabývá mnoho odborných studií. Za použití různých prostorových měřítek se studuje pohyb, výskyt a prostorové nároky nejrůznějších druhů organismů. Nejedná se pouze o nároky velkých šelem (Cushman a Lawis, 2010), předmětem výzkumu jsou často drobní živočichové (Segurado a Araújo, 2004), dokonce i rostliny (McRae a Beier, 2007). Jelikož se lze zabývat opravdu širokým spektrem organismů, je nutné citlivě vybírat krajinné metriky a modely umožňující hodnocení kvality habitatů.

V dnešní době se totiž nabízí celá řada modelů, které jsou založeny na nejrůznějších principech a datech (Zeller et al., 2012). Základní kámen pro modelování distribuce druhů tvoří koncept ekologické niky (Hutchinson, 1957; Hirzel a Arlettaz, 2003). Podle Hutchinsona (1957) se model niky definuje jako souhrn ekologických faktorů, kde každý faktor představuje jednu dimenzi vícerozměrného prostoru. Ekologickou niku určité populace pak charakterizuje část tohoto prostoru, ve kterém ekologické faktory poskytují nejlepší podmínky pro život a rozmnožování dané populace. Osvědčený příklad představuje model klimatické niky (BIOCLIM; Busby, 1991). Franklin (2009) modely ekologické niky souhrnně nazývá modely distribuce druhů (species distribution model, SDM), které popisují empiricky zjištěné korelace mezi rozložením druhů a proměnnými prostředí. Modely SDM

úzce souvisí s modely vhodnosti habitatu (habitat suitability), jenž popisuje vhodnost habitatu k podpoře života organismů. Model distribuce druhů, který se aplikuje na mapy environmentálních proměnných, předpovídá potenciální geografickou distribuci druhů (potenciální rozmístění na dané lokalitě; Franklin, 2009).

Hlavní cíl modelování distribuce druhů představuje popis empiricky zjištěné korelace mezi distribucí druhů a environmentálními proměnnými (Franklin, 2009). Modely distribuce druhů lze vyjádřit pomocí jednoduchého schéma (obrázek 4). Základ každého modelu tvoří teoretický koncept abiotických a biotických faktorů, které určují distribuci druhů v prostoru a čase. Důležitou součástí jsou data o výskytu druhů v prostoru a povědomí o habitatové náročnosti a preferencích jednotlivých druhů (Franklin, 2009). Modely různých druhů (statistické, deskriptivní, logické atd.) spojují nároky na kvalitu habitatu s proměnnými prostředí. Modelovací rámec umožňuje aplikaci nejrůznějších nástrojů (definovaná pravidla, prahové hodnoty, koeficienty atd.) na hodnoty mapovaných proměnných. Výsledkem modelu bývá nová mapa rozšíření určitého druhu.

Obrázek 4: Schéma modelu distribuce druhů



Zdroj: upraveno podle Franklin, 2009

Modelování vhodnosti habitatu (suitability) si člověk může představit jako hledání takového území, které poskytuje sledované populaci (skupině jedinců) nejlepší podmínky pro život. Vhodné habitaty podporují růst a rozmnožování populace. Důležité je rovněž (propojení) konektivita těchto habitatů. Všechny habitatové modely se snaží předpovědět výskyt druhů na základě environmentálních proměnných. V posledních několika desetiletích jsou modely vytvářeny za využití geografických informačních systémů. Jejich síla se

projevuje nejen snazším zpracování environmentálních dat, ale i snadnou aplikací nejrůznějších statistických metod.

Do modelování habitatu vstupují nejrůznější druhy environmentálních prostorových proměnných, které musí odpovídat zvolenému zájmovému druhu. Nejčastěji se využívají data o krajinném pokryvu (nebo landuse) v počtu 1–5 proměnných (Zeller et al., 2012). Prostorová data v oblasti životního prostředí se získávají mnoha způsoby. Právě u dat o krajinném pokryvu, která se nejčastěji pořizují z družicových nebo leteckých snímků, se upozorňuje na chyby v jejich klasifikaci. Foody (2000) uvádí, že většina (85 %) klasifikací je ale správná. Aby se předešlo chybám spojeným s klasifikací (interpolací), využívají se základní topografické veličiny (sklon, orientace vůči světovým stranám, nadmořská výška, či hloubka). Dále se environmentální proměnné rozdělují na kategorické a kontinuální, často se používá jejich kombinace. V dnešní době není problém tato data mezi sebou převádět a různě kombinovat. S výběrem proměnných úzce souvisí volba prostorového měřítka (někdy se využije měřítko vstupních dat). Nejvíce ovšem záleží na studovaném druhu živočichů. Zájmová oblast pro výzkum brouků (několik km^2) bude zajisté menší než oblast velkých savců (řádově stovky km^2).

Zásadní krok při tvorbě habitatových modelů představuje volba typu biologických dat. V ideálním případě se biologická data zajišťují v souladu s budoucí analýzou. V ostatních případech se volba analýzy musí biologickým datům přizpůsobit. Vyčleňuje se 5 základních typů dat, podle způsobu jejich získávání (Zeller et al., 2012). Expertní odhad se používá v kombinaci s ostatními způsoby získávání biologických dat. Použití pouze expertního odhadu je poměrně kritizováno, přesto se v některých případech využívá jako prozatímní řešení, dokud se nepořídí empirická data (Compton et al., 2007).

Základní informaci podávají data o výskytu nebo absenci jedince (presence–only a presence–absence data). Výhodnější jsou data v kombinaci prezence–absence, která uvádějí, kde se jedinec vyskytuje a kde naopak ne (Hirzel et al., 2006). Habitat vypočtený na základě těchto dat by měl více odpovídat skutečnosti. Detekční bodová data jsou snadno získaná empirická data. Často se ovšem kritizuje výběr stanoviště, kde se data měří, nebo absence informace o pohybu, která lépe vystihuje rezistenci povrchu (Beier et al., 2008).

Mezistupeň mezi detekčními bodovými a pohybovými daty tvoří relokační data, která poskytují informaci o typu krajinné matrice, již sledovaný jedinec upřednostňuje. Relokační data představují dva a více bodů výskytu jednoho jedince, ze kterých ještě nelze vytvořit pohybovou trasu.

Pohybová data (pathway data) se definují jako dvě nebo více po sobě následujících umístění stejného jedince v prostoru v dostatečném časovém intervalu (Zeller et al., 2012). Důraz se klade na konkrétní souvislosti spojení mezi lokalitami. Drobný problém nastává s volbou časového intervalu mezi (body) lokalitami výskytu. Pokud se jedinec pohybuje v krajině rychlostí kilometr za hodinu a prostorové rozlišení prostředí je 100 m, není vhodné použít časový interval odběru po jedné hodině, protože se jedinec v krajině může pohybovat více cestami (Zeller et al., 2012). Tento problém nejvhodněji řeší sledování jedinců pomocí GPS telemetrie, u které lze generovat krátkodobé i dlouhodobé časové intervaly (Rodgers et al., 1996). Sledování jedince určitého druhu zahrnuje všechny druhy pohybu, který jedince

vykonává (pohyb uvnitř zdrojové plochy, pohyb mezi zdroji, migraci atd.). S různými druhy pohybu úzce souvisí motivace jedince k danému pohybu. Proto Zeller et al. (2012) doporučují nejprve druhy pohybu oddělit.

V dnešní době se díky moderní technice studuje také šíření genů v prostoru. Měří se například velikost genetického toku mezi lokalitami výskytu jedinců nebo celé populace (Cushman et al., 2006). Výsledkem je představa o migraci genů dané populace v krajině, například z holocenních refugií.

Po shromáždění environmentálních a biologických dat následuje výběr modelovací funkce. Funkce výběru zdrojů (resource selection function, RSF) je odvozena z biologie živočichů a rostlin (Boyce et al., 2002; Manly et al., 2002). RSF zahrnuje každou funkci, která je úměrná pravděpodobnosti, že habitat využívá nějaký organismus (Manly et al., 2002). Pokud je RSF takto definována, tak i model distribuce druhů může predikovat pravděpodobnost, že se jedinec (druh) vyskytuje v dané lokalitě (Meyer a Thuiller, 2006).

Zeller et al. (2012) shrnují využívané modelovací funkce do pěti hlavních skupin (obrázek 5). Bodové funkce se snaží najít kombinaci parametrů životního prostředí, které nejlépe vysvětlují rozložení jedinců na základě bodů výskytu (jen prezence, nebo prezence–absence). Často se tato metoda optimalizuje pomocí objektivních statistických postupů, například pomocí logistické regrese (Chetkiewicz a Boyce, 2009). Hlavním problémem této funkce je odvozování rezistence povrchu, tzn. odpor k pohybu po krajině, pouze z bodových dat. Modely založené na prezenčních datech neumožňují porovnání s místy, kde se sledovaný jedinec nevyskytuje (absentuje), tudíž se upřednostňují modely těžící z dat o výskytu a absenci jedince (Zaniewski et al., 2002). Problém nedostatku absenčních dat lze řešit dvěma způsoby. Prvním způsobem je generovat pseudo–absenční data a pak aplikovat metodu prezence/absence. Druhý způsob navrhuje posoudit, do jaké míry se model předpovědi liší od náhodného očekávání (Boyce et al., 2002).

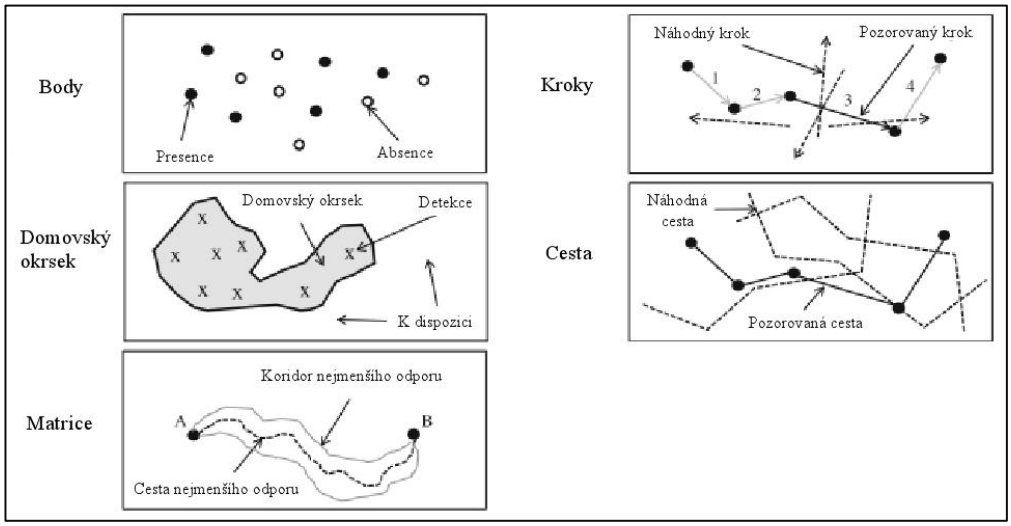
Funkce domovského okrsku se snaží najít kombinaci environmentálních proměnných odvozených z dat o přemístění (relokaci). Hledaná hodnota rezistentního povrchu je stejně jako u bodové funkce inverzní k hodnotě vypočtené pomocí relokačních dat. Metoda domovského okrsku se sice blíží více realitě, vychází ovšem z bodových dat, a proto se její použití často kritizuje (Zeller et al., 2012). Funkce krajinné matrice (matrix) kombinuje parametry odporu, které nejlépe vysvětlují pohyb jedinců nebo jejich genů bez znalosti pohybových drah mezi lokalitami (Zeller et al., 2012). Metoda vychází z měření ekologické vzdálenosti mezi dvěma body oddělenými rezistentní (nevhodnou) krajinou matricí. Ekologická vzdálenost narůstá se zvyšující se geografickou vzdáleností, ale i s narůstajícím odporem matrice mezi body. Funkce krajinné matrice se tedy snaží najít takové parametry rezistence povrchu, které maximálně korelují mezi ekologickou vzdáleností a frekvencí pohybu jedinců mezi lokalitami (Zeller et al., 2012). Podle Zellerové et al. (2012) se jedná o nejpoužívanější metodu pro detekci rezistentního povrchu. Navíc je vhodná pro kombinaci detekčních, relokačních a genetických dat.

Další dvě funkce se již zabývají pohybem jedinců v prostředí. Funkce kroků hledá parametry povrchu odvozené z cest pohybu jedinců. Výsledná hodnota pochází z nákladů na pohyb ve sledovaném kroku v porovnání s krokem náhodným. Nejvhodnější metodou pro

určení rezistentního povrchu je sledovat celou dráhu pohybu jedince. V tomto případě se rezistentní povrch odvodí předem a pozorovaná data se použijí na výběr povrchu, který je nejlépe rozlišen mezi pozorovanou a náhodně zvolenou cestou (Cushman a Lawis, 2010). Environmentální parametry lze odvodit přímo z míst výskytu. Přímým pozorováním pohybu jedince se zamezí problémům, které vznikají v ostatních případech odvozování rezistentního povrchu.

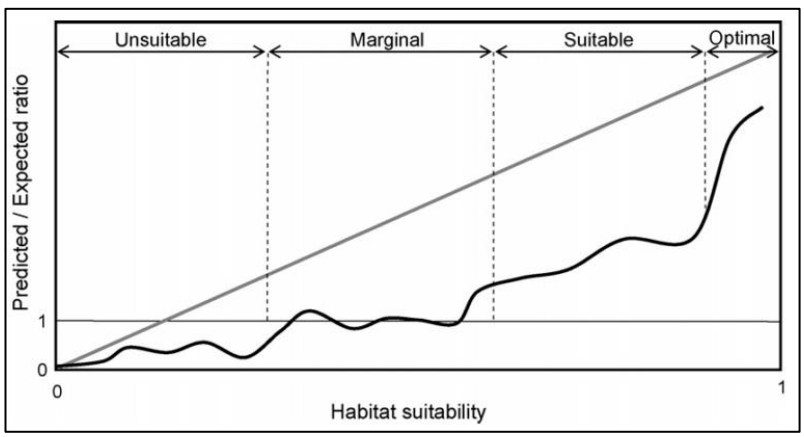
Mnoho autorů upřednostňuje ověření správné volby modelovací funkce a výsledného habitatového modelu u bodových dat (např. Boyce et a., 2002; Hirzel et al., 2006). Využívají při tom nejrůznější statistické metody. Například Boyce et al. (2002) navrhli index, který porovnává vhodnost habitatu na základě bodů predikovaných modelem a bodů očekávaných, náhodně rozmístěných v krajině. Hodnoty indexu se projeví na tvaru vypočtených křivek (obrázek 6). V ideálním případě model vytvoří křivku přímé úměry mezi indexem a vhodností habitatu. V reálu je ovšem prokázán nepravidelný růst křivky. Tvar křivky a její interval spolehlivosti může být použit pro definování tříd vhodnosti stanoviště. Vodorovná přímky s indexem rovným jedné představuje hranici, nad níž je možné výsledky považovat za vhodné (suitable), či optimální.

Obrázek 5: Výběr zdrojových funkcí používaných k odvození rezistentního povrchu



Zdroj: upraveno dle Zeller et al. (2012)

Obrázek 6: Metoda předpověděných / očekávaných tvarů křivek



Zdroj: Hirzel et al., 2006

3.1.3 Příklady habitat suitability a species distribution modelů

V dnešní době se modelování habitatové vhodnosti a rozšíření druhů opět spojuje a stává se jedním komplexním přístupem ke studiu organismů. Mapy habitatové vhodnosti jsou totiž výstupem modelování distribuce druhů (Guisan a Thuiller, 2005). Modely mají uplatnění v mnoha vědních oborech. Například v plánování ochrany území se na základě modelů vymezuje území výskytu chráněných druhů. Využívají se také v krajinném plánování, pro reintrodukci organismů, nebo při hledání dopadů invazivních druhů (Franklin, 2009). Následuje několik příkladů využití výše zmíněných modelů v Karpatech a v Evropě.

V Evropě probíhá řada výzkumů zaměřujících se nejen na velké savce, ale i na různé druhy ptáků a drobných savců (Brotons et al., 2004). Například v severním Švédsku je předmětem výzkumu los evropský *(alces alces)*. Data o výskytu losa pochází z telemetrického sledování pomocí GPS lokátorů. Do modelu vstupují informace o nadmořské výšce, sklonitosti a orientaci vůči světovým stranám. Biotické proměnné zastupuje lesní porost, odvozený z družicových snímků, a vodní plochy. Antropogenní ovlivnění krajiny vyjadřuje vzdálenost k železnici, silnici a zástavbě. Dettki et al. (2003) porovnávají dva přístupy k hodnocení habitatů. Empirický model, založený na konceptu ekologické niky, charakterizuje habitat na základě habitatových preferencí losa. Naopak procesně založený model modeluje vhodnost habitatu pomocí kontaktu druhu s prostředím a snaží se předpovědět relativní kvalitu habitatu (Dettki et al., 2003). Výzkum přináší zajímavé výsledky v tom, že los upřednostňuje výběr místních parametrů stanoviště (nadmořská výška atd.) před pokrytím lesním porostem.

V Polsku se Huck et al. (2010) věnují modelování habitatové vhodnosti, koridorů a bariér v šíření druhů vlka obecného a rysa ostrovida. Habitatový model vytváří Huck et al. (2010) na základě faktorů ekologické niky pomocí nástroje Biomapper (Hirzel et al., 2002). Mezi vstupní data zařazují přes deset tisíc pozorování vlka a rysa. Přírodní podmínky zde zastupuje vrstva krajinného pokryvu (Corine LC) seskupená do osmy tříd a přepočtena do pravidelné sítě o velikosti čtverce 1 km^2. Krajinný pokryv doplňuje vrstva silnic zastupující liniové prvky. Model habitatové vhodnosti počítá na základě ekologické niky nákladový rastr. Vstupní hodnoty jsou bodově ohodnoceny (0–100) na základě habitatových preferencí šelem. Výsledky ukazují velmi vhodné prostředí pro vlka a rysa v Západních Karpatech (jižní hranice Polska). Navíc se výzkum zaměřil i na migraci druhů a vymezil koridory a jejich bariéry. Závěry ukazují na nesnadné propojení jižní a severní populace vlka, či rysa (Huck et al., 2010).

Na západní Karpaty se zaměřuje výzkum Mendelovy univerzity v Brně, který řeší tamní průchodnost krajiny a výskyt velkých šelem. Zajímají se především o monitoring velkých šelem pomocí fotopastí (Kutal a Suchomel, 2014). Na základě těchto dat lze odvodit model habitatové vhodnosti pro velké šelmy v Moravských Karpatech (Šťovíčková, 2010). Z analýzy vyplývá, že v areálu výskytu převládá jehličnatý les (50 % rozlohy areálu). Smíšené lesy pak zaujímají zhruba čtvrtinu rozlohy. Velké šelmy se však nevyhýbají ani heterogenním zemědělským oblastem. Nejméně se šelmy vyskytují na loukách a pastvinách.

Přechodně byl zaznamenán výskyt velkých šelem v nepříznivých habitatech (orná půda, bezlesí, urbánní plochy; Šťovíčková, 2010).

V Karpatech se studiem velkých savců (šelem) zabývá řada autorů. Většina z nich se však zaměřuje pouze na část pohoří (většinou Západní Karpaty). Celkový pohled na krajinu Karpat přináší Kuemmerle et al. (2010), kteří hodnotí kvalitu habitatu pro zubra evropského *(bison bonasus)*. Kuemmerle et al. (2010) využívá dvě skupiny dat o výskytu zubra – telemetrické sledování, mapa okrsku. Jako proměnné prostředí vstupují do modelu generalizovaný krajinný pokryv, fragmentace lesa a vzdálenost k lesu, sklon a orientace svahů, vzdálenost k zástavbě apod. Mapování habitatu zajišťuje model maximální entropie (Maxent, Phillips et al., 2006). Autoři nejprve testují model na části krajiny a pak nechávají spočítat habitatový index vhodnosti pro celé území Karpat. Výsledky ukazují, že zubr preferuje stanoviště složené z mozaiky lesních a travních porostů málo ovlivněných lidskou činností. Zajímavé výsledky přináší křivky odezvy zubra na zvolené proměnné prostředí. Zubr preferuje malou vzdálenost od lesních celků a svahy s menším sklonem. Naopak index habitatové vhodnosti roste se vzdáleností od silnic a zástavby. Například orientace svahů nehraje v pohybu zubra žádnou roli. Ukazuje se, že zubr preferuje obhospodařované travní porosty před opuštěnými, které jsou plné olší, borovic a trnitých keřů. Rozšíření vhodného prostředí pro zubra umožnilo opuštění zemědělské půdy po rozpadu socialismu. Dnes jsou zemědělci motivováni dotacemi (kromě Ukrajiny) k údržbě travních porostů. Opuštěným loukám na kraji lesa však hrozí zánik zarůstáním lesem. Zmenšení rozlohy a snižující se konektivita travních porostů by mohlo mít negativní vliv na rozšíření zubra v Karpatech (Kuemmerle et al., 2010).

3.1.3.1 Maximum Entropy model

Z rešerše literatury vyplývá, že se hojně využívá koncept založený na ekologické nice (Hutchinson, 1957; Hirzel et al., 2002). Modely založené na teorii maximální entropie jsou poměrně novým přístupem k hodnocení habitatů a rozšíření druhů. Na základě této teorie vytvořili Phillips et al. (2006) nástroj Maxent (Maximum Entropy). Maxent představuje univerzální metodu s přesnými matematickými formulacemi, které se přesně hodí pro modelování distribuce druhů (Jaynes, 1957; Phillips et al., 2006). Myšlenkou metody je odhadnout distribuci druhu pomocí pravděpodobnostního rozdělení maxima entropie. Pojem entropie si člověk může představit jako míru chaosu v určitém systému. Čím méně je systém organisovaný a bez pevného řádu, tím více narůstá míra entropie. Při aproximaci neznámého rozdělení pravděpodobnosti navrhuje Jaynes (1957), aby postup řešení vycházel z teorie maximální entropie. Na Jaynesovu myšlenku navazují Phillips et al. (2006) ve svém modelu. Neznámým rozdělením pravděpodobnosti, která se označuje symbolem π, je konečná množina bodů X. Množina X zde představuje jednotlivé prvky jako body (množina pixelů ve studovaném území). Distribuce π přiřadí každému bodu z množiny X jeho nezápornou pravděpodobnost $\pi_{(x)}$. Součet pravděpodobností H se pak blíží k jedné (Phillips et a., 2006).

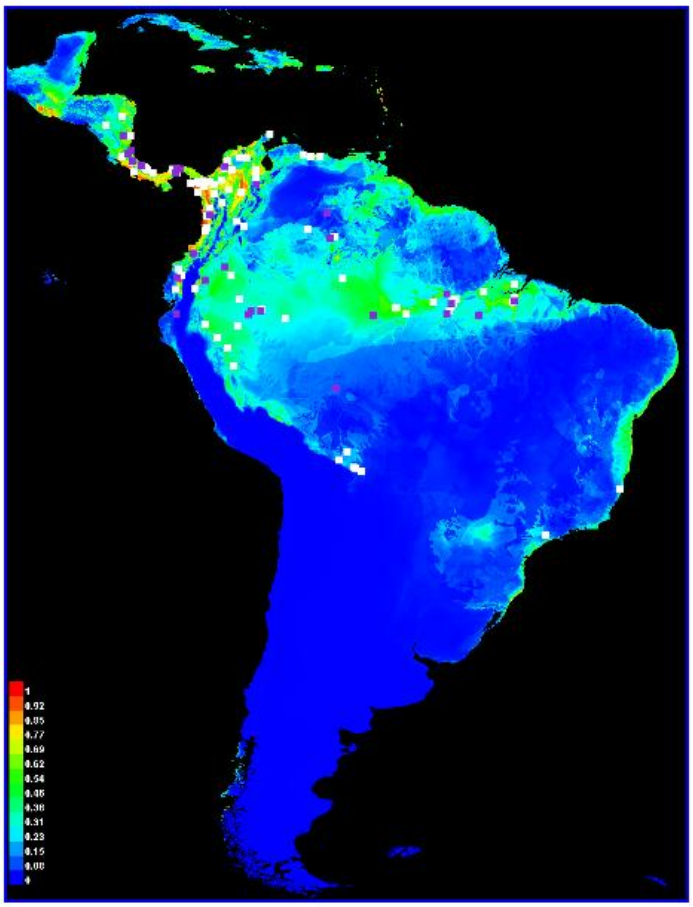
$$H(\pi) = -\sum \pi(x) \ln \pi(x)$$

Maxent lze jednoduše aplikovat na prezenční data. Z každého bodu výskytu jedince se extrahují vzorové hodnoty, které se následně aplikují na environmentální proměnné v celé studované oblasti. Program se snaží matematickou cestou co nejvíce přiblížit distribuci druhu v konkrétní oblasti. Základem je využít všechny informace o daném druhu, ale zároveň nepředpokládat nic nového navíc. Cílová distribuce druhu odpovídá rozložení maximální entropie, kdy očekávaná hodnota každého znaku odpovídá jeho empirickému průměru (Phillips a Dudík, 2008).

Maxent má své výhody, ale i nevýhody. Za výhodu lze považovat použití kontinuálních i kategoriálních proměnných. Nastavení programu je založeno na deterministických algoritmech, které se blíží optimální pravděpodobnosti distribuce. Nevýhodou Maxentu je princip exponenciálního modelu pravděpodobnosti. To znamená, že model může přiřadit velikou váhu environmentálním podmínkám mimo studovanou oblast a následně tím zkreslit výsledky (Phillips et al., 2006).

Poprvé použili Maxent Phillips et al. (2006) při výzkumu lenochoda v Latinské Americe. Společně s odbornými články sepsali stručný návod (tutoriál), kde vysvětlují průběh výpočtů a komentují výstupy. Maxent k výpočtu používá několik jednoduchých funkcí, kterými hledá vztah mezi proměnnými prostředí a vzorky odvozenými z bodů výskytu. Jedná se o funkce lineární, kvadratické, prahové atd. Dále je zde možnost nechat výběr funkce na modelu, jenž vybere vhodnou funkci dle vstupních dat. Maxent nabízí dva druhy výstupů – datové, statistické. Datové výstupy jsou ve formě textového souboru (formát ASCII), který lze převodem na rastr jednoduše vizualizovat. Program nabízí tři druhy výstupových formátů – surový (raw), kumulativní (cumulative) a logistický (logistic). Surový (raw) formát představuje neupravený výstup z exponenciálního modelu, na kterém je Maxent založen. Forma kumulativního výstupu využívá kumulativní prahové hodnoty. Binární předpověď umožní předpovídat podobnou hodnotu, které jsou odvozeny z distribučních dat. Třetí logistický výstup definuje hodnotu c z exponenciálního rozdělení maxima entropie v poměru k surové hodnotě r. Jedná se o logistickou funkci, protože surová hodnota je exponenciální funkcí charakteristik prostředí (Phillips et al., 2006). Logistický typ formátu lze jednoduše interpretovat. Nabývá hodnot 0–1 a vyjadřuje přímo pravděpodobnost výskytu druhu v území v závislosti na prostředí. Názorný příklad logistického výstupu ukazuje obrázek rozšíření lenochoda v Latinské Americe (obrázek 7). Čím jsou vyšší hodnoty (červená, žlutá barva), tím více je prostředí vhodné pro osídlení lenochodem.

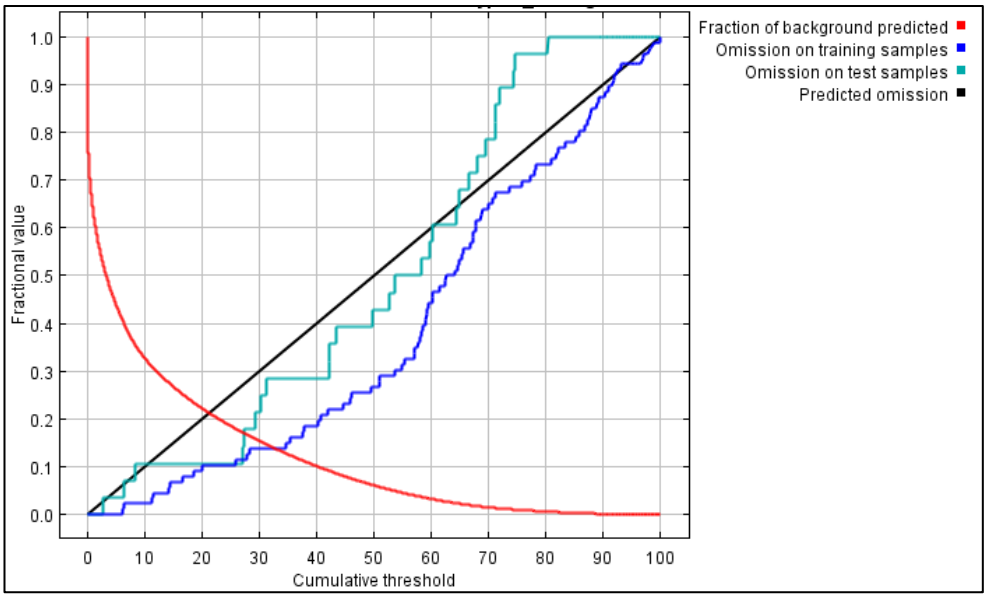
Obrázek 7: Ukázka habitat suitability indexu (HSI)



Zdroj: Phillips et al., 2006

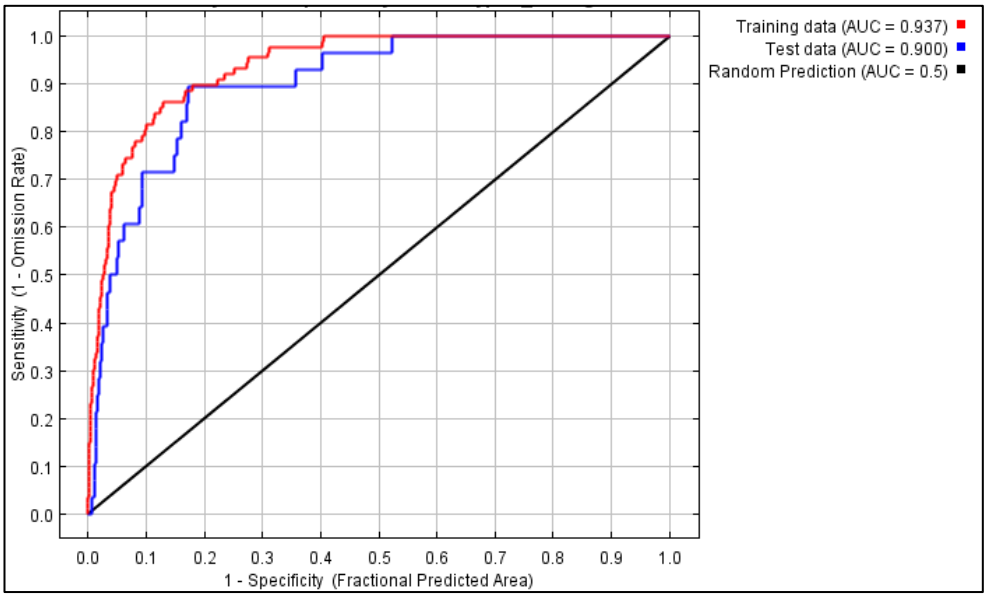
Druhou skupinou výsledků (výstupů) z modelu jsou různé statistické údaje. V programu se nastavuje, kolik procent náhodně vybraných bodů výskytu se má použít jako testovací množina. Statistické výstupy slouží nejen k ověření nastavení analýzy (křivka pochybení), ale i k zjištění vztahu nálezových dat s charakteristikami prostředí (odpovědní křivky). Graf opomenutí (omission) znázorňuje míru chyby zanedbání pomocí tří křivek (obrázek 8). Předpovídané opomenutí ukazuje černá křivka (lze nastavit). Druhé dvě křivky představují opomenutí tréninkových (světle modrá) a testovaných (tmavě modrá) bodů. Porovnáním predikované křivky s ostatními se zjistí přesnost nastaveného modelu (Phillips et al., 2006). Jiný graf ukazuje vztah mezi senzitivitou a specificitou modelu pro veškeré prahové hodnoty (obrázek 9). Zde je důležitá plocha pod křivkami (area under curve, AUC), která udává míru přesnosti modelu, která se s rostoucí plochou zvětšuje. Zásadní je hodnota plochy pod křivkou testovaných dat.

Obrázek 8: Míra zanedbání (omission) v modelovaném území



Zdroj: Philips et al., 2006

Obrázek 9: Testování modelu pomocí plochy pod křivkou (AUC)



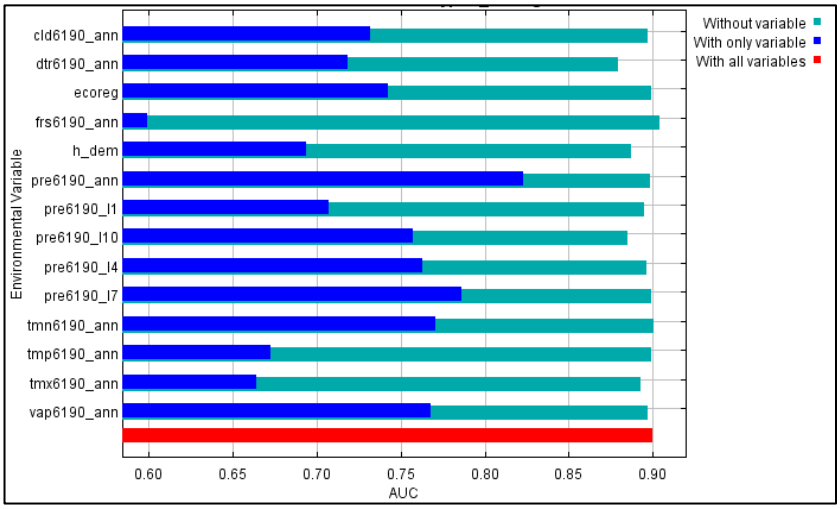
Zdroj: Philips et al., 2006

Další poměrně zajímavé statistické údaje ukazuje tabulka, v níž se řeší, která proměnná nejvíce ovlivňuje výskyt druhu v daném území. Každý krok modelu zvyšuje „gain“ (přírůstek, zisk), na konci výpočtu se zisk vyjádří v procentech pro každou proměnnou. Přírůstek složitě definuje Phillips et al., (2006) jako průměrnou logaritmickou pravděpodobnost přítomnosti vzorků bez konstanty tvořící stejnoměrné rozložení, kde přírůstek rovná se nule. Přírůstek udává, jak těsně je model koncentrován okolo prezenčních dat. Pokud je přírůstek (gain) dva, tak průměrná pravděpodobnost okolo vzorků je 7,4 krát (exp2) větší než náhodné pozadí vzorku.

Statistická analýza nadále umožňuje zhodnotit důležitost nastavených environmentálních proměnných. K tomu slouží dva typy grafů. Funkce „jackknife“ oddělí proměnné od sebe a počítá, jako by byla použita pouze jedna konkrétní proměnná. Takto

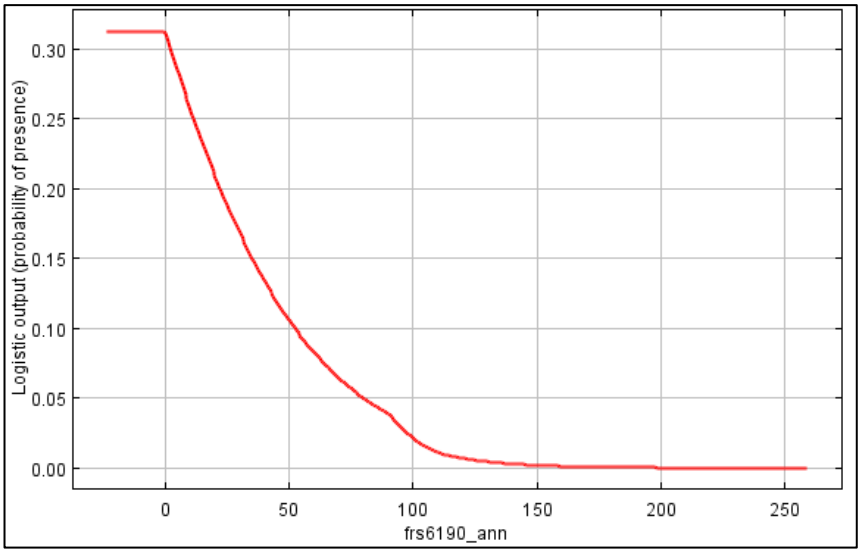
postupuje pro všechny nastavené proměnné. Funkce „jackknife“ má několik výstupů. Největší informativní hodnotu má graf hodnot pod křivkou (AUC). Z grafu na obrázku 10 vyplývá, že nejvhodnější proměnnou pro testování rozšíření lenochoda mají roční průměrné srážky (pre6190_ann; Phillips et al., 2006). Jednu z nejdůležitějších statistických výstupů představují grafy zobrazující predikce odpovědi organismu na prostředí. K vyjádření těchto grafů slouží křivky odpovědi (response curve). Příkladem jsou průměrné roční srážky v Latinské Americe (obrázek 11). Hodnota na ose *y* značí predikovanou pravděpodobnost vhodnosti prostředí. Osa x ukazuje hodnoty dané proměnné. Z obrázku je vidět, že lenochod se bude nejspíše vyskytovat v prostředí s malými hodnotami dané proměnné (průměrné srážky). Nárůst hodnot bude mít nepříznivý vliv na výskyt lenochoda (Phillips et al., 2006).

Obrázek 10: Ukázka funkce "jacknife" pro AUC (Area Under Curve)



Zdroj: Phillips et al., 2006

Obrázek 11: Odpovědní křivka pro srážky



Zdroj: Phillips et al., 2006

3.2 Krajinně ekologické hodnocení krajiny

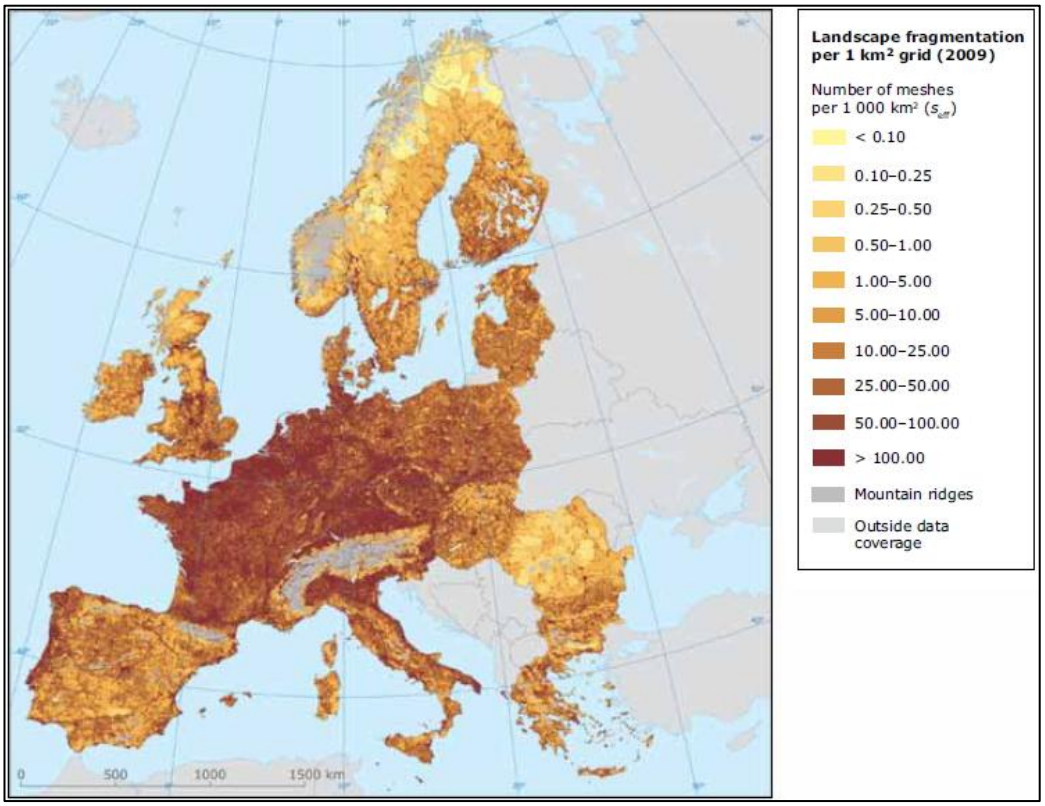
Modelování habitatu a distribuce druhů je založeno na výběru vhodných vstupních dat z oboru krajinné ekologie. Nejčastěji se jedná o základní informace o reliéfu – sklon, nadmořská výška, orientace vůči světovým stranám. Při studiu velkých savců (šelem) se hodí tyto informace doplnit ještě o krajinný pokryv. V posledních letech se někteří autoři (např. Burkhard et al., 2009) snaží určit míru kvality biotopů z dat o krajinném pokryvu. Kromě ryze přírodních dat se používají informace o antropogenním ovlivnění krajiny. Při studiu velkých šelem se nabízí použít data o dopravní infrastruktuře a zástavbě, jež jsou základem pro výpočet míry fragmentace krajiny. Fragmentace je úzce spjata s konektivitou krajiny, která právě pro velké šelmy hraje významnou roli v jejich chování a životu v přírodě.

3.2.1 Míra fragmentace krajiny v Karpatech

Fragmentace krajiny a ztráta habitatu přispívá k poklesu biologické rozmanitosti. Proto je nutné se fragmentací zabývat a předcházet jejím negativním vlivům. Metody měření míry fragmentace se vyvinuly z nástrojů hodnotících ekologické procesy v krajině. Míru fragmentace lze hodnotit například pomocí *Landscape division index*, *Splitting index*, či *Effective mesh size* (Jaeger, 2000). Za nejvhodnější metriku je z pohledu kvantifikace míry fragmentace považována metoda *effective mesh size* (*EMS*; Jaeger, 2000; Moser et al., 2007). *EMS* vyjadřuje možnost setkání dvou objektů, které jsou náhodně umístěny ve vybraném regionu. Čím více se na cestě nachází překážek, tím menší se jeví možnost, že se oba objekty sejdou (Girvetz et al., 2008). Jiná interpretace vyjadřuje schopnost dvou organizmů umístěných náhodně v krajině navzájem se potkat (Girvetz et al., 2008). Možné setkání se vyjadřuje plošně (v hektarech) s tím, že nejmenší výsledné hodnoty značí nejvíce fragmentovanou krajinu (Girvetz et al., 2008).

Fragmentace krajiny v Evropě odráží kombinaci fyzicko-geografických a socioekonomických podmínek. Rozmanitost evropské přírody mnohdy podmiňuje sociální a hospodářský rozvoj. Nachází se zde obydlená horská údolí (Alpy), hustě zalidněné pobřežní nížiny (západně Evropa), ale i řídce obydlená nehostinná krajina (severní Skandinávie). Fragmentaci krajiny v Evropě sleduje Evropská agentura pro životní prostředí (European Environment Agency – EEA, 2011), která ji řeší z hlediska dopravní infrastruktury a zastavěných ploch. Podle EEA (2011) fragmentaci nejvíce ovlivňuje hustota zalidnění, objem cestujících a množství přepraveného zboží. Vysoké hodnoty se dle obrázku 12 nachází v okolí velkých městských aglomerací a hlavních dopravních tahů západní a střední Evropy, či severní Itálie. Naopak nízkou míru fragmentace vykazují severní oblasti Skandinávie a pohoří Karpaty. Východní a jižní Karpaty představují jednu z nejméně fragmentovaných krajin v Evropské unii. Nejvíce fragmentovaná krajina Karpat se nachází v západní části pohoří (Slovensko) a v Transilvánii (Rumunsko). Naopak krajina s nízkou mírou fragmentace je víceméně totožná s hodnotami severní Evropy. Nízké hodnoty fragmentace navíc vypovídají o slabé rozvinutosti infrastruktury v Rumunsku, které je od sousedních států výrazně odděleno.

Obrázek 12: Fragmentace krajiny v Evropě



Poznámka: Vyjádřeno hustotou plošek, to znamená, kolikrát se vejde hodnota míry fragmentace vypočtená pro čtverec o rozloze 1 km^2 do jednotky plochy (1 000 km^2)

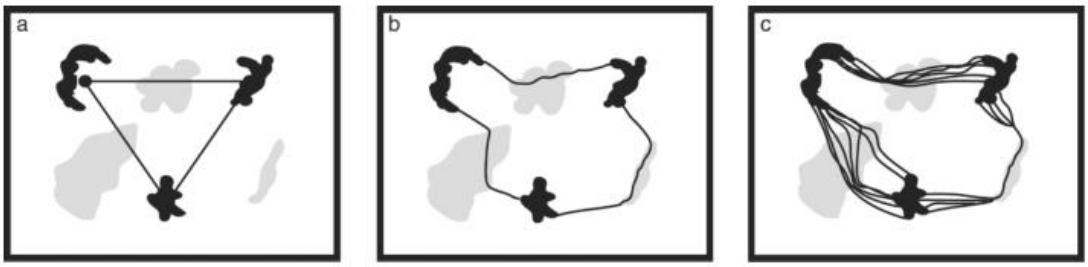
Zdroj: European Environment Agency, 2011

3.2.2 Hodnocení konektivity v kontextu fragmentace krajiny

Konektivita a fragmentace jsou dva protichůdné odborné termíny, které se v dnešní době často skloňují při studiu krajiny. Fragmentaci si člověk může představit jako rozdělení jednoho celku na dílčí plochy. Hranice (bariéry) mezi jednotlivými plochami můžou být různě prostupné a tvořené odlišnými prvky (liniové, plošné). Konektivita naopak vyjadřuje míru propojenosti dílčích celků. Lze tedy říci, že čím větší je míra fragmentace, tím menší je míra konektivity. Právě hodnocení konektivity krajiny v současnosti navazuje na modely habitatové vhodnosti, či distribuce druhů.

Teorií a nástrojů k hodnocení konektivity krajiny je mnoho. Rayfield et al. (2011) rozdělují přístupy ke studiu konektivity do tří skupin (obrázek 13). Teorie grafů (graph theory) spojuje centroidy (geografické středy) plošek bez zahrnutí prostorových a ekologických informací o bodech a koridorech. Teorie sítě (network theory) pracuje na základě spojení hran plošek pomocí vážené vzdálenosti (least-cost path). Zde je sice zahrnuta ekologická hodnota krajiny, z níž se určí vážený povrch, ale bez informace o heterogenitě krajinné matrice. Teorie obvodu (circuit theory) pracuje na základě teorie elektrického obvodu a spojuje zájmové plochy pomocí mnohonásobných linií, které obsahují přidané prostorové informace o krajinné matrici (Reyfield et al., 2011). V minulém desetiletí klesá počet studií využívajících teorie grafů, naopak se do popředí výzkumu prosazuje teorie sítě a v posledních letech i teorie obvodu (Reyfield et al., 2011).

Obrázek 13: Tří přístupy k řešení konektivity krajiny



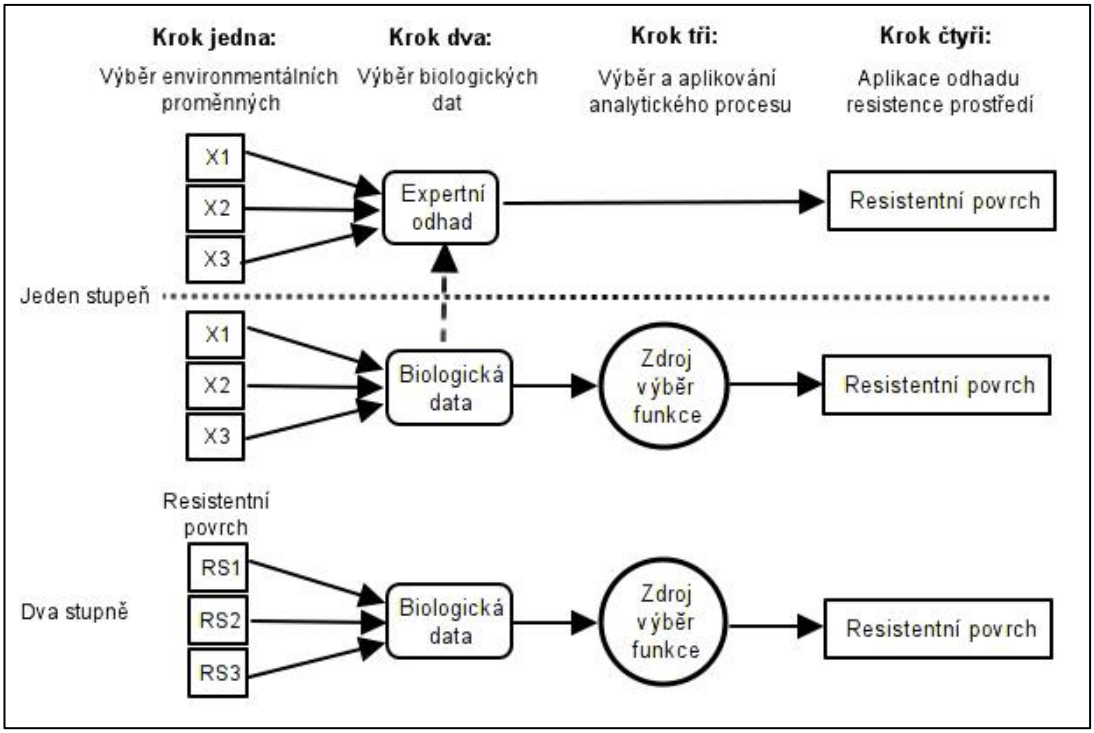
Poznámka: a – teorie grafů, b – teorie sítě, c – teorie obvodu. Černé plochy představují jádrová území (habitaty), která spojují koridory (černé linie). Šedé plochy jsou ještě příznivé pro šíření druhu. Bílá plocha představuje nehostinný povrch.

Zdroj: Rayfield et al., 2011

Teorie obvodu založená na principu chování elektrického proudu přináší nové přístupy ke konektivitě krajiny. Zájmové území je vyjádřeno mírou odporu (rezistence) jedince ke konkrétním prvkům krajiny (Zeller et al., 2012). Takovouto krajinu charakterizuje například městská zástavba, široké lány polí a další prvky přírody, jež sledované skupině organismů nevyhovují. Rezistence se může vykládat jako ochota organismu k překonání specifického prostředí, nebo jako vynaložené fyziologické náklady spojené s přechodem tohoto prostředí (Zeller et al., 2012). Rezistence se nejčastěji vyjadřuje parametrizací proměnných určitého prostředí, například definováním nákladů na pohyb organismu. Koncept odporového povrchu se využívá zejména při studiu metapopulací a šíření genů v krajině (Forman a Godron, 1993; Manel et al., 2003; McRae, 2006).

Zeller et al. (2012) uvádějí na základě rešerše mnoha článků základní schéma postupu, který lze obecně aplikovat při detekci rezistentního povrchu (obrázek 14). Jednostupňový expertní přístup odvozuje rezistentní povrch pouze na základě odborného posudku. Jednostupňový empirický přístup rezistenci určuje na základě analýzy biologických dat. Dvoustupňový přístup využívá rezistentní povrch, který je výstupem z odborného nebo expertního přístupu, a dále jej hodnotí na základě biologických dat. Postupuje se v několika krocích. Na začátku se vybírají proměnné zkoumaného prostředí, u kterých se předpokládá, že budou ovlivňovat pohyb cílového druhu. Tyto proměnné nejlépe vyjádří prostorová vrstva, v níž se údaje mohou jednoduše upravovat (slučovat do tříd, statisticky zpracovat atd.). Následuje výběr biologických dat, podle nichž se odhadne rezistence prostředí. Po výběru proměnných a biologických dat následuje výběr analytického postupu. V nejlepším případě se nejprve zvolí analytický postup (model) a pak se podle něj zajišťují biologická data (Zeller, et al. 2012). Výběr analytické metody zohledňuje typ biologických dat a preference výzkumníka. Závěrečný krok představuje vymezení rezistentního povrchu.

Obrázek 14: Biologická data a analytické procesy běžně používané k odvození rezistentního povrchu



Zdroj: upraveno dle Zeller et al., 2012

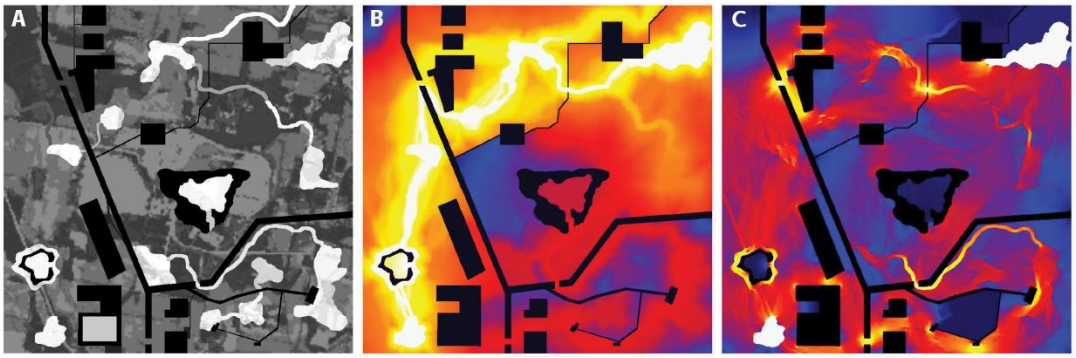
Teorie obvodu je založená na chování elektrických veličin v elektrickém obvodu. McRea et al. (2008) vysvětluje analogii mezi elektrickými veličinami a ekologií, kde každou veličinu (proud, napětí, odpor atd.) interpretuje na základě obecných ekologických znalostí (tabulka 1). Elektrické zdroje jsou myšlené habitaty, mezi nimiž je povrch vyjádřen pomocí odporu k pohybu. Organismy se tak snaží šířit z jednoho zdroje (habitatu) do druhého na základě nejmenšího odporu. Těchto cest může být na rozdíl od teorie sítě více (McRea, et al., 2008). Lepší představu o principu teorie obvodu umožňuje obrázek 15a-c. První výřez (a) ukazuje krajinu rozdělenou podle rezistence povrchu. Světle šedé plochy ukazují vhodné plochy, naopak černě zbarvené prvky představují neprostupné bariéry v krajině. Výřez uprostřed obrázku (b) je výstupem modelu vážené vzdálenosti (least-cost). Model se snaží propojit habitaty vlevo dole a vpravo nahoře. Bílá barva naznačuje cestu s nejmenším odporem. Výsledek představuje jeden široký koridor spojující oba habitaty. Často jsou však osvětleny koridory, které nikam nevedou. Naopak třetí výřez (c) ukazuje proudovou mapu, jejímž cílem je propojit stejné habitaty. Území s červenou barvou (vysoké hodnoty) budou s největší pravděpodobností sloužit k šíření druhů. Nejsvětlejší oblasti upozorňují na kritická místa (bariéry) v šíření druhu.

Tabulka 1: Elektrické veličiny a jejich ekologická interpretace

Elektrické veličiny	Ekologická interpretace
Odpor *(resistence)* - odpor k toku elektrického proudu	- odpor určitého habitatu proti pohybu organismu - plochy znesnadňující pohyb mají vyšší hodnotu odporu (rezistence).
Vodivost (*conductance*) - inverzní k odporu - schopnost vedení el. proudu	- podobné habitatové propustnosti - pravděpodobnost pohybu přes nebo okolo plochy vzhledem k ostatním plochám
Účinný odpor *(effective resistence*) - odolnost vůči toku el. proudu mezi dvěma body oddělenými odporovou sítí	- oporová vzdálenost, míra izolace mezi dvěma body - podobě jako u efektivní vzdálenosti, ale zahrnuje více drah pohybu
Účinná vodivost *(effective conductance)* - inverzní k účinnému odporu - míra schopnosti sítě vést el. proud mezi dvěma body	- míra propojení mezi dvěma plochami v krajině
Proud *(current)* - průtok el. náboje skrz bod nebo odpor v el. obvodu (circuit)	- pohyb přes plochy (odporový povrch) stanovuje očekávanou pravděpodobnost pro náhodně zvolenou cestu skrz odpovídající plochy (odpory)
Napětí *(voltage)* - rozdíl potenciálu el. náboje mezi dvěma body v el. obvodu	- stanovuje pravděpodobnost, že náhodně zvolená cesta z jakéhokoliv bodu dosáhne určitého cíle (úspěšné šíření) před jiným (úmrtností).

Poznámka: pojem plocha v ekologické interpretaci lze nahradit pixelem (resistence se často řeší pomocí rastru)
Zdroj: McRea et al., 2008

Obrázek 15: Konektivita krajiny vyjádřena metodou váženého povrchu a teorie obvodu



Poznámka: obrázek je popsán v textu.
Zdroj: McRea et al., 2008

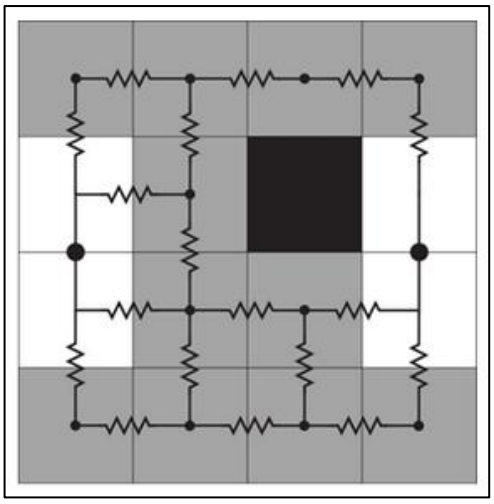
3.2.2.1 Model konektivity Circuitscape

Při hodnocení konektivity se jednoznačně hodí využít výhody teorie obvodu (circuit theory). Na rozdíl od váženého povrchu dokáže model zhodnotit průběh různě rozptýlených cest a upozornit na kritická místa a migrační bariéry v krajině. Na principu elektrického obvodu byl založen program Circuitscape (McRea et al., 2013).

Circuitscape je dostupný ve verzi samostatného programu, nebo jako nástroj pro ArcGIS. Do programu vstupují dva typy dat – rastr a síť. Rastr představuje odporový povrch s hodnotami 0–1 (jedna pro nejvyšší odpor povrchu). Druhým vstupem je síť habitatů zastoupena plošnými (bodovými) prvky. Práci Circuitscapu lze názorně demonstrovat na obrázku 16. Podkladová data tvoří pravidelná síť čtverců (rastr, 4x4) a síť bodů (2 větší

tečky uprostřed obrázku). Čtverečky v rastru jsou odlišeny, a to podle míry rezistence. Bílé plochy představují krajinu s minimálním odporem, lze je považovat za vhodný habitat. Naopak černá plocha ukazuje na zcela nepropustnou krajinu. Šedivé čtverce mají mezní hodnoty rezistence. Do takto připraveného systému se posléze „pustí proud“ (klikaté linie) Výsledkem jsou různé cesty s nejmenším odporem.

Obrázek 16: Circuitscape – model výpočtu



Zdroj: McRea et al., 2013

Výpočet probíhá ve čtyřech nastavitelných režimech (módech). Párový režim (pairwise) udává vztah mezi všemi páry kontaktních bodů. Jeden bod z páru je připevněn k zemi a druhý libovolně připojen k proudu. Efektivní odpor se vypočte opakovaně mezi všemi páry. Pokročilý režim (advanced) nabízí větší flexibilitu při definování zdrojů a cílů toku elektrického proudu (šíření v krajině). Uživatel definuje libovolný počet zdrojů proudu a libovolný počet cílů v krajině, všechny jsou aktivovány současně. Zdroje zastupují body (plochy), ze kterých se proud šíří, a cíle jsou body, kudy proud opouští systém. Další dva režimy jsou určeny pouze rastrovým datům. První z nich, jeden-ke-všem (one-to-all), se chová podobně jako párový režim s tím rozdílem, že jeden bod je připojen ke zdroji proudu a všechny ostatní k zemi. Poslední režim funguje na stejném principu jako předešlý, ale k zemi je připojen pouze jeden bod a ostatní napájí zdroj proudu (McRea et al., 2013).

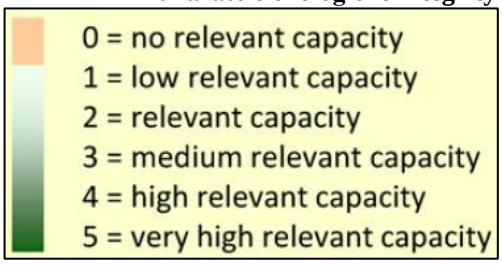
Kromě volby základních módů výpočtu, je v programu možné nastavit další parametry. Pro spojení buněk lze například použít průměrnou vodivost (konduktivitu) namísto odporu. Konduktivitu vyjadřuje například habitat suitability index. Dále program umožňuje upravit početní módy (především advance). V mapovém nastavení lze zvolit výpočet maximální nebo kumulativní velikosti proudového toku. Upravit se může i výstupní vrstva, například použitím masky. Výhody dalšího nastavení názorně popisuje uživatelská příručka (McRea et al., 2013).

3.2.3 Míra kvality habitatů (ecological integrity)

Kvalita habitatů se projevuje nejen mírou jejich konektivity, ale také zastoupením ekosystémů a složením vegetace. Velké šelmy upřednostňují pobyt v hustém zapojeném lese s disturbovanými plochami (paseky, suťová pole atd.). Karpatské pohoří představuje ideální podmínky pro život velkých šelem, protože disponuje rozsáhlými spojitými plochami lesních porostů. K hodnocení kvality krajinných celků lze přistuoupit odlišnými způsoby. Jedním z obecnějších přístupů je koncept ekosystémových služeb (Burkhard et al., 2009). Burkhard et al. (2009) ve své studii definují pojem ekologické integrity jako předpokladu pro poskytování ekosystémových služeb přírody pro člověka. Hlavní myšlenkou se stala analýza základních dat o krajině a vyhodnocení její schopnosti poskytovat ekosystémové služby. Je zde snaha ukázat potenciál prostorového hodnocení ekosystémových služeb, i proto se počítá se zobecněním jednotlivých funkcí stanovišť. Výsledky poskytují základní statistické a prostorové informace, které se mohou stát podkladem pro mnohé výzkumné záměry.

Na začátku studie Burkharda et al. (2009), která vychází z databáze krajinného pokryvu CORINE, se posuzuje vhodnost této databáze, a to především její klasifikace, ve smyslu dostatečné reprezentativnosti ekosystému. Kategorizací ekosystémových služeb se zabývá mnoho autorů (de Groot, 2006; Müller a Burkhard, 2007), kteří ve výsledku rozdělují ekosystémové funkce a služby do čtyř kategorií: ekologická integrita, zásobovací služby, regulační služby a kulturní služby. Jednotlivé kategorie se kvantifikují pomocí mnoha ukazatelů (obrázek 18). Burkhard et al. (2009) upozorňují, že se jedná pouze o model reality, který se snaží vyjádřit složité ekologické vztahy člověka a přírody a který je citlivý právě na výběr těchto ukazatelů. Z těchto důvodů se toleruje zobecnění a zjednodušení za účelem získání uceleného obrazu o složitosti systému. Každý typ krajinného pokryvu se hodnotí individuálně (na základě rešerše literatury) z hlediska různých ukazatelů, kterým se přiřadí hodnoty (0–5, kde 5 je nejvyšší hodnota; obrázek 17). Součtem ohodnocených ukazatelů se získá výsledná hodnota určité ekologické služby. Toto obsáhlé shrnutí ověřuje řada případových studií z prostředí celé Evropy (například region Halle-Leipzig ve východním Německu, Burkhard et al., 2009).

Obrázek 17: Škála bodů pro sledované ukazatele ekologické integrity



Zdroj: Burkhard et al., 2009

Obrázek 18: Ukázka rozdělení ukazatelů ekosystémových funkcí do dílčích skupin a jejich hodnocení

CORINE land cover type:	Ecological Integrity Σ	Abiotic heterogeneity	Biodiversity	Biotic waterflows	Metabolic efficiency	Exergy Capture (Radiation)	Reduction of Nutrient loss	Storage capacity (SOM)	Regulating services Σ	Local climate regulation	Global climate regulation	Flood protection	Groundwater recharge	Air Quality Regulation	Erosion Regulation	Nutrient regulation	Water purification	Pollination	Provisioning services Σ	Crops	Livestock	Fodder	Capture Fisheries	Acquaculture	Wild Foods	Timber	Wood Fuel	Energy	Biochemicals and Medicine	Freshwater	Cultural services Σ	Recreation& Aesthetic Values	Intrinsic Value of Biodiversity
Continuous urban fabric	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Discontinuous urban fabric	7	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Industrial or commercial units	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Road and rail networks	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Port areas	2	1	1	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Airports	7	1	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mineral extraction sites	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Dump sites	8	2	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Construction sites	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Green urban areas	18	3	3	2	1	4	3	2	11	2	1	0	2	1	2	1	1	1	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	3	3	0
Sport and leasure facilities	16	2	2	2	1	4	3	2	9	1	1	0	2	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0
Non-irrigated arable land	22	3	2	3	4	5	1	4	5	2	1	1	1	0	0	0	0	0	21	5	5	5	0	0	0	0	0	2	1	0	1	1	0
Permanently irrigated land	21	3	2	5	2	5	1	3	5	3	1	1	0	0	0	0	0	0	18	5	5	2	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
Ricefields	20	3	2	5	1	5	1	3	4	2	0	0	2	0	0	0	0	0	7	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Vineyards	14	3	2	3	1	3	0	2	3	1	1	0	1	0	0	0	0	0	5	4	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	5	5	0
Fruit trees and berries	21	4	3	4	2	3	2	3	19	2	2	2	2	2	2	1	1	5	13	5	0	0	0	0	0	4	4	1	0	0	5	5	0
Olive groves	17	3	2	3	2	3	1	3	7	1	1	0	1	1	1	1	1	0	12	4	0	0	0	0	0	4	4	1	0	0	5	5	0
Pastures	24	2	2	4	5	5	2	4	8	1	1	1	1	0	4	0	0	0	10	0	5	5	0	0	0	0	0	1	0	0	3	3	0
Annual and permanent crops	18	2	2	3	2	4	2	3	7	2	1	1	1	1	1	0	0	0	20	5	5	5	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
Complex cultivation patterns	20	4	3	3	2	4	1	3	5	2	1	1	1	0	0	0	0	0	9	4	0	3	0	0	0	0	0	1	2	0	2	2	0
Agriculture& natural vegetation	19	3	3	3	2	3	2	3	13	3	2	1	2	1	3	0	1	0	21	3	3	2	0	0	3	3	3	2	1	0	5	2	3
Agro-forestry areas	27	4	4	4	3	4	4	4	13	2	1	1	1	1	2	1	1	3	14	3	3	2	0	0	0	3	3	2	0	0	3	3	0

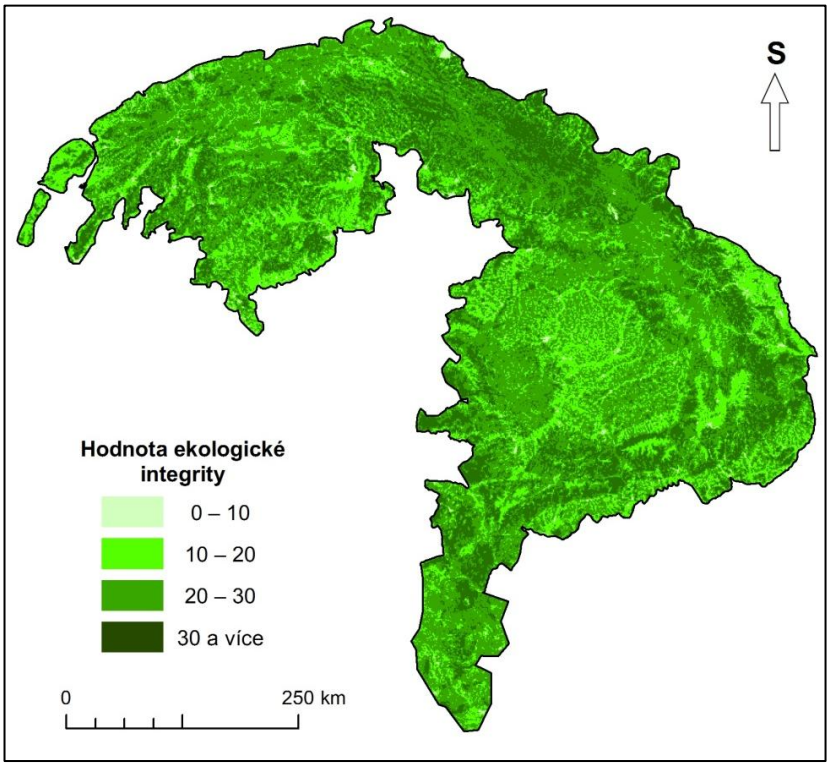
Zdroj: Burkhard et al., 2009

Pro posouzení kvality ekosystémů je důležité odvození vhodných ukazatelů ekosystémových funkcí a služeb (Burkhard et al., 2012). Jednotlivé ukazatele podrobně rozpracoval Müller (2005). Ekologickou integritu, definovanou podle Berkmanna et al. (2001) jako podpora a zachování procesů a struktury ekosystému, reprezentuje sedm ukazatelů. Heterogenita abiotického prostředí zajišťuje stanoviště vhodná pro jednotlivé druhy, skupiny organismů, či procesy nezbytné pro fungování ekosystému. Měří se několika indikátory (např. index diverzity a heterogenity, počtem, či rozlohou habitatu). Pomocí biodiverzity se zkoumá přítomnost (nepřítomnost) druhů v daném habitatu. Vodní cyklus a proudění vody v rostlinném systému se odhaduje pomocí celkové evapotranspirace. Metabolický kvocient (dýchání / produkce biomasy) reprezentuje metabolickou účinnost systému s odkazem na množství energie potřebné k udržení biomasy (sloužící také jako indikátor stresu). Tzv. exergie, tj. část energie systému, kterou je možné přeměnit v mechanickou práci, se v ekosystémech měří pomocí primární produkce nebo indexu listové plochy (Leaf area index). Snížení ztrát živin (nevratné výstupy prvků ze systému) se zjišťuje pozorováním jejich vyplavování. Posledním ukazatelem spadající pod ekologickou integritu je úložná kapacita organické hmoty, kde se ukládají živiny, energie a voda. Ekologickou integritu dále doplňují ekosystémové služby, které se dělí na tři skupiny (regulační, zajišťující zdroje a kulturní). Každou z těchto skupin charakterizuje opět několik sledovaných ukazatelů (například regulace klimatu, pěstování biomasy, rekreace).

Míru kvality krajiny Karpat pomocí ekologické integrity přináší obrázek 19. Jedná se o průměrnou hodnotu ekologické integrity přiřazené krajinnému pokryvu ve čtverci o rozloze 1 km^2. První pohled naznačuje, že se jedná o značně kvalitní krajinu. Nejvyšší hodnoty převládají na svazích nejvyšších pohoří Východních a Jižních Karpat, jejich

pokryvu dominují lesní komplexy. Nejvyšší polohy horských pásem se subalapinskými pásmem kleče a alpskými trávníky nedosahují takových hodnot ekologické integrity. Naopak nejmenší hodnoty ekologické integrity se nachází v oblasti kompaktní zástavby větších městských celků. Podle procentuálního zastoupení převládá hodnota 20–30 bodů (53 % rozlohy Karpat) odpovídající ekosystémům složených z jehličnatých lesů, přírodních trávníků, či pastvin. Naopak hodnotou do 10 bodů (1 % plochy) ekologické integrity disponuje krajina skládající se převážně z umělých ploch (zástavba, infrastruktura) a nehostinné krajiny (skály, slaniska atd.)

Obrázek 19: Míra ekologické integrity v Karpatech



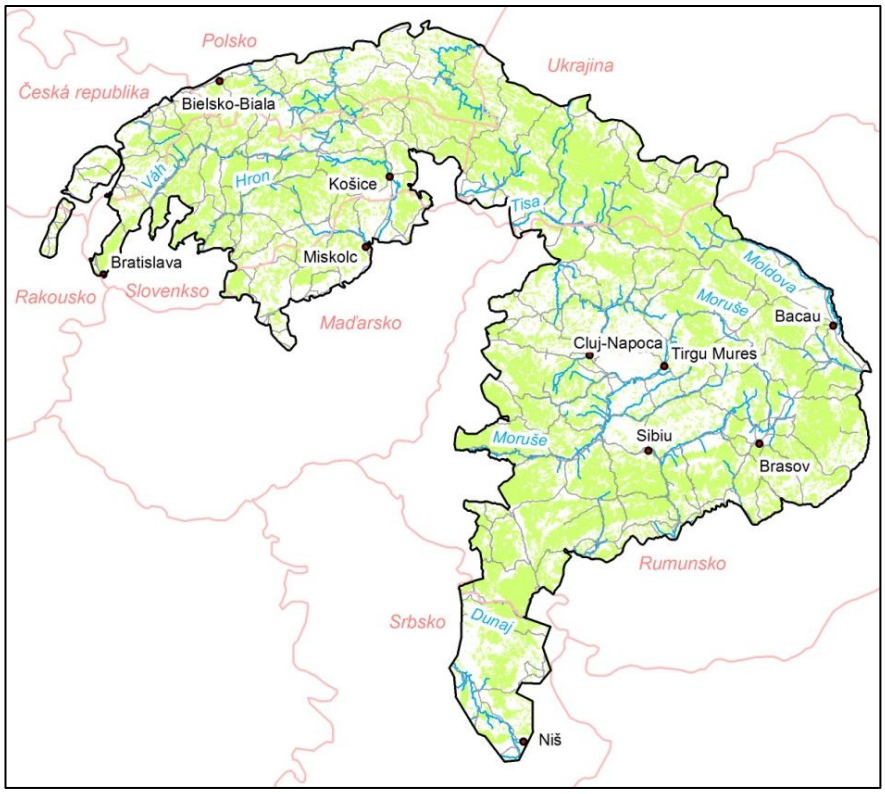
Zdroj: Burhard et al., 2009, vlastní zpracování.

4. Charakteristika studijního území

Vymezení zájmové oblasti a její geografická charakteristika přináší základní pohled na studovanou oblast. V diplomové práci se zabývám velmi rozsáhlým územím, a to celým pohořím Karpaty (obrázek 20). Karpaty jsou východním pokračováním alpské horské soustavy, od které je odděluje Vídeňská pánev (Netopil et al., 1988; Votýpka, 1994, Král, 1999). Rozkládají se od 45. k 50. rovnoběžce a mezi 16. a 27. poledníkem. Svou rozlohou přes 200 tis. km^2 zasahují na území několika států střední, východní a jihovýchodní Evropy (Česká republika, Slovenskou, Rakousko, Maďarsko, Ukrajina, Rumunsko a Srbsko). Karpatskou oblast tvoří oblouky Západních, Východních a Jižních Karpat, které doplňují planiny, sníženiny a roviny (např. Panonská, Valašská atd.). Horský oblouk měří téměř 1 500 km. Nejširší je v oblasti Tater (250 km), naopak nejužší v rumunském Fagaraši (60 km).

Karpaty představují pásemné pohoří vyvrásněné ve dvou horotvorných fázích (křída, oligocén). Od ostatních alpínských systémů je odlišuje výrazný vnitřní vulkanický pás (Votýpka, 1994). Karpaty vznikaly v druhohorním geosynklinálním moři. Jejich zvrásnění vyvolal tlak Africké litosférické desky na desku Euroasijskou. Obloukovitý průběh pohoří podmiňuje přítomnost odolných starých částí zemské kůry (český masiv, ukrajinský štít, moesijská platforma), které zadržovaly subdukující Africkou desku (Král, 1999). Vývoj Karpat je spjat s karpatskou geosynklinálou. Počátky vrásnění se projevily v křídě (140 mil. let), kdy se vytvořily základy karpatského systému nasunutím příkrovů na prvohorní, hercynský základ (Votýpka, 1994). Původní křídová stavba byla později zdenudována a sedimentována v podhorských mořských depresích (flyšová souvrství). V druhé fázi vrásnění (oligocén, cca 34 mil. let) byla flyšová souvrství vyvrásněna jako vnější flyšové pásmo s výraznou příkrovovou stavbou (Votýpka, 1994). Centrální pásmo bylo naopak vyvrásněno už v křídě, v průběhu paleogénu však pokleslo a teprve v druhé fázi vrásnění se vyklenulo do mohutných antiklinál. Vznik vnitřního pásma podmínil pohyb zemských ker podél zlomů a výstup magmatických hmot. Vulkanická činnost trvala až do konce třetihor (Votýpka, 1994). Její dozvuky se projevují dodnes (termální a minerální prameny). Z geologického hlediska lze tedy rozlišit tři základní pásma. Pásmo vnější flyšové se skládá z paleogenních a křídových pískovců, slepenců a jílovců. Centrální pásmo tvoří metamorfované horniny, hlubinné vyvřeliny a druhohorní karbonátové sedimenty. Vnitřní pásmo je z neogenních povrchových vyvřelin (Král, 1994).

Obrázek 20: Prostorové vymezení pohoří Karpat



Zdroj: upraveno z dat Corine LC, 2006; Kuemmerle et al., 2010; OpenStreetMap 2015

Orografické členění je v Evropě lehce odlišné, podle toho, v jakém státu se pohoří nachází. V ČR se vžilo členění na Západní, Východní a Jižní Karpaty. V Západních Karpatech, které zaujímají téměř celé Slovensko a vnějším pásmem přesahují do Polska a ČR a vnitřním do Maďarska, se nejlépe projevuje pásmovitost pohoří (Votýpka, 1994). Od Alp odděluje Záp. Karpaty Vídeňská pánev. V Záp. Karpatech byl nejvýše vyzdvižen centrální pás s krystalickými horninami, který obklopují příkrovy zvrásněných druhohorních sedimentů. Příkrovy rozděluje řada kotlin průlomových řek na několik izolovaných horských pásem (Tatry, Velká Fatra, Považský Inovec atd.). Pouze ve Vysokých Tatrách (Gerlachovský štít 2655 m) a části Nízkých Tater převažuje alpínský glaciální reliéf. V ostatních pohořích převládá erozně denudační reliéf s četnými periglaciálními a krasovými tvary reliéfu (Netopil et al., 1988). Na jih od centrálního pohoří se nachází tabule Slovenského krasu a vulkanické horniny Slovenského rudohoří. Západní a severní oblouk Západních Karpat tvoří intenzivně zvrásněné flyšové horniny (např. Bílé Karpaty, Javorníky, Beskydy). Hranici mezi Západními a Východními Karpaty tvoří Lupkovský průsmyk nebo Kurovské sedlo (Netopil et al., 1988, Král, 1994). Ve východních Karpatech dominují horská pásma na flyšových horninách. Krystalické masivy a vápence jsou často těsně přimknuty k flyšovým horninám. Výjimku tvoří Rodinské hory s glaciálními tvary (Netopil et al., 1988). Složitější stavbou disponuje rumunské pohoří Carpati Orientali, kde na flyšový pás navazují krystalické a vulkanické masivy s vrcholy nad 2 000 m. Jižní Karpaty odděluje od Východních průsmyk Predeal (1 040 m). Jižní Karpaty tvoří mohutné centrální pásmo z krystalických hornin obklopených mezozoickými zvrásněnými sedimenty. Neogenní a kvartérní zlomy rozdělily Již. Karpaty na řadu nestejně vysokých bloků (Netopil et al.,

1988). Zachoval se zde starý plošinný reliéf. V nejvýše položených částech pohoří Retezat (2 511 m) a Fagaraš (2 543 m) se činností ledovce vytvořil alpínský reliéf. Jižní Karpaty ukončují na západě Banátské hory a průlomové údolí Dunaje (soutěska Železná vrata). Jižně od Dunaje se k Již. Karpatům přiřazují ještě Jugoslávské Karpaty (Východosrbské rudohoří), které jsou tvořeny zrudněnými krystalickými a vulkanickými horninami. Mezi Jižními a Východními Karpaty se rozkládá rozlehlá Transylvánská vysočina s povrchem ve výškách do 500 m. Na západě ji od Panonské nížiny oddělují Apusenské hory (Netopil et al., 1988). V rámci orografie se ke Karpatským pohořím váží také předkarpatské sníženiny a vnitřní karpatské deprese, které vznikaly během horotvorné činnosti poklesáváním ker zemské kůry.

Reliéf Karpat je charakteristický pásmem paralelních hřbetů navzájem oddělených podélnými tektonickými kotlinami (Votýpka, 1994). Vnější flyšové pásmo tvoří ploché zarovnané povrchy středních výšek. Svahy bývají příkré, rozbrázděné erozí vodních toků. Na mnoha vápencových pohořích se vytvořil krasový reliéf. Nejvyšší centrální pásmo nese stopy modelace pleistocenními ledovci. Zvětrávání především málo odolných flyšových hornin vytváří pestrý erozní reliéf. Původem vulkanické pohoří jsou značně zdenudovány, na některých místech vytváří stolové hory, či sopečné suky (Král, 1999).

Klima v Karpatech je humidní, mírných šířek (oproti Alpám více kontinentální). Celé pohoří se nachází v záporné oblasti lednových teplot. V nížinách a pánvích dosahují teploty -1–-4 °C, na úrovni horských vrcholů až -10 °C. Průměrné červencové teploty dosahují v nížinách 20–23 °C, na horských hřebenech jen do 7 °C (Král, 1999). Celé pohoří je dostatečně zásobováno srážkami rovnoměrně rozloženými po celý rok. Sušší místa se nachází na východních úbočích a vnitrohorských plošinách a kotlinách ležících ve srážkovém stínu. Množství srážek vzrůstá společně s nadmořskou výškou a klesá směrem od západu k východu. Roční průměry srážek v horských oblastech se pohybují v rozmezí 1 000 až 1 500 mm (Tatry 2 100 mm). V nížinách a pánvích se srážky pohybují od 400 do 800 mm. Nejjižnější oblasti jsou často ohrožovány suchem. Téměř celé Karpaty lze podle rozložení srážek zařadit ke středoevropskému typu s letním maximem (Král, 1999). Důležitá je poloha sněžné čáry, která nedosahuje ani nejvyšších vrcholů, tudíž se zde nevyskytují žádné ledovce. Na některých zastíněných místech Vysokých Tater a Transylvánských Alp (jiné označení pro Jižní Karpaty) leží sníh až deset měsíců v roce (Votýpka, 1994).

S klimatem úzce souvisí hydrologické poměry. Téměř celá oblast spadá do úmoří Černého moře. Hranici mezi Černým a Baltským mořem tvoří severní horský oblouk (Král, 1999). Vodní zdroje jsou oproti Alpám menší vlivem nižších srážek a absence ledovců. Největší podíl celoročního odtoku připadá na jarní měsíce, naopak nejméně vody odteče v září (4 %). V glaciálních údolích se vytvořila hustá síť řek horského typu, které unášejí velké množství písku a štěrku a na přilehlých rovinách divočí. V zimě mají horské toky malou vodnost (méně než 5 % ročního odtoku). Jsou pro ně typické jarní povodně, jejichž velikost závisí na průběhu tání sněhové pokrývky (Netopil et al., 1988). Jarní povodně doplňují povodně letní z přívalových dešťů. Především řeky Jižních Karpat mají během květnových povodní extrémní specifický odtok (až 10 $m^3 s^{-1} km^{-2}$). Drobné řeky nižších poloh mají průběh odtoku zcela opačný, než horské říčky. Povodně se na nížinných tocích tvoří už v lednu a únoru, v létě naopak mohou vysychat (Netopil et al., 1988). V nižších

polohách dominují veliké vodní toky (Dunaj, Váh, Tisa atd.) s různými typy odtokového režimu. Nejzajímavější řekou je v tomto ohledu Dunaj, který vystřídá hned několik odtokových režimů (Král, 1999). Dunaj vzniká soutokem pramenných zdrojnic Brege a Brigach ve Schwarzwaldu. Odtud odtéká východním směrem a odvodňuje Alpské podhůří a téměř celé Karpaty, které v horských soutěskách na několika místech proráží. Ústí mohutnou deltou do Černého moře. Dunaj protéká řadou oblastí s odlišnými klimatickými podmínkami, které mu přisuzují různé odtokové režimy. V pramenné oblasti a Alpském podhůří má režim pluvioniválním (převažují srážky spojené s táním sněhové pokrývky), respektive niválním horský (voda z tajícího sněhu a ledovců). Od Bratislavy, kde se Dunaj dostává do oblasti Karpat, se vlivem karpatských přítoků odtokový režim pozvolna mění opět na pluvioniválním. Mezi významné levostranné (karpatské) přítoky Dunaje patří Morava, Váh, Hron, či Tisa (délka 966 km), do které se vlévá Moruše odvodňující značnou část Východních a Jižních Karpat (Král, 1999). Jezera v Karpatech nemají tak významný vliv na odtok jako alpská jezera. V horách se sice vykytuje řada glaciálních jezer, které ovšem nedosahují větších rozměrů (např. Morskie oko s rozlohou 34 ha). Daleko rozsáhlejší jezera se nachází v nížinách, kde vznikly neotektonickými pohyby (např. Balaton 592 km^2; Král, 1999).

Velké rozdíly geologické stavby a geomorfologických tvarů reliéfu podmiňují vznik nejrůznějších typů a druhů půd. V nížinách a podkarpatských pánvích se vyvinuly úrodné černozemě a faozemě. V sušších oblastech vátých písků se vyskytují vápnité regosoly a illimerizované arenosoly (Král, 1999). V údolní nivě Dunaje se nachází fluvizemě a gleje. Vlastní horská soustava disponuje různými typy půd v závislosti na reliéfu a nadmořské výšce. Ve flyšovém pásmu zcela převládají kambisoly, které jsou rozšířeny i ve vyšších polohách centrálních Karpat. Na půdním substrátu z karbonátových sedimentů se vytvořily rendziny. V nejvyšších polohách horských celků jsou rozšířeny podzoly. Bohatá neovulkanická činnost podpořila vznik rubifikovaných kambisolů a ve Východních Karpatech také humózních andosolů (Král, 1999).

Podle fytogeografického členění jsou Karpaty součástí středoevropské provincie eurosibiřské podoblasti Holarktidy. Přilehlé nížiny patří k provincii ponticko-panonské (Král, 1999). Celé pohoří Karpat leží v biomu opadavých lesů mírného pásma (Prach et al., 2009). Vegetaci podmiňuje přechodné oceánicko-kontinentální klima. V karpatských horách mají vliv na složení vegetace také výškové vegetační stupně, jejichž výška spodní hranice narůstá směrem k východu. V nižších polohách kolinního stupně se nachází doubravy nebo dubohabřiny s typickými druhy teplomilného dubu (pýřitý, šipák, cer atd.), buku a habru (obecný, balkánský). Tyto druhy často doplňují lípy, jilmy a javory. Vyšší polohy submontánního stupně hostí bučiny s bukem lesním a s příměsí jedle bělokoré (Prach et al., 2009). Na Slovensku a v Rumunsku tvoří buk přes 30 % celého lesního porostu (Král, 1999). Montánní stupeň horských smrčin končí horní hranicí lesa ve výškách 1450–1550 m n. m. (Západní Karpaty) a 1700–1850 m n. m. (Jižní Karpaty). Na horní hranici lesa je smrk smíšen společně s borovicí limbou, jeřábem a místy i s modřínem. Subalpinský stupeň s klečí a na jihovýchodě s pěnišníkem přesahuje 400 m nad horní hranici lesa. Alpinský stupeň se nachází pouze v nejvyšších polohách horských celků. Tvoří jej bylinný pokryv

s mechovo-lišejníkovými společenstvy (Král, 1999). Monotónní lesní celky rozděluje pestrá vegetace, která se vyvíjí na rozmanitých typech půd a různě členitém reliéfu. Například pro Západní Karpaty jsou typická suchomilná společenstva rostoucí na stepích Slovenského krasu.

Zachování větších lesních komplexů podpořilo přežití mnoha druhů lesních živočichů ve volné přírodě (Netopil et al., 1988). To se týká především velkých šelem (medvěda hnědého, vlka obecného a rysa ostrovida), pro které Karpaty představují jedno z největších evropských teritorií spojujících severní, jižní a západní populace. V Karpatech žije mnoho dalších lesních druhů typických pro střední Evropu (jelen evropský, kočka divoká atd.). Z ptáků se v Karpatech vyskytuje například tetřev hlušec, či tetřívek obecný. Nivy řek osidluje řada druhů vodního ptactva.

Za počátek vlivu člověka na krajinu v Karpatech lze považovat rozmezí 15. – 17. století, kdy začínala valašská kolonizace (Král, 1999). Pastevecký způsob obživy způsobil odlesnění horských oblastí a rozšíření horských pastvin. Podle Krále (1999) obývalo na konci 20. století horskou část Karpat 14 milionů obyvatel s průměrnou hustotou zalidnění 70 obyvatel na kilometr čtvereční. Nejvíce lidí žije samozřejmě v údolích. Rozptýlená zástavba (salaše) sice nehostí mnoho lidí, přesto mohou mít velký význam při studiu migrace velkých savců. Karpatská příroda je v dnešní době nejvíce ohrožena nešetrným způsobem života obyvatel (např. černé skládky odpadků za vesnicí) a postupně se rozvíjejícím turistickým ruchem. V Karpatech se nachází řada oblastí mezinárodní a národní ochrany přírody. Například ukrajinský národní park Karpatský zapovědnik chrání nejvyšší část Ukrajinských Karpat (Král, 1999), kde se vyskytují horské bukové pralesy. Nebo rumunský národní park Retezat ležící ve stejnojmenném pohoří, který je bohatý na velehorský glaciální reliéf (kary, jezera, morény atd.).

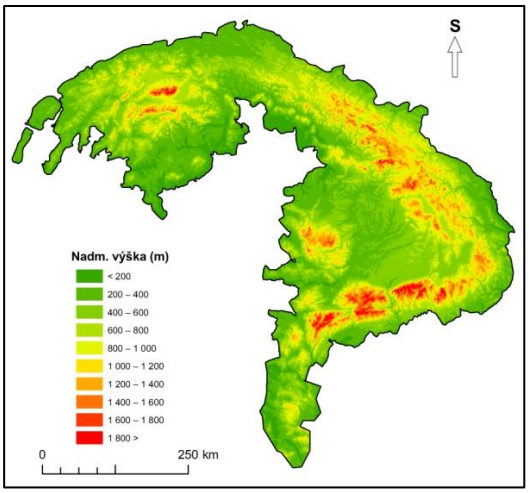
5. Metodika

5.1 Vymezení zájmového území a jeho charakteristika z hlediska faktorů ovlivňujících výskyt velkých šelem

Zájmové území představuje hrubé vymezení pásmového pohoří Karpaty. Jedná se území vymezené na základě družicových snímků a různých orografických a geomorfologických podkladů. Takto vymezené území disponuje rozlohou přes 230 tis. km^2. Karpatský oblouk tvoří ve střední a jihovýchodní Evropě region poměrně zachované hustě zalesněné krajiny s výskytem druhů typických pro evropský kontinent (blíže viz kapitolu 4). Velmi důležitým krokem při habitatovém modelování je volba vhodným parametrů prostředí. Například Romportl et al. (2010) vytvořili habitatové modely pro jednotlivé velké šelmy na území České republiky.

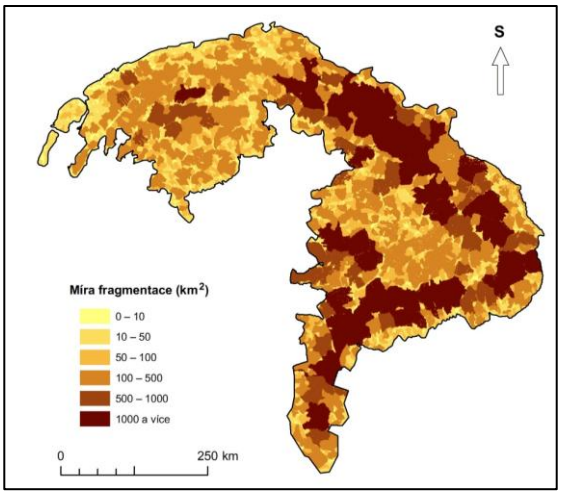
V této diplomové práci využívám dělení vstupních environmentálních dat podle Romportla et al. (2010) do 3 skupin – abiotické, biotické a antropogenní. Abiotické faktory ovlivňující výskyt velkých šelem zastupuje průměrná nadmořská výška odvozená z digitálního modelu terénu SRTM3 (Shuttle Radar Topography Mission; obrázek 21). Druhým abiotickým vstupem je údaj o členitosti reliéfu. Biotická data zastupuje krajinný pokryv volně dostupný na internetových stránkách Evropské agentury pro životní prostředí doplněný o Ukrajinské Karpaty (Kuemmerle et al., 2010). Krajinný pokryv je generalizován do několika tříd. Při studiu velkých savců totiž není nutné využívat podrobnější členění krajinného pokryvu (obrázek 23). Vyjádřit antropogenní faktory působící na krajinu se může několika způsoby (například průměrnou vzdálenost k sídlům). V této diplomové práci je využit výpočet míry fragmentace krajiny (obrázek 22) podle Jaegera (2000) a Mosera et al. (2007) s pomocí nástroje Effective mesh size (podrobněji viz Zýka 2012 a 2014).

Obrázek 21: Průměrná nadmořská výška



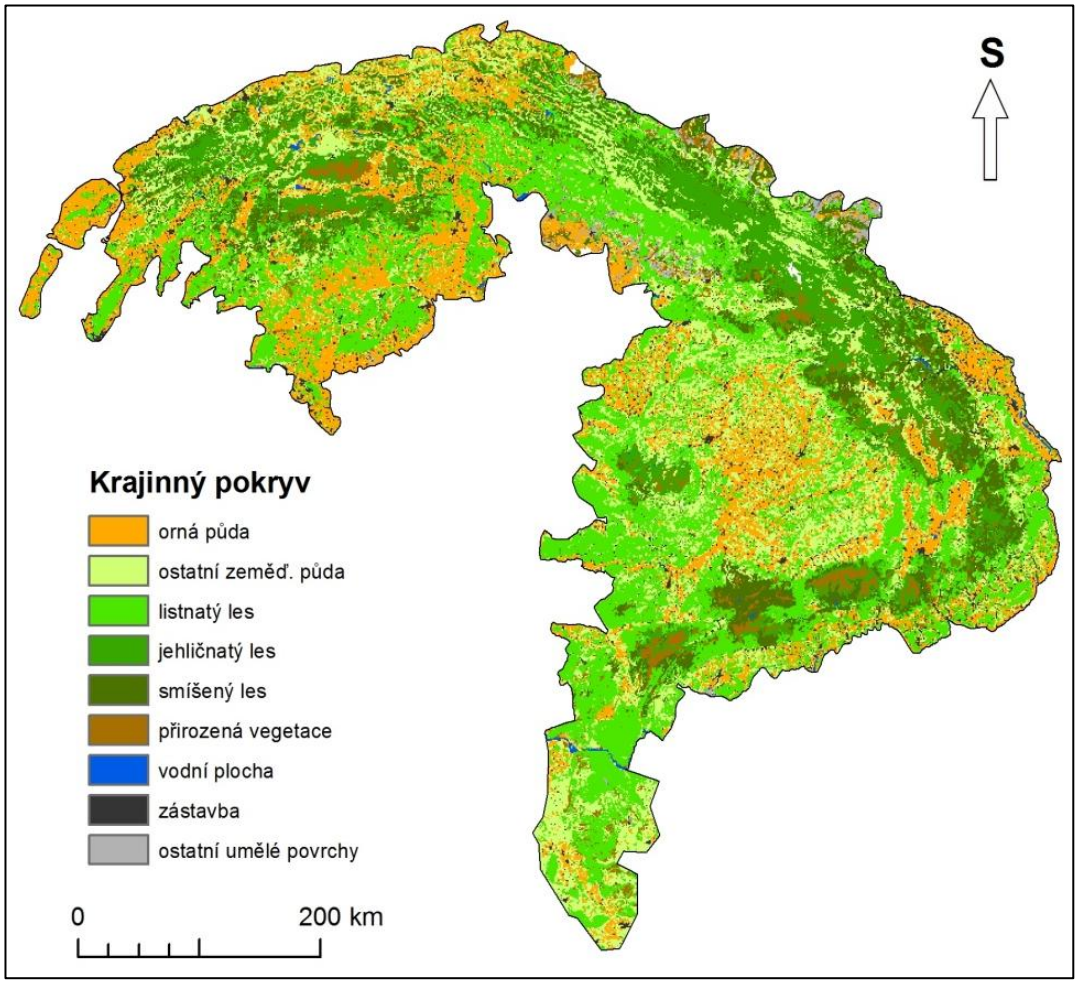
Zdroje: Shuttle Radar Topography Mission

Obrázek 22: Míra fragmentace krajiny



Zdroj: CORINE LC; Kuem. et al., 2010, OpenSM, 2015

Obrázek 23: Generalizovaný krajinný pokryv v Karpatech



Zdroj: upraveno dle databáze CORINE LC; Kuemmerle et al., 2010

5.2 Popis využitých metod během analýzy konektivity krajiny

Práce je založena na jednoduchých analýzách v prostředí geografických informačních systémů (např. ArcGIS). V diplomové práci využívám běžný postup při habitatovém modelování. Nejprve se vymezí hranice území (pohoří Karpaty). Tato vrstva bude sloužit jako maska pro následující dílčí operace. Dále se připraví data o krajinné sféře (nadmořská výška, krajinný pokryv, míra fragmentace). Po přípravě dat následuje vytvoření habitatového modelu. K hodnocení kvality habitatů se využívá konceptu ekosystémových služeb (Burkhard et al., 2009, Fňukalová, 2013 atd.). Vhodnost vytypovaných habitatů se navíc doplní o zjištění míry jejich konektivity pomocí metodiky Circuitscape (Phillips et al., 2006).

5.2.1 Klasifikace krajiny (abiotické, biotické a antropogenní faktory)

Základní vrstvou pro klasifikaci krajiny je uměle vygenerovaná čtvercová síť o straně čtverce 1 km. Ze sítě čtverců se odeberou čtverce o rozloze menší než 0,5 km^2, které by svou velikostí mohly zkreslit výpočty. Takto vytvořená síť tvoří základní prostorovou jednotku (hranice), podle které se následně generují různé klasifikace vstupních dat. Čtvercová síť navíc zajistí stejné prostorové rozlišení, které je důležité pro habitatový model (viz dále). Postupně se na základě výše zmíněné čtvercové sítě generuje několik rastrů s prostorovým rozlišením 1 km, které budou sloužit jako vstupní data do habitatového modelu.

Abiotická data reprezentují dva údaje – průměrná nadmořská výška, členitost reliéfu. Obě tyto veličiny se jednoduše vypočtou pomocí zonální statistiky (funkce průměr a směrodatná odchylka ve Spatial analyst, ArcGIS). Biotické faktory ovlivňující rozšíření velkých šelem v Karpatech zastupuje krajinný pokryv. Jelikož se krajinný pokryv mapuje v podrobném měřítku a rozděluje se na tři úrovně, přistupuji k jeho generalizaci do 9 skupin (tabulka 3). Skupiny jsou tvořeny také s ohledem na data o krajinném pokryvu ukrajinské části Karpat (tabulka 2). Informace o krajinném pokryvu jsou totiž v podobě rastru o hraně pixelu 100 m pro Corine LC, respektive 25 m pro Ukrajinu. Spojení obou odlišných klasifikací zajistí vytvoření gridu (rastru) o velikosti 1000 x 1000 m. Výsledkem je kategoriální (tematický) rastr s hodnotami generalizovaných skupin podle tabulky 2. Volba označení jednotlivých pixelů vychází z maximální rozlohy kategorie krajinného pokryvu v rámci hodnoceného pixelu.

Antropogenní ovlivnění krajiny zastupuje vrstva míry fragmentace krajiny. Výpočet míry fragmentace pomocí nástroje *Effective mesh size* (EMS) navrhl Jaeger (2000) a zdokonalil Moser et al. (2007). Výpočtu předchází tvorba fragmentační geometrie, která představuje souhrn bariér v daném území (Jaeger, 2000). Při studiu velkých šelem jsem do výpočtu zařadil zastavěné plochy a silnice. Zastavěné plochy jsou převzaty z databází o krajinném pokryvu (pouze kategorie zastavěné plochy, viz tabulka 3). Podrobná data o silniční síti poskytuje databáze OpenStreetMap (Geofabrik; Ramm et al., 2010). Dále se vyberou pouze silnice zastupující dálnice, rychlostní komunikace a silnice I. – III. třídy.

Jelikož silniční síť je ve formě liniových prvků a do nástroje EMS vstupují data plošná, musí se okolo silnic vytvořit obalová zóna. Velikost obalové zóny odpovídá průměrné šířce silnice dané kategorie (dálnice a rychlostní komunikace 30 m, silnice I. třídy 15 m, silnice II. třídy 10 m, silnice III. třídy 8 m). Sloučením vrstev zastavěných ploch a obalové zóny kolem silnic se vytvoří hledaná vrstva fragmentační geometrie. Poslední krokem před samotným výpočtem míry fragmentace je vyříznutí fragmentační geometrie do plochy zájmového území. Míra fragmentace krajiny je vypočtena pro stejnou síť čtverců, která byla použita pro tvorbu rastrů. Blíže o problematice výpočtu míry fragmentace pojednává Zýka (2012).

Tabulka 2: Skupiny krajinného pokryvu dle využité databáze a jejich generalizace

Krajinný pokryv dle CORINE LC	Krajinný pokryv na Ukrajině	Označení
1.1. Městská zástavba 1.2. Průmyslové, obchodní a dopravní oblasti	souvislá zástavba	11
1.3. Doly, skládky a staveniště 1.4. Oblasti zeleně a rekreační oblasti	otevřená zástavba	12
2.1 orná půda 2.2 trvalé plodiny	orná půda	2
2.3. Travní porosty 2.4. Smíšené zemědělské oblasti	intenzivně využívané trávníky	3
3.1.1. Listnaté lesy	listnatý les	4
3.1.2. Jehličnaté lesy	jehličnatý les	5
3.1.3. Smíšené lesy	smíšený les	6
3.2. Travnaté nebo křovinaté porosty 3.3. Otevřený prostor s malou nebo žádnou vegetací	extenzivně využívané trávníky, holá skála	7
4. mokřady 5. voda	vodní plocha	8

Zdroj: Corine LC, Kuemmerle et al., 2010

Tabulka 3: Agregované skupiny krajinného pokryvu

Označení	Název skupiny
11	zastavěné plochy
12	umělé (nepřírodní) plochy
2	orná půda
3	ostatní zemědělská půda
4	listnatý les
5	jehličnatý les
6	smíšený les
7	přirozené louky, křoviny, řídká vegetace
8	zamokřené a vodní plochy

5.2.2 Habitatový model vhodnosti krajiny

Za habitatový model určující vhodnost krajiny pro rozšíření velkých šelem byl zvolen nástroj Maxent (Maximum entropy, Phillips et al., 2006). Maxent je matematicky přesně definovaný model využívající teorie maximální entropie (blíže viz kapitola 3.1.3.1). Model je lehce ovladatelný, ale náročný na přesnost vstupních dat. Do modelu vstupují dva druhy dat – o výskytu šelem a o přírodním prostředí.

Nálezová data pochází z databáze Hnutí Duha (např. Kutal a Suchomel, 2014), z výzkumu tetřívka v Karpatech, kde byl zaznamenán i výskyt medvěda (M. Mikuláš, ČZU v Praze), a monitoringu velkých savců v Polsku (Jedrzejewski et al., 2008). Nálezová data jsou většinou ve formě bodové vrstvy. Každému bodu se přiřadí název druhu a vypočítá souřadnice (zeměpisná délka a šířka). Atributová tabulka se vyexportuje, poupraví podle manuálu a uloží ve formátu csv (Phillips et al., 2006).

Druhou skupinu vstupních dat tvoří environmentální proměnné rozdělené do tří kategorií (abiotická, biotická a antropogenní). Data do programu vstupují ve formě kontinuálního, či kategorického rastru vytvořeného pro každou proměnnou zvlášť. U rastrů je důležité přesně dodržet tři parametry. Rastry by měly mít stejnou velikost pixelu (v mém případě 1 km^2) a musí na sebe vzájemně přiléhat. To znamená, že umístění pixelu v konkrétním prostoru je totožné pro všechny vstupní rastry. Z tohoto důvodu mají všechny vstupní rastry stejné parametry podle rastru krajinného pokryvu (blíže viz diskuze). Rastry a body výskytu musejí mít stejné vymezení (hranice zájmového území se nemění) a stejný souřadnicový systém. Rastry se nakonec převedou do formátu ASCII, kde se musí změnit desetinná čárka za tečku.

V modelu lze nastavit a pozměnit různé parametry. Nastavuji pouze jakou část bodů výskytu má model využít jako trénovací množinu (25 % všech bodů). Dále se v modelu zvolí výpočet „create response curve“, který řeší otázku rozšíření druhů. Za formát výstupu z modelu volím logistickou metodu, která podává odhad výskytu druhu v daném prostředí.

Výstup z modelu tvoří dvě skupiny informací. Prostorovým výstupem je rastr ve formátu ASCII, který představuje vypočtené hodnoty (0–1) indexu habitatové vhodnosti (habitat suitability index). Druhým výstupem z modelu jsou tabulky se statistickými hodnotami. Důležité jsou křivky odezvy druhů na konkrétní proměnné prostředí, nebo vysvětlení, která proměnná má největší vliv na rozšíření druhů.

5.2.3 Hodnocení míry konektivity vhodných habitatů

Poslední krok v metodické části představuje zhodnocení míry konektivity vhodných habitatů. Konektivita habitatů je hodnocena pouze pro medvěda hnědého, pro kterého se podařilo získat největší počet nálezových dat rozprostřených po celém zájmovém území. K výpočtu míry konektivity a hledání spojitosti jádrových území byl zvolen nástroj Circuitscape (McRea et al., 2013), který pracuje na principu elektrického odporu (viz kapitola 3.2.2.1). Základními vstupními daty jsou oblasti vhodného prostředí (jádrová území) a resistentní povrch. Jádrové oblasti se vymezí na základě habitatového indexu vhodnosti (HSI, habitat suitability index) a určení prahové hodnoty, nad kterou lze krajinu považovat za dostatečně

vhodnou pro velké svace. Na základě rešerše literatury byla zvolena hodnota HSI 0,5, čili 50% vhodnost prostředí (dle Anděla et al., 2010; Ziolkowské et al., 2012). Jádrových oblastí se takto může vymezit mnoho, proto je zvolena minimální velikost spojitého území podle minimální velikosti domovského okrsku – medvěd 50 km^2 (různé studie na toto téma shrnuje Mináriková et al., 2010). Pro správný výpočet je nutné oddělit jádrové oblasti jednoznačným identifikátorem (např. ID). Jádrové oblasti vstupují do programu v rastrové podobě.

Rezistentní (odporový) povrch *R* se rovná inverzní hodnotě *HSI* (Zeller et al., 2012). Inverzní vztah lze matematicky vyjádřit dvojím způsobem (odčítání, převrácená hodnota). Program Circuitscape umožňuje zadat samotný rastr habitatové vhodnosti (konduktivity). Oběma vstupním rastrům stejně jako v předešlém případě se musí shodovat souřadnicový systém a výpočetní prostor (procesing extent). Rastry vstupují do programu ve formátu ASCII, u něhož se musí změnit desetinná čárka za tečku. Po přípravě vstupních dat stačí jen zvolit režim výpočtu (v mém případě párový) a případně nastavit další volitelné parametry. Pro urychlení výpočtu nastavuji pouze výpočet proudové kumulativní a maximální mapy.

6. Výsledky

Následující kapitola přináší výsledky diplomové práce. Výsledky lze rozdělit do dvou skupin. První skupinu tvoří výstupy modelu habitatové vhodnosti, neboli *habitat suitability index* (*HSI*) pro všechny tři zájmové druhy velkých šelem. Na základě *HSI* pro medvěda hnědého se zjišťuje konektivita jeho habitatů. Konektivitu vyjadřuje rastr, jehož hodnoty lze interpretovat jako nejvhodnější dráhy pohybu mezi jádrovými oblastmi. Jádrové oblasti a vymezené koridory se posléze porovnávají s mírou fragmentace krajiny a ekologickou integritou.

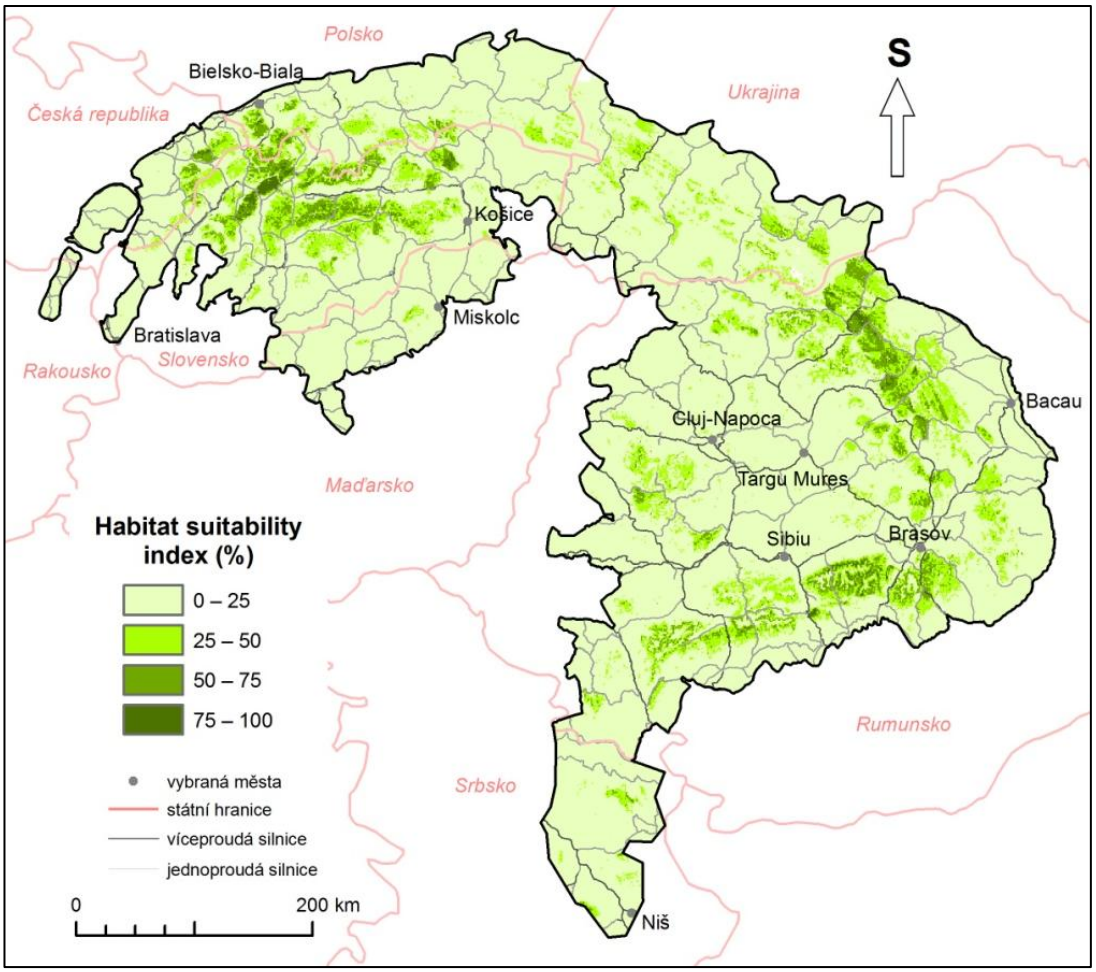
6.1 Habitat suitability models pro velké šelmy v Karpatech

Index habitatové vhodnosti (*HSI*) vyjadřuje pravděpodobnost výskytu zájmového druhu v daném prostředí. Relativně jednoduchá interpretace vyžaduje alespoň částečné statistické ověření (viz diskuze). Níže jsou uvedeny indexy habitatové vhodnosti pro všechny tři zájmové druhy velkých šelem. *HSI* je vyjádřen v procentech, při čemž 100 % reprezentuje nejvhodnější habitaty. Naopak hodnoty blížící se k 0 představují nejméně vhodnou krajinu pro výskyt velkých šelem. Podrobněji je rozebírán medvěd hnědý, jehož model habitatové vhodnosti slouží jako vstup do modelu konektivity krajiny.

6.1.1 Medvěd hnědý

Medvěd hnědý je jednou z největších šelem v Evropě. Jak ukazuje obrázek 24, jeho habitaty se nachází ostrůvkovitě na celém území Karpat a lze je rozdělit do třech hlavních oblastí. V Západních Karpatech představují souvislejší území například Moravskoslezské Beskydy, Malá Fatra, Nízké, či Vysoké Tatry. Stejně vhodná krajina pro medvěda je ve Východních Karpatech na pomezí Rumunska a Ukrajiny. Jižní Karpaty jsou vhodné pro medvěda především na území Fagarašských hor a v okolí průsmyku Predeal (jižně od Brasova). Větší oblast vhodných habitatů se vykytuje v Apusenských horách. V Karpatech ovšem převažuje nepříznivé prostředí pro výskyt medvěda. Jedná se o nižší okrajové polohy horských celků a mezihorská údolí. Právě intenzivně využívaná údolí s minimální habitatovou vhodností mohou představovat migrační bariéru.

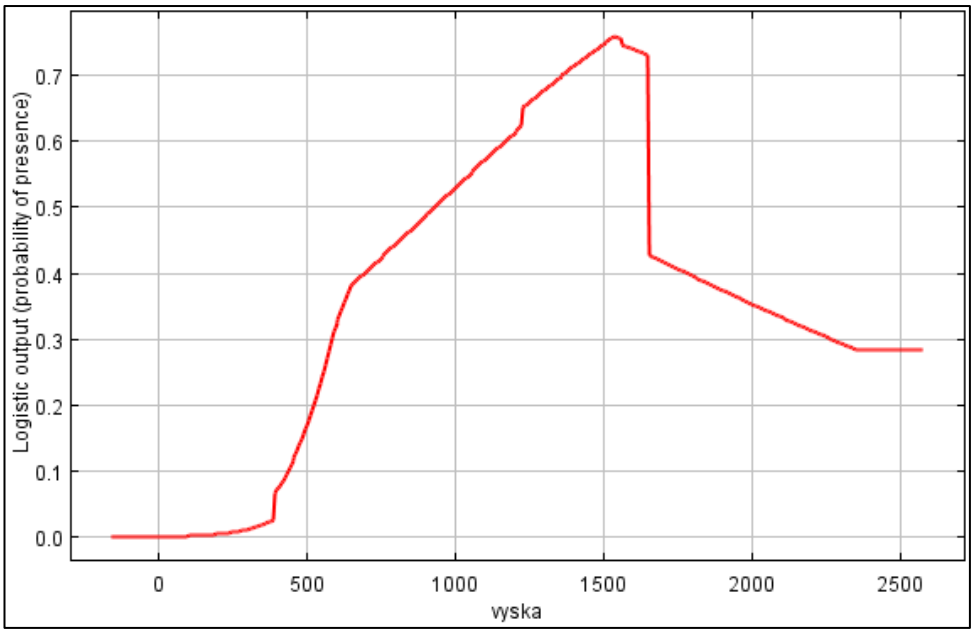
Obrázek 24: Index habitatové vhodnosti - medvěd hnědý



Zdroj: výstup z programu Maxent, vlastní zpracování

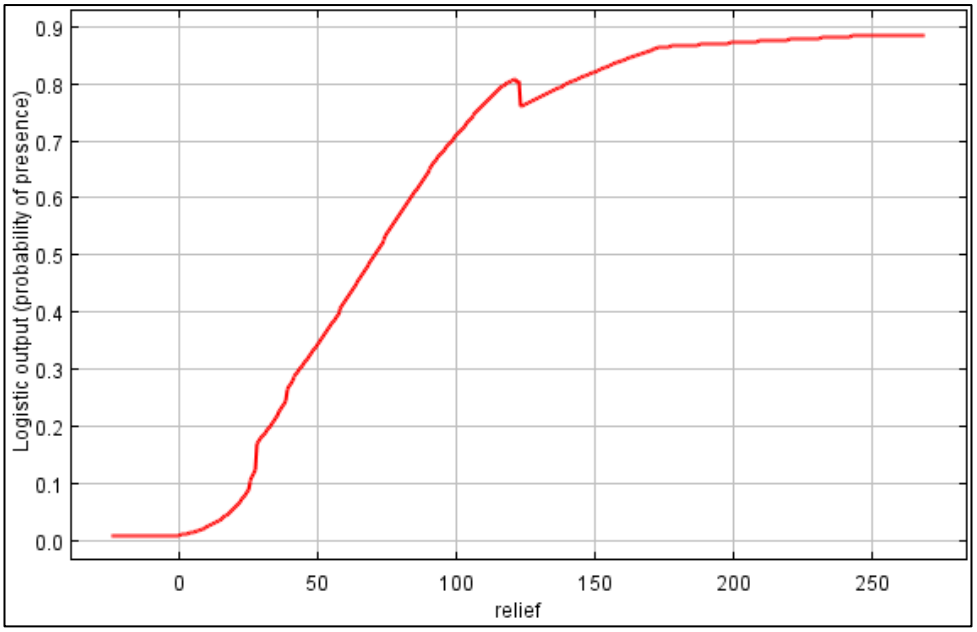
Dalším výstupem z habitatového modelu je odpověď medvěda na variabilitu prostředí. Odpovědní křivky (response curve) ukazují pravděpodobnost výskytu zájmového druhu podle hodnot každé proměnné. Snaží se nalézt nejvhodnější parametry krajiny pro výskyt určitého druhu a pomáhají lépe interpretovat celkový index vhodnosti. Podle obrázků 25–28 obývá medvěd hnědý nejraději vyšší polohy okolo 1500 m n. m. Pravděpodobnost výskytu medvěda strmě stoupá již od 400 m n. m. Oblasti nad 1600 m n. m. medvěd osidluje méně, ale s větší pravděpodobností než oblasti s nadmořskou výškou do 600 m n. m. Pravděpodobnost výskytu v závislosti na reliéfu poměrně strmě narůstá. Medvěda hnědého lze tudíž nalézt ve více členitém reliéfu. Z pohledu krajinného pokryvu se medvěd nejčastěji vyskytuje v jehličnatých lesích, kterým dává přednost před smíšeným lesem a otevřenou přírodní krajinou (nízká vegetace, skaliska atd.). S menší pravděpodobností (do 25 %) se bude medvěd nacházet v listnatém lese. Nejvíce se medvěd vyhýbá orné půdě. Odpověď medvěda na fragmentovanou krajinu je na první pohled zarážející. Medvěd se totiž vyskytuje se 75% pravděpodobností ve velmi fragmentované krajině. Bližší pohled ovšem naznačuje, že se celkově jedná sice o relativně vysoké hodnoty míry fragmentace, ale absolutně vyjádřené hodnoty ukazují krajinu s mírou fragmentace okolo 300 km^2, která například odpovídá hodnotám fragmentace v okolí vojenského újezdu Brdy v ČR (Zýka, 2014).

Obrázek 25: Pravděpodobnost výskytu medvěda podle průměrné nadmořské výšky



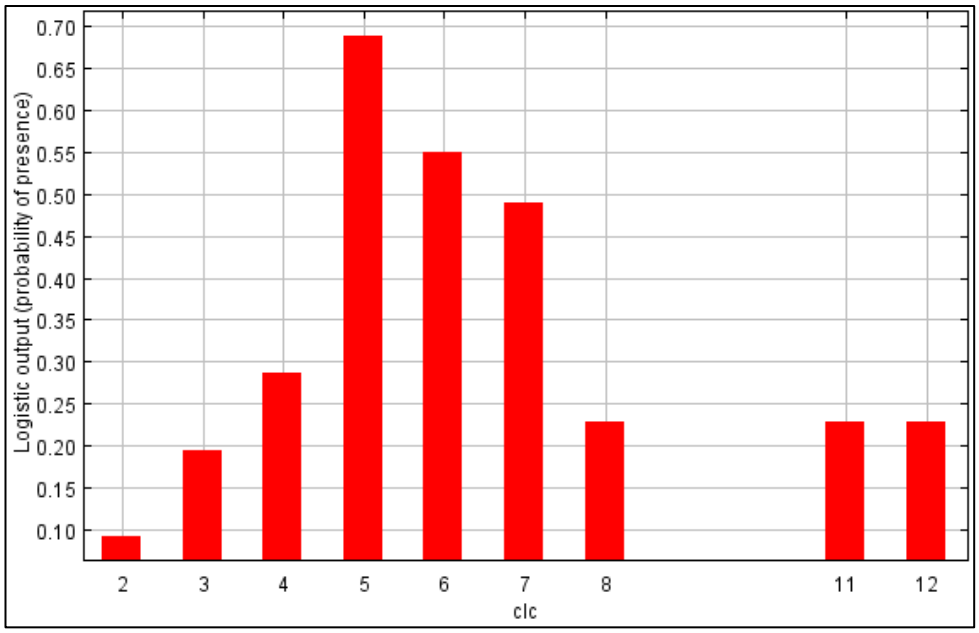
Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle nadmořské výšky v m n. m. (osa x).
Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 26: Pravděpodobnost výskytu medvěda podle členitosti reliéfu



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle členitosti reliéfu v metrech (osa x). Čím větší hodnota, tím více je povrch členitější.
Zdroj: výstup z programu Maxent

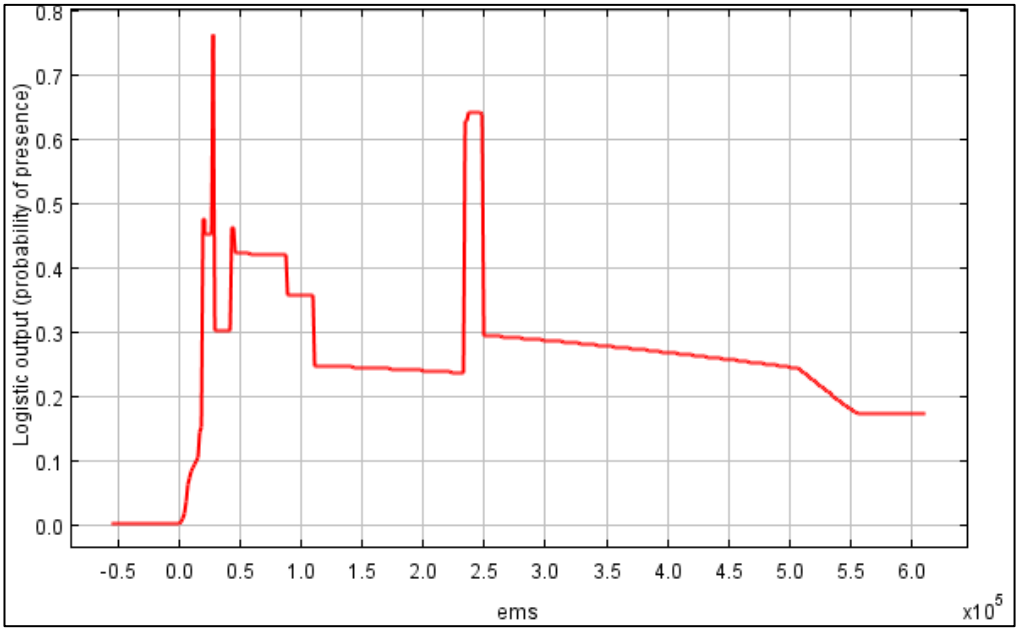
Obrázek 27: Pravděpodobnost výskytu medvěda podle tříd krajinného pokryvu



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) v jednotlivých třídách krajinného pokryvu (osa x). Třídy krajinného pokryvu jsou podle tabulky 3: 11 – zastavěné plochy, 12 – umělé (nepřírodní) plochy, 2 – orná půda, 3 – ostatní zemědělská půda, 4 – listnatý les, 5 – jehličnatý les, 6 – smíšený les, 7 – ostatní přírodní vegetace, 8 – zamokřené a vodní plochy

Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 28: Pravděpodobnost výskytu medvěda podle míry fragmentace krajiny



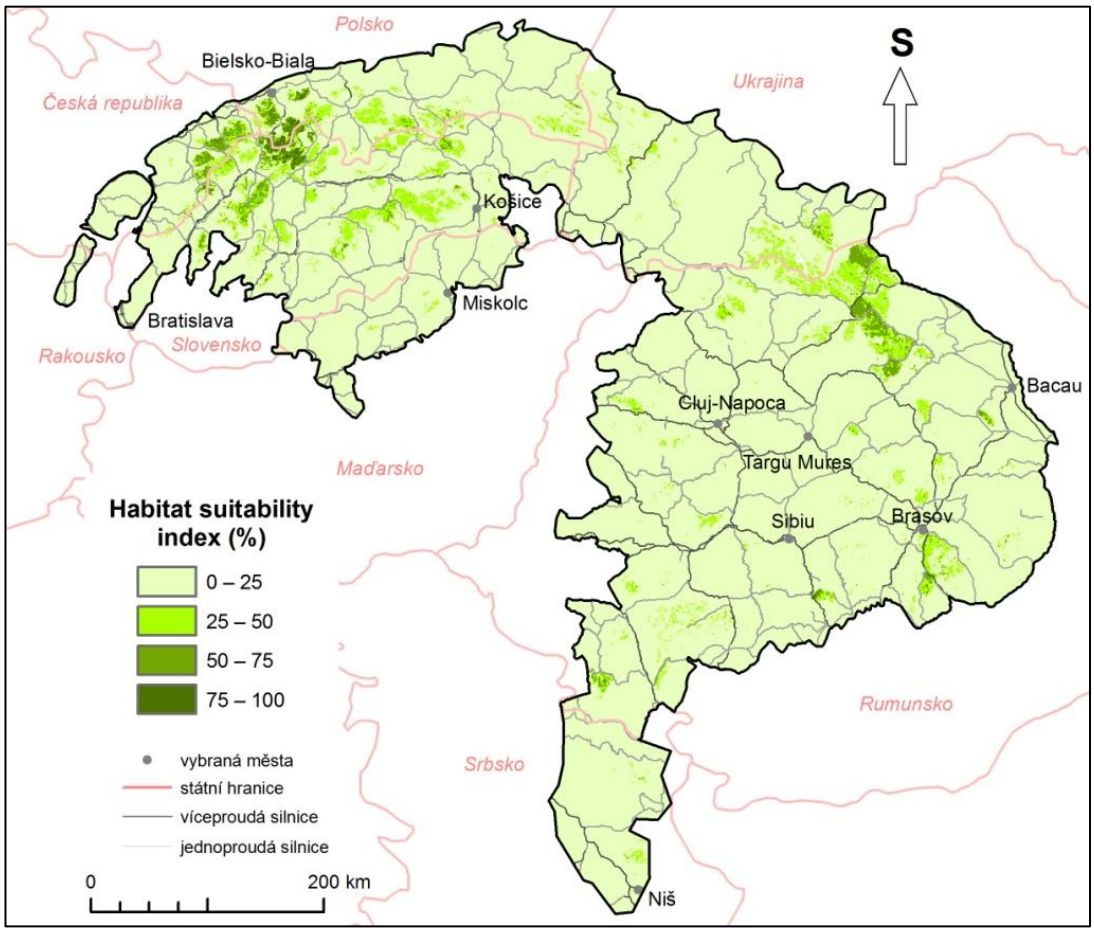
Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle míry fragmentace krajiny (osa x). Čím větší číslo, tím méně je krajina fragmentovaná. Míra fragmentace je vyjádřena v hektarech.

Zdroj: výstup z programu Maxent

6.1.2 Vlk obecný

Vlk obecný se v Karpatech stejně jako ostatní velké šelmy běžně vyskytuje. Nejvhodnější oblasti se podle modelu nachází ve vyšších pohořích Západních Karpat, především na hranicích České, Slovenské a Polské republiky (Bielověžský národní park). Příznivé prostředí pro vlka se nachází i v severním Rumunsku (obrázek 29). Ještě více než u medvěda hnědého se u vlka projevuje nevhodnost prostředí. Především v jižní polovině zájmového území představují habitaty izolované oblasti uvnitř nevhodného prostředí (např. jižně od Brasova). Přesto nelze očekávat, že by se vlk nepohyboval i v méně vhodné krajině.

Obrázek 29: Index habitatové vhodnosti – vlk obecný

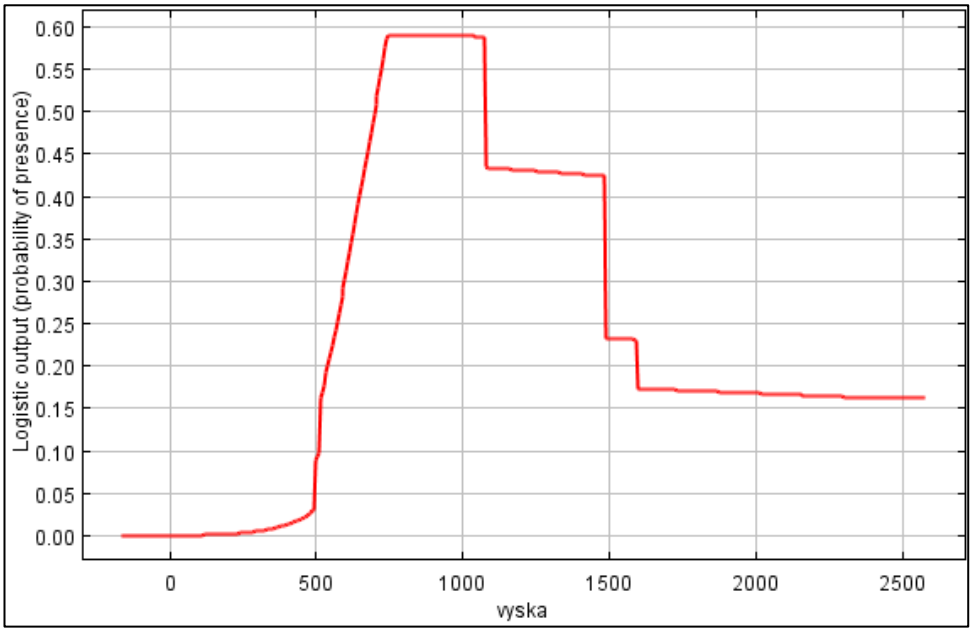


Zdroj: výstup z programu Maxent, vlastní zpracování

Vlk obecný upřednostňuje polohy s nadmořskou výškou mezi 700 a 1100 m n. m. (obrázek 30). Pravděpodobnost výskytu vlka s ubývající výškou strmě klesá, nejnižší oblasti (do 500 m) vlk téměř neosídluje. Území s nadmořskou výškou větší než 1100 m vlk navštěvuje méně často. Daleko strmější průběh než u medvěda vykazuje křivka pravděpodobnosti výskytu v závislosti na členitosti reliéfu (obrázek 31). Míra pravděpodobnosti se velmi rychle dostává na úroveň 55 %, na které víceméně zůstává. Ohledně pravděpodobnosti výskytu vlka v závislosti na krajinném pokryvu jednoznačně dominuje jehličnatý les před smíšeným lesem a ostatní přírodní vegetací. Pouze s 25% pravděpodobností lze očekávat vlka obecného v blízkosti mokřadů a vodních ploch a v otevřené zástavbě. Nejvíce se vlk vyhýbá orné půdě a zástavbě (obrázek 32). Opět se

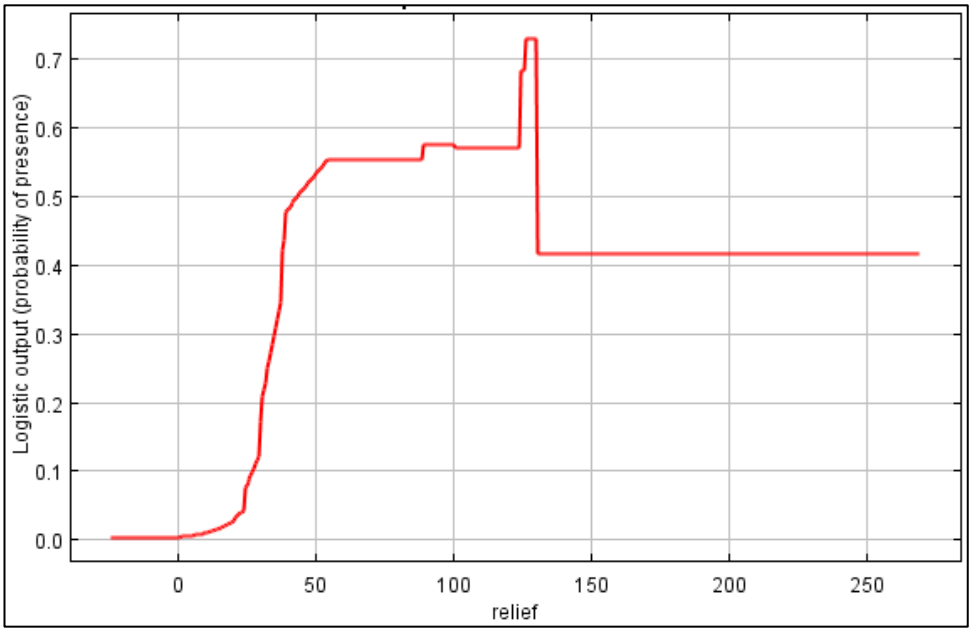
ukazuje, že míra fragmentace krajiny v Karpatech není tak vysoká. Vlk preferuje fragmentované oblasti do 600 km^2 (obrázek 33), které v rámci celých Karpat představují sice vyšší míru fragmentace, v porovnání se Evropou se ovšem jedná o hodnotu velmi nízkou.

Obrázek 30: Pravděpodobnost výskytu vlka podle průměrné nadmořské výšky



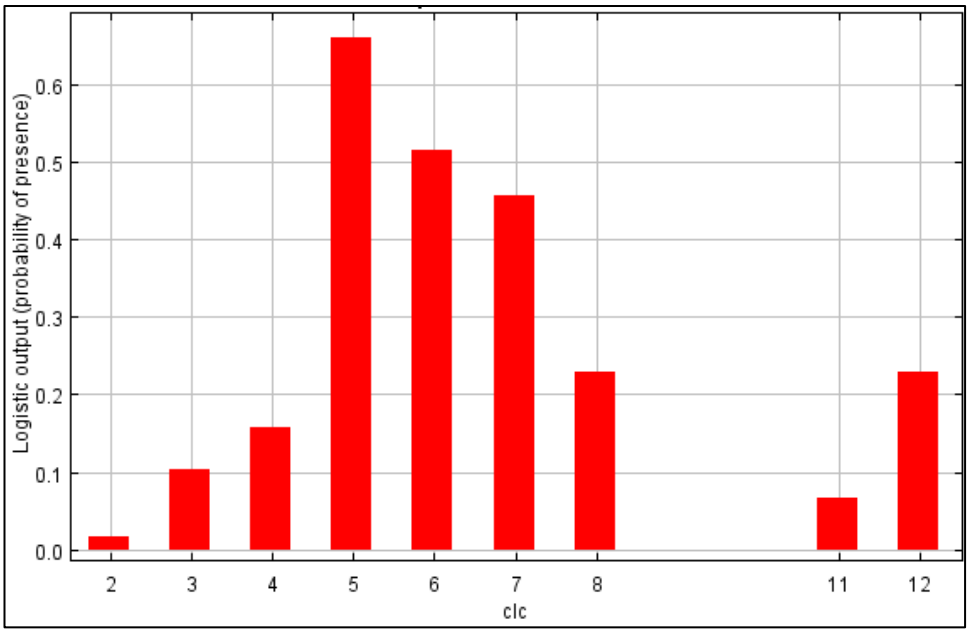
Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle nadmořské výšky v m n. m. (osa x).
Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 31: Pravděpodobnost výskytu vlka podle členitosti reliéfu



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle členitosti reliéfu v metrech (osa x). Čím větší hodnota, tím více je povrch členitější.
Zdroj: výstup z programu Maxent

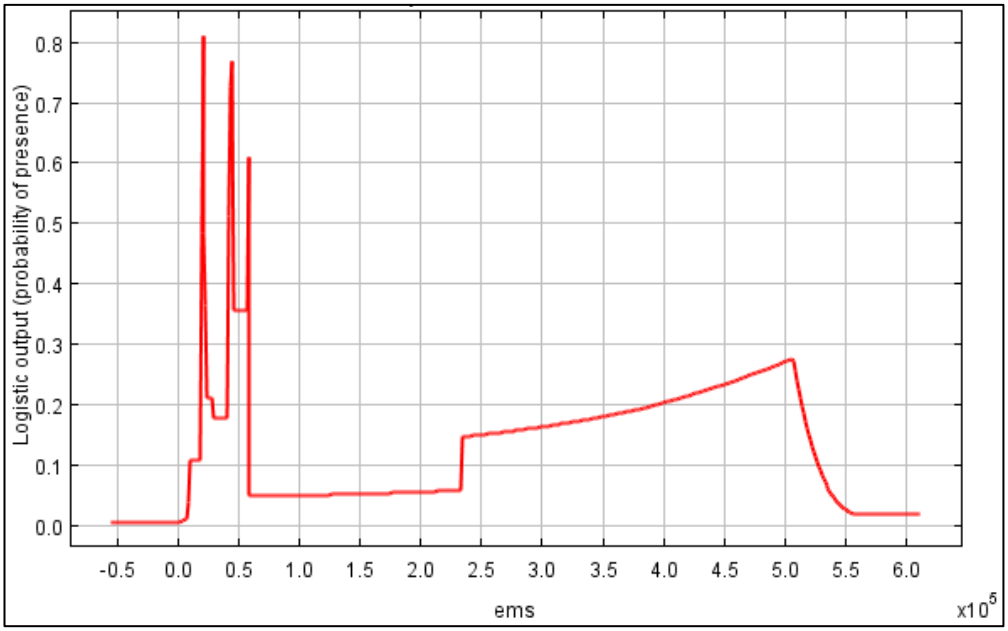
Obrázek 32: Pravděpodobnost výskytu vlka podle tříd krajinného pokryvu



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) v jednotlivých třídách krajinného pokryvu (osa x). Třídy krajinného pokryvu jsou podle tabulky 3: 11 – zastavěné plochy, 12 – umělé (nepřírodní) plochy, 2 – orná půda, 3 – ostatní zemědělská půda, 4 – listnatý les, 5 – jehličnatý les, 6 – smíšený les, 7 – ostatní přírodní vegetace, 8 – zamokřené a vodní plochy

Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 33: Pravděpodobnost výskytu vlka podle míry fragmentace krajiny



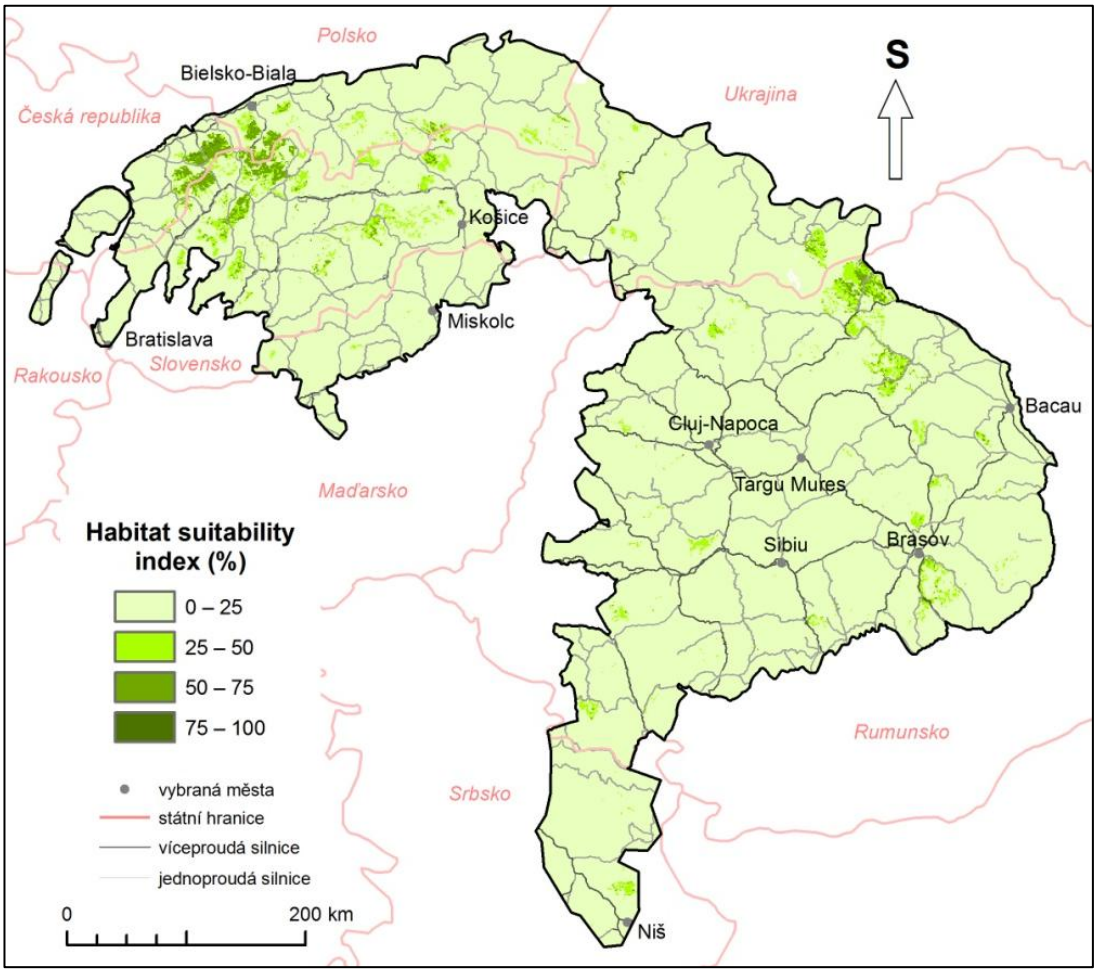
Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle míry fragmentace krajiny (osa x). Čím větší číslo, tím méně je krajina fragmentovaná. Míra fragmentace je vyjádřena v hektarech.

Zdroj: výstup z programu Maxent

6.1.3 Rys ostrovid

V porovnání s ostatními velkými šelmami je karpatská krajina nejméně vhodná pro rysa ostrovida. Habitaty jsou izolovány do ostrůvkovitých oblastí. Nejvhodnější habitaty se nachází od Moravskoslezských Beskyd přes Malou Fatru po Vysoké Tatry (obrázek 34). Druhá významnější oblast výskytu rysa je v centrální části Východních Karpat. U rysa, podobně jako u vlka a medvěda, lze předpokládat, že je schopen překonávat méně vhodnou krajinu (včetně dálnic).

Obrázek 34: Index habitatové vhodnosti – rys ostrovid

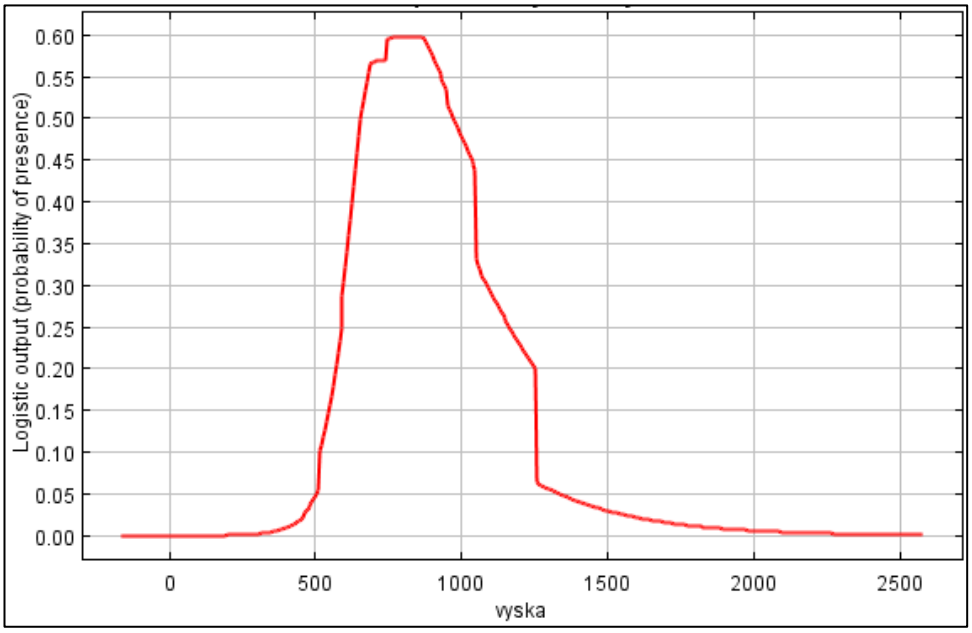


Zdroj: výstup z programu Maxent, vlastní zpracování

Populace rysa ostrovida v Karpatech se v současnosti začíná teprve sledovat (dostupná data jsou pouze pro Západní Karpaty). Z tohoto důvodu se musí výsledky modelu interpretovat opatrně. Z obrázku 35 vyplývá, že se rys vyhýbá nejnižším polohám. Nejčastěji se vyskytuje ve výškách od 700 do 800 m n. m. Lze předpokládat, že se bude ve skutečnosti pohybovat i ve vyšších polohách. Z hlediska pestrosti reliéfu preferuje rys členitější povrch (obrázek 36). S největší pravděpodobností se bude rys vyskytovat v jehličnatém lese (obrázek 37). Zhruba 50% pravděpodobnost nasvědčuje výskytu ve smíšeném lese a v ostatní přírodní vegetaci (paseky, skály, trávníky). Rys se jednoznačně vyhýbá otevřené zemědělské krajině. Do blízkosti zastavěných ploch se rys dostává pouze výjimečně.

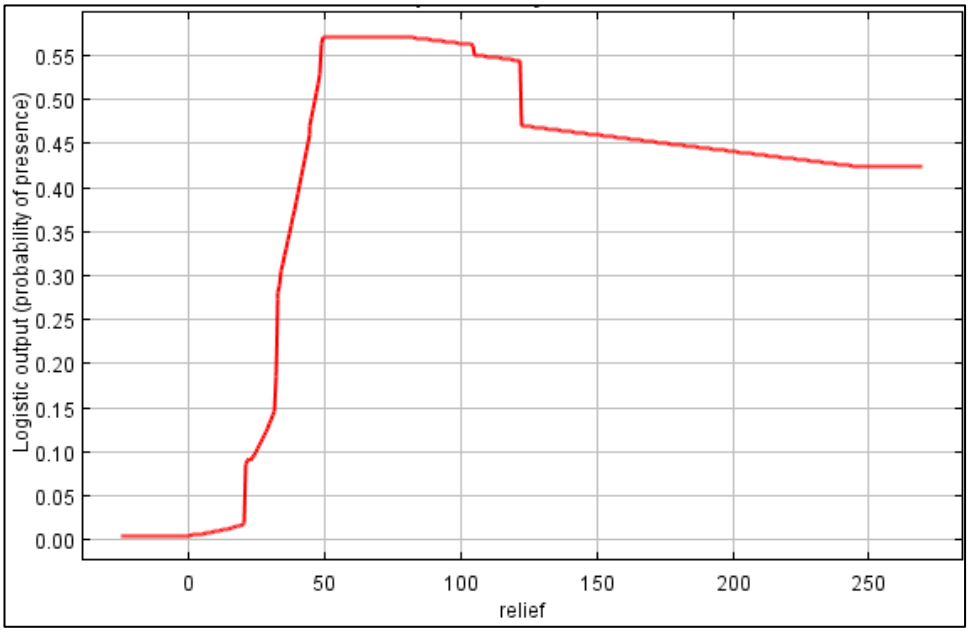
Obrázek 38 odráží pohyb rysa ostrovida ve fragmentované krajině, jejíž míru lze považovat za přijatelnou.

Obrázek 35: Pravděpodobnost výskytu rasy podle průměrné nadmořské výšky



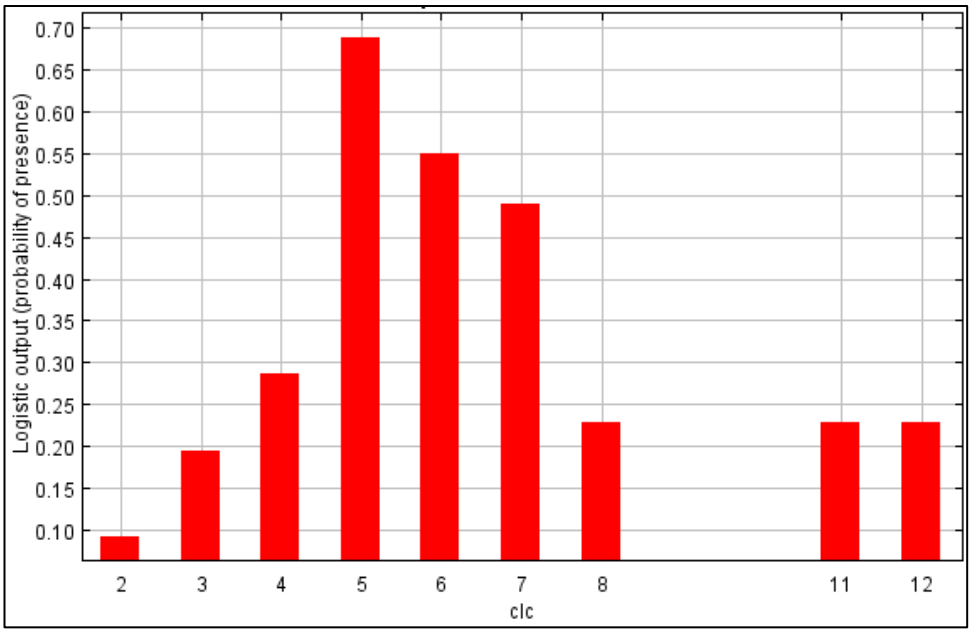
Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle nadmořské výšky v m n. m. (osa x).
Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 36: Pravděpodobnost výskytu rysa podle členitosti reliéfu



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle členitosti reliéfu v metrech (osa x). Čím větší hodnota, tím více je povrch členitější.
Zdroj: výstup z programu Maxent

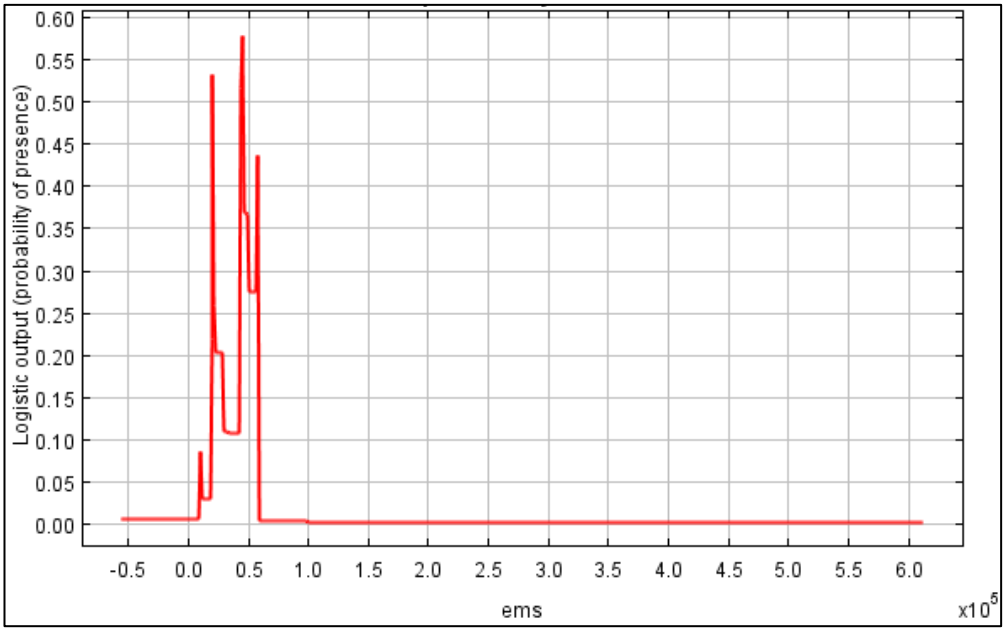
Obrázek 37: Pravděpodobnost výskytu rysa podle tříd krajinného pokryvu



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) v jednotlivých třídách krajinného pokryvu (osa x). Třídy krajinného pokryvu jsou podle tabulky 3: 11 – zastavěné plochy, 12 – umělé (nepřírodní) plochy, 2 – orná půda, 3 – ostatní zemědělská půda, 4 – listnatý les, 5 – jehličnatý les, 6 – smíšený les, 7 – ostatní přírodní vegetace, 8 – zamokřené a vodní plochy

Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 38: Pravděpodobnost výskytu rysa podle míry fragmentace krajiny



Poznámka: Graf představuje pravděpodobnost přítomnosti zájmového druhu (osa y) podle míry fragmentace krajiny (osa x). Čím větší číslo, tím méně je krajina fragmentovaná. Míra fragmentace je vyjádřena v hektarech.

Zdroj: výstup z programu Maxent

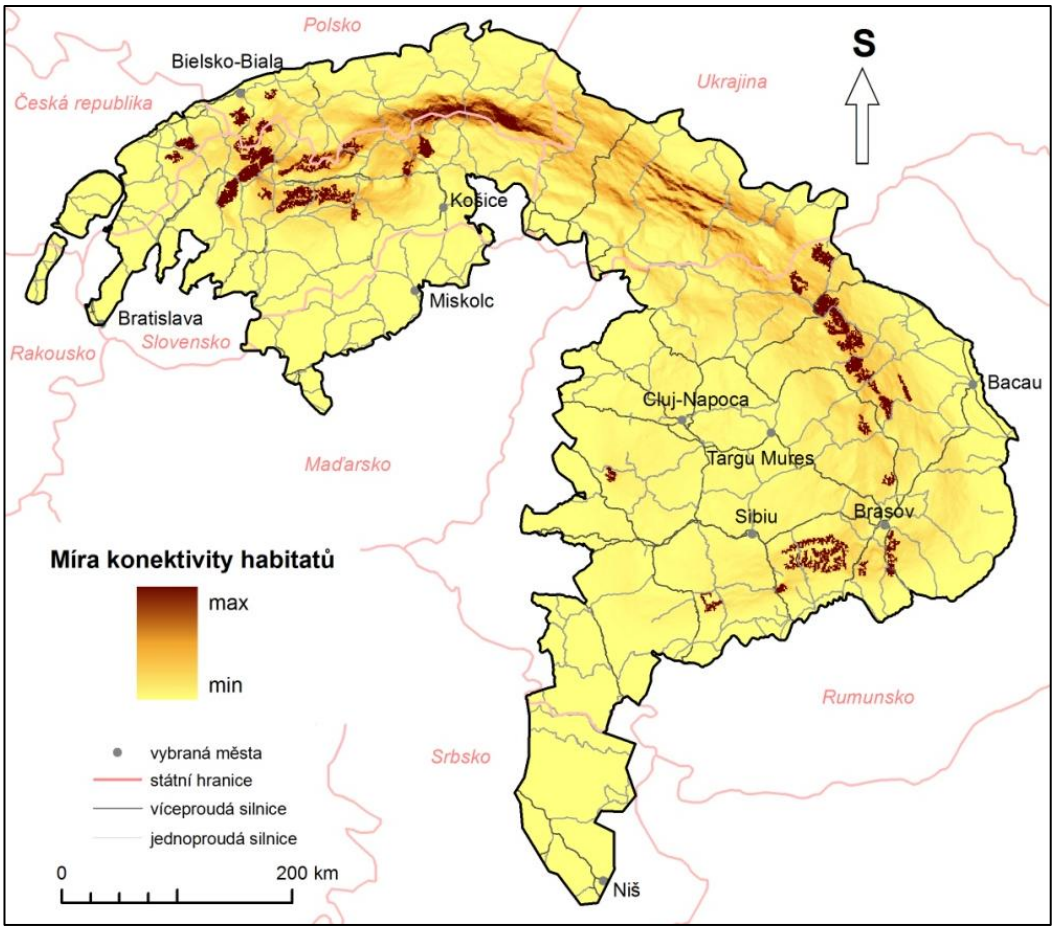
6.2 Model konektivity vhodných habitatů velkých šelem

Na habitatové modely úzce navazují modely konektivity. Index habitatové vhodnosti slouží totiž jako velmi dobrý podklad pro hodnocení konektivity krajiny. V této diplomové práci je konektivita modelována pomocí nástroje Circuitscape (McRea et al., 2008). Míra konektivity karpatské krajiny je ukázána na příkladu habitatového modelu medvěda hnědého. Do modelu vstupuje jak index habitatové vhodnosti (HSI), tak i plochy, mezi nimiž se konektivita vypočítává. Tato území představují jádrové oblasti s nejvhodnějším podmínkami pro výskyt medvěda. V případě této práce se jedná o spojitá území větší než 50 km^2 s hodnotou *HSI* přes 50 % (viz obrázek 24 výše). Jádrové oblasti se nachází v Západních, Východních i Jižních Karpatech. Rozmístění jádrových oblastí umožňuje pozorovat propojenost téměř celého pohoří.

Výsledný model konektivity přináší zajímavé výsledky. Obrázek 39 ukazuje kumulativní proudovou mapu, která sčítá všechny cesty mezi jednotlivými jádrovými oblastmi. Čím vyšší jsou hodnoty, tím větší je pravděpodobnost, že se daným prostorem bude medvěd pohybovat. Tmavá barva zastupuje lokality s maximální mírou konektivity. Oblasti s nejvyšší mírou konektivity představují nejen jádrové oblasti, ale podařilo se vymezit další dvě významná území. Jedná se o poměrně úzkou a protáhlou vrcholovou část Nízkých Beskyd a Bukovských vrchů na pomezí Slovenska a Polska. Druhé poměrně významné území z hlediska konektivity krajiny je v Ukrajinských Karpatech. Tato dvě území jsou velmi důležitá z pohledu migrace nejen medvěda hnědého. Spojují totiž možné habitaty velkých šelem Západních Karpat s habitaty Východních a Jižních Karpat. Vymezené propojení habitatů mohou využít jedinci migrující z jihovýchodní Evropy skrz Karpaty do regionů střední a západní Evropy (blíže viz kapitola 4 o rozšíření druhů).

Následuje podrobnější hodnocení krajiny, a to pouze pro vymezené území. Vymezeným územím je taková krajina, jejíž míra konektivity dosahuje 10 % nejvyšších hodnot rozřazených do 10 kvantilů. Jak ukazuje obrázek 40, vymezené území zdaleka nevytváří propojený celek. Použití většího rozsahu hodnot ovšem působí nejednoznačně. Zde využívám maximální hodnoty, které odpovídají maximální pravděpodobnosti využití dané cesty medvědem. Území je hodnoceno z pohledu několika environmentálních parametrů, které odráží kvalitu krajinného pokryvu. Celková plocha vybraného území je téměř 12 000 km^2. Průměrná nadmořská výška území se pohybuje těsně pod 1000 m n. m. Základní informaci o kvalitě krajiny (krajinného pokryvu) představuje průměrná hodnota ekologické integrity (28,4 bodů), které se blíží hodnotám jehličnatého a listnatého lesa (30 bodů). Průměrná míra fragmentace přesahuje hranici 1100 km^2. Tzn., že se v krajině nachází ucelené plochy s takovouto rozlohou. Důležité je ale nejvyšší hodnota míry fragmentace (24 km^2), která ovlivňuje pohyb velkých šelem v krajině. Pro názornost, míra fragmentace s hodnotami do 30 km^2 je typická pro krajinu východních Čech (mezi Hr. Králové a Prahou). Statistické hodnoty s poměrně velikým rozptylem naznačují, že se ve vymezeném území nachází i lokality s méně hodnotnou krajinou.

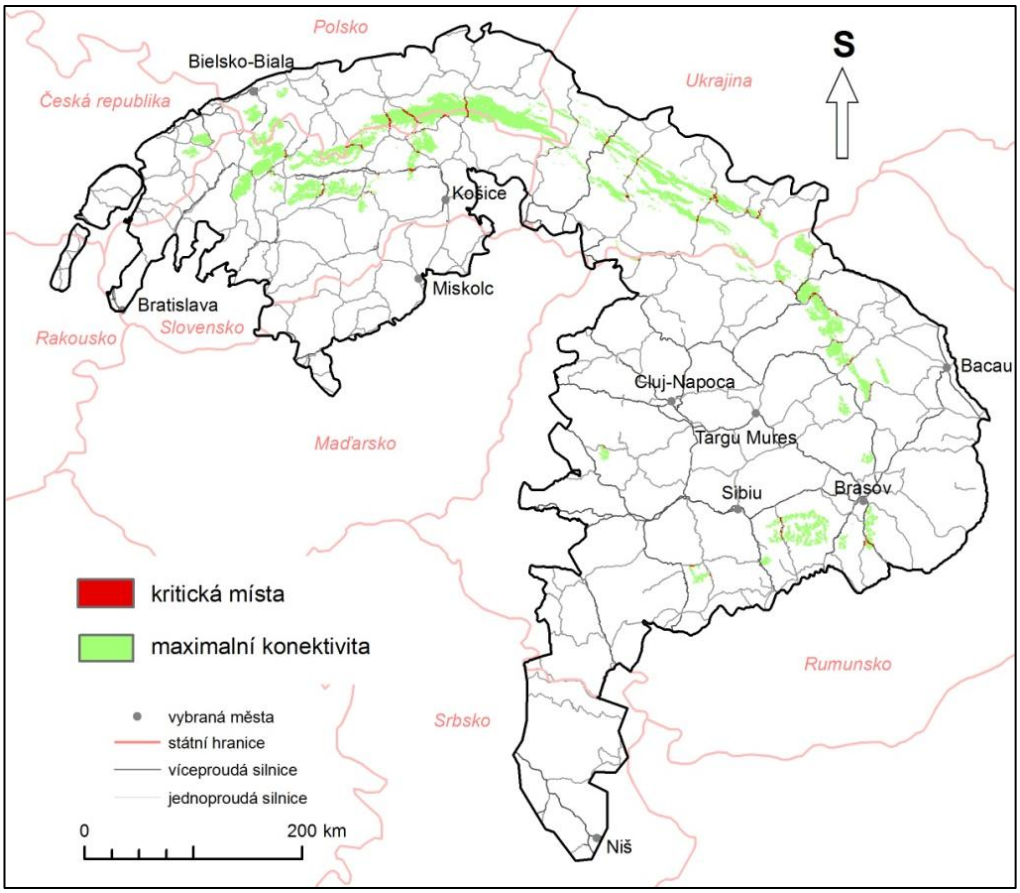
Obrázek 39: Míra konektivity krajiny Karpat pro medvěda hnědého



Zdroj: výstup z programu Circuitscape, vlastní zpracování

Jeden z důležitých výsledků práce představuje vymezení kritických míst, tj. míst, kde se protíná silniční síť a vymezené území s vysokou mírou konektivity. Ze silniční sítě byly vybrány pouze silnice vyšší kategorie (dálnice, rychlostní komunikace, silnice 1. třídy). Díky své poloze (větší nadmořská výška, státní hranice) protínají vymezené území jen silnice s jedním jízdním pruhem (silnice 1. třídy). Nízké Beskydy (severně od Košic) ale protíná hned několik jednoproudých silnic. Zvýšení intenzity dopravy a s tím spojené rozšiřování komunikací může vést k ohrožení konektivity krajiny. Migrující živočichové totiž při své cestě překonávají řadu silničních a železničních úseků. Zvýšení počtu těchto bariér může mít za následek snížení vzdálenosti, kterou je schopný živočich při migraci překonat.

Obrázek 40: Kritická místa ohrožující konektivitu krajiny Karpat



Zdroj: výstup z programu Circuitscape, OpenStreetMap, 2015, vlastní zpracování

7. Diskuze

Výsledky práce zasluhují podrobnou diskuzi o jejich dalším využití. Před tím je potřeba zmínit drobné nedostatky použité metodiky (využití dat, nastavení modelů atd.). Využívání dat ze studií jiných autorů s sebou přináší určitou nejistotu (objektivní přístup autora, správnost výsledků atd.). Jinak tomu není ani v této práci, jejíž výsledky ovlivňuje převzatá vrstva krajinného pokryvu ukrajinských Karpat a nedokonalé rozmístění nálezových bodů.

Data o krajinném pokryvu pocházejí ze dvou databází. Databáze CORINE Land Cover (2006), volně dostupná na internetových stránkách European Environment Agency je k dispozici pro všechny členské státy Evropské unie a využívá mapovací jednotku o velikosti 25 ha (EEA, 2007). Pro ukrajinskou část Karpat se proto musí databáze krajinného pokryvu doplnit. Bylo by vhodné využít družicové snímky, ale získat informace o krajinném pokryvu z družicových dat je poměrně složité (Lukeš, 2007). Proto byla využita dostupnější data (Kuemmerle et al., 2010), která sice nemají přesnou strukturu jako data z databáze CORINE (mapovací jednotka je menší) a obsahují několik prázdných míst, přesto je lze považovat za dostačující. Rastr krajinného pokryvu bohužel nezahrnuje některé okrajové části zájmového území, na druhou stranu se ale úspěšně podařilo propojit obě odlišné databáze. Chybějící údaje v konečném výsledku nahrají významnou roli. Jednotlivé podskupiny krajinného pokryvu se totiž generalizují do několika tříd. V případě velkých šelem nemá smysl detailněji rozlišovat například umělé plochy, kterým se velké šelmy vyhýbají. Cílem kategorizace krajinného pokryvu je co nejvíce vystihnout heterogenitu prostředí s maximálním využitím dostupných dat. Proto se například les (důležitý biotop velkých šelem) neslučuje do jedné kategorie, ale ponechává se rozdělený do tří skupin. Výsledkem je tematický rastr s devíti kategoriemi krajinného pokryvu.

Výběr a zpracování abiotických a biotických dat je poměrně jasný. Antropogenní ovlivnění krajiny lze ovšem pojmout z několika pohledů. Standardně se používá například vzdálenost od sídel a hustota komunikací (Romprotl et al., 2010), nebo klasifikace migračních bariér (neprůchodné, částečně průchodné atd.; Ziolkowska et al., 2012). V této diplomové práci byla pro antropogenní ovlivnění krajiny vybrána jedna shrnující proměnná, a to míra fragmentace krajiny. Fragmentační geometrie obsahuje informace o plošném rozsahu zástavby a silniční sítě. Vyjádřit plošně vliv silnice lze několika způsoby. Problematikou volby vhodné šířky disturbanční (obalové) zóny silnice se zabývá více autorů

(Vítková et al., 2012; Freudenberger et al., 2013). Například Anděl et al., (2008) při hledání nefragmentovaných ploch ve svém Atlasu vlivu silniční dopravy na biodiverzitu určují šířku disturbanční zóny podle ovlivnění kvality biotopů. Dálnicím přiřazuje vzdálenost 500 m, kterou postupně snižuje až k 50 m pro silnice III. třídy. V této diplomové práci je vliv silniční sítě vyjádřen pouze průměrnou šířkou dle třídy silnice. Nabízí se také možnost doplnit fragmentační geometrii o železniční síť a vodní toky s vysokými vodními stavy a průtoky (Girvetz et al., 2008; Ziolkowska et al., 2012). Nicméně železniční doprava v Karpatech nedosahuje intenzity západní Evropy. Navíc železnici lze považovat za migrační bariéru, pouze pokud se jedná o oplocené dráhy vysokorychlostních vlaků. U vodních toků se nabízí otázka, do jaké míry jsou migrační překážkou pro velké šelmy a jestli se bariérou stávají i roční minimální průtoky.

Druhou komplikaci při tvorbě habitatového modelu představují data o výskytu druhů. Jedná se nejen o jejich rozmístění v prostoru zájmového území, ale i o kvalitu a důvěryhodnost při sběru. Hodnocením nálezových dat rysa ostrovida v Alpách se zabývají Molinari-Jobin et al. (2006). Obdobně se postupuje při sběru dat o velkých šelmách v České republice (Kutal, 2008). Kutal (2008) navrhuje na základě alpského pozorování (Molinari-Jobin et al., 2006) rozdělit nálezová data do 4 skupin spolehlivosti. První skupina (C1) reprezentuje tvrdá data získaná vyškolenými mapovateli a důvěryhodnými osobami. Jedná se například o mrtvá těla nebo jejich části, chycené (a znovu vypuštěné) jedince, fotografie z fotopastí nebo genetické analýzy vzorku trusu, moči a srsti. Druhou skupinu (C2) tvoří objektivní data, která jsou dostatečně a věrohodně zdokumentovaná a lze u nich vyloučit záměnu s jiným druhem. Za data C2 se považují například zbytky kostí velkých šelem, fotografie série stop atd. Do třetí skupiny (C3) se řadí subjektivní data, například data C1 a C2 od veřejnosti, u kterých nelze ověřit původ. Poslední čtvrtou skupinou jsou data nedostatečná (neprůkazné fotografie šelem a stop, nezřetelné nahrávky hlasových projevů atd.; Kutal, 2008). V této diplomové práci jsou využívána data výhradně ze skupiny C1 nebo C2 (minimálně z C3).

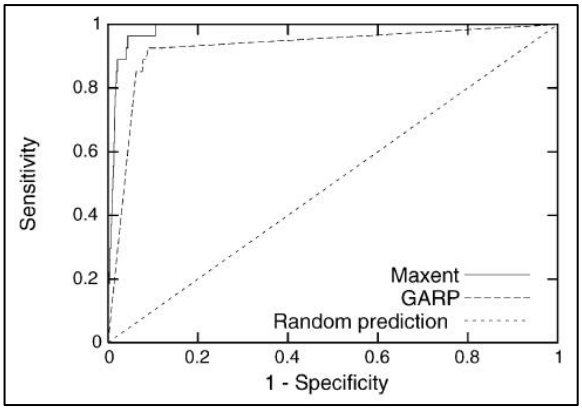
7.1 Modelování habitatu a konektivity

Existuje řada modelů habitatové vhodnosti a distribuce druhů, které lze při sledování velkých šelem využít (Zeller et al., 2012). Při volbě modelu záleží vždy na kvalitě a druhu nálezových dat. Prezenční data (presence–only) představují základní data o výskytu organismů a jsou vhodná pro základní modelování vhodnosti a distribuce druhů. K ověření vhodného nastavení modelu slouží několik statistických metod. Ottaviani et al. (2004) navrhují použít kompoziční přístup, když jsou prezenční data ovlivněna silnou prostorovou a časovou proměnlivostí, nebo multinomický přístup, pokud se prezenční data získaná terénním průzkumem georeferencovala. Někteří autoři se snaží prezenční data doplnit o data absenční (pseudoabsenční). Absenční data umožňuje vytvořit i program Maxent (Phillips et al., 2006). V rámci dílčího území se generuje několik tisíc bodů z postupně se zvětšující

plochy (10–500 km) od bodu výskytu. Následně se porovnávají statistické hodnoty „plochy pod křivkou“ (AUC) a určí se jejich odchylka (Van der Wal et al., 2009).

Po překonání problému vstupních data následuje výběr vhodného habitatového modelu distribuce druhů. Phillips et al (2006) porovnávají Maxent s modelem GARP, který shromažďuje pravidla (zásady) a produkuje binární předpověď. Pozitivní pravidla předpovídají vhodné podmínky pro život organismů. Negativní pravidla naopak určují nevyhovující podmínky. Porovnání obou modelů na obrázku 41 naznačuje efektivnější využití Maxentu. Křivky ROC (receiver operating charakteristic curve) umožňují posoudit vypovídající schopnost testu na základě senzitivity a specifičnosti. Sensitivita (citlivost) se rovná podílu testovaných lokality správně predikujících vhodné podmínky. Množství (1 - specificita) zastupuje podíl všech vhodných lokalit. Obě metody jsou výrazně přesnější než náhodně predikované rozdělení (Phillips et al., 2006).

Obrázek 41: Porovnání modelů Maxent a GARP



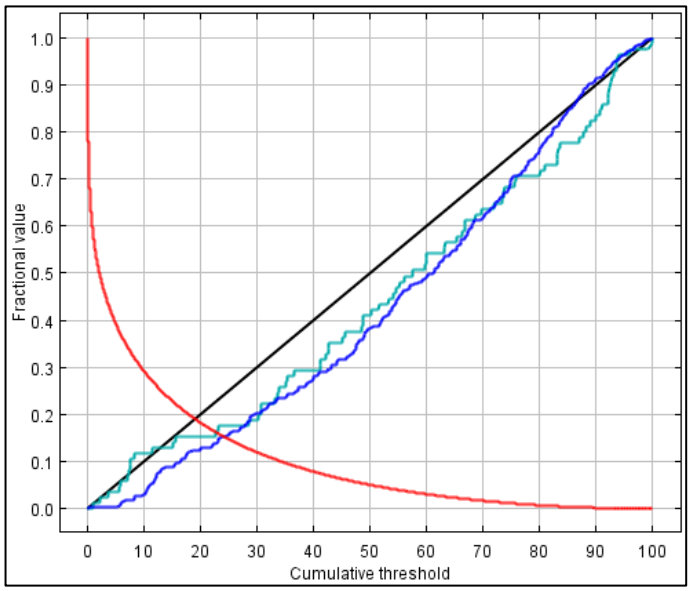
Zdroj: Phillips et al., 2006

Při analýze bodových dat v Maxentu se automaticky nabízí několik možných statistických porovnání., které slouží pro kontrolu nastavení habitatového modelu medvěda hnědého. Porovnává se odhadované, trénovací a testované opomenutí (omission). Trénovací množina obsahuje 25 % bodů výskytu. Graf opomenutí, pochybení (obrázek 42) dokazuje vhodné nastavení modelu, protože trénovací a testovací křivka se příliš neliší od předpovídaného opomenutí. Další graf definuje vztah mezi citlivostí a specifičností. Důležitá je plocha pod křivkou (AUC), která zachycuje přesnost modelu. Čím menší je rozdíl obou křivek a čím více se blíží k jedné, tím lépe je model nastavený. Z obrázku 43 vyplývá jen nepatrný rozdíl mezi trénovací a testovanou množinou bodů.

Jiné statistické operace dále umožňují zjistit, která environmentální proměnná je důležitá pro habitatové modelování. K tomu slouží funkce *„jackknife“*, jež rozděluje jednotlivé proměnné od sebe a počítá pouze s jednou konkrétní proměnnou. Markantního rozdílu dosahuje krajinný pokryv (obrázek 44), který sám o sobě nejméně vyjadřuje pravděpodobnost výskytu medvěda. Vypuštění krajinného pokryvu z habitatového modelu by přineslo jen minimální ztrátu informace. To rozhodně nelze říci o hodnotě míry fragmentace, která jako samotná sice nemá takový vliv, ale po jejím odstranění by celková hodnota AUC významně poklesla. Nejvýznamnější proměnou při sledování medvěda představuje reliéf. Jeho případné zanedbání by bylo nahrazeno ostatními proměnnými.

Všechny proměnné dohromady dosahují velmi vysoké hodnoty AUC 0,91, která vypovídá o správně nastaveném habitatovém modelu.

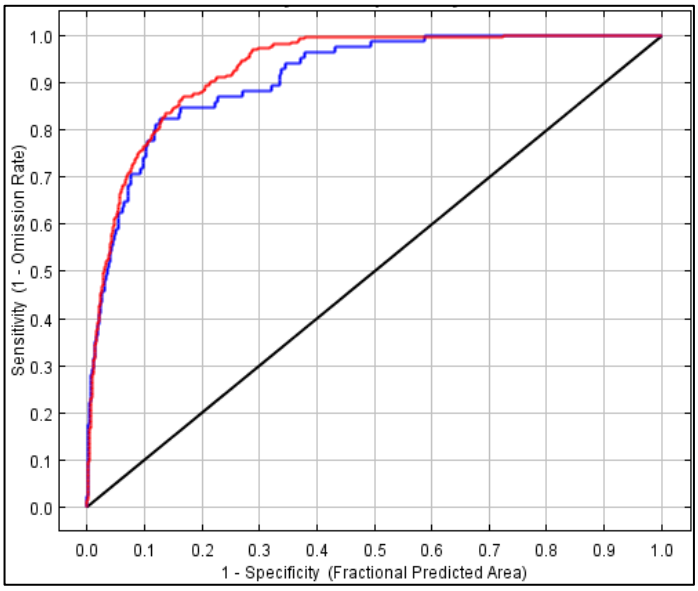
Obrázek 42: Graf pochybení při výpočtu



Poznámka: Na ose x je kumulativní prahová hodnota, na ose y dílčí hodnoty. Červená křivka značí předpověď pro pozaďové hodnoty, černá předpovídané opomenutí, tmavě modrá opomenutí trénovacích bodů, světle modrá opomenutí testovacích bodů.

Zdroj: výstup z programu Maxent

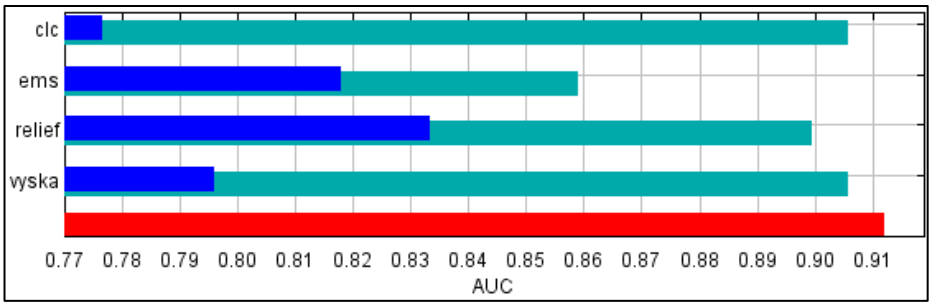
Obrázek 43: Ověření přesnosti modelu pro medvěda (AUC)



Poznámka: Na ose x je specifičnost (podíl celkové studované oblasti předpovídající přítomnost druhu), na ose y převrácená hodnota indexu opomenutí Křivky značí velikost AUC. Černá zastupuje náhodnou předpověď (0,5), červená trénovací data (0,929), modrá testovaná data (0,912).

Zdroj: výstup z programu Maxent

Obrázek 44: Funkce „jakknife“ pro separaci hodnot AUC



Poznámka: Na ose x je hodnota pod křivkou AUC, na ose y jednotlivé proměnné: clc – krajinný pokryv, ems – míra fragmentace krajiny, členitost reliéfu, průměrná nadmořská výška. Světle modrý řádek ukazuje hodnotu AUC bez zahrnutí proměnné, tmavě modrý vyjadřuje vliv pouze jedné konkrétní proměnné. Červený řádek má hodnotu celého modelu.

Zdroj: výstup z programu Maxent

Modelování konektivity (propojenosti) krajiny lze uchopit mnoha způsoby. V dnešní době se upřednostňují dva přístupy – metoda váženého povrchu a metoda elektrického obvodu (odporu). McRea et al. (2008) upozorňuje na několik výhod teorie obvodů. Přesné vztahy mezi teorií elektrického obvodu a náhodnou potulkou živočichů posilují význam používaných metod a výsledků, které modely produkují. V modelech obvodu je často jednodušší nastavit dílčí parametry. V neposlední řadě se na rozdíl od metody váženého povrchu generují různé cesty. To lze například využít při identifikaci migračních bariér a koridorů v krajině. Navíc je metoda obvodů poměrně jednoduše koncipována a může se uplatnit v praxi (McRea et al., 2008). Kritickým místem, jako u všech modelů, je parametrizace prostředí. Interpretace výsledků pak závisí na vstupních datech, které často reprezentuje výstup z jiného modelu. McRea et al. (2008) uvádí i několik nevýhod, které modely obvodu neřeší. Například náhodný pohyb jedince je nezávislý na předchozích místech výskytu. Model též neodráží proměnu chování jedince v čase.

Vážený povrch (least-cost surface) využívají Ziolkowska et al. (2012), kteří modelují konektivitu habitatů zubra v Karpatech. Na základě váženého povrchu se určí cestou nejmenšího odporu nejvhodnější koridor, který se následně porovná s euklidovskou vzdáleností. Porovnání výsledků modelu konektivity pro medvěda hnědého (tato diplomová práce) a bizona evropského (Ziolkowska, 2012) přináší shodu ve vymezeném území s maximální konektivitou. Obě studie navíc upozorňují na citlivost oblasti severně od Košic na slovensko-polské hranici.

Existují ale i další nástroje k hodnocení konektivity, které se zaměřují na výpočet krajinných metrik. Například Saura a Pascual-Hortal (2007) řeší konektivitu pomocí pravděpodobnosti propojení ploch na základě konceptu habitatové dostupnosti. Jeden z novějších přístupů přináší Landguth et al. (2012), kteří vymysleli univerzální simulátor koridorové sítě (UNICOR). UNICOR pracuje, podobně jako Circuitscape, s resistentním (váženým) povrchem a bodově vyjádřenými lokalitami výskytu, mezi nimiž se program snaží najít cestu nejmenšího odporu. Velký potenciál má ovšem spojení nástrojů Maxent (generátor rezistentního – váženého povrchu) a Circuitscape (názorný a přesný model konektivity).

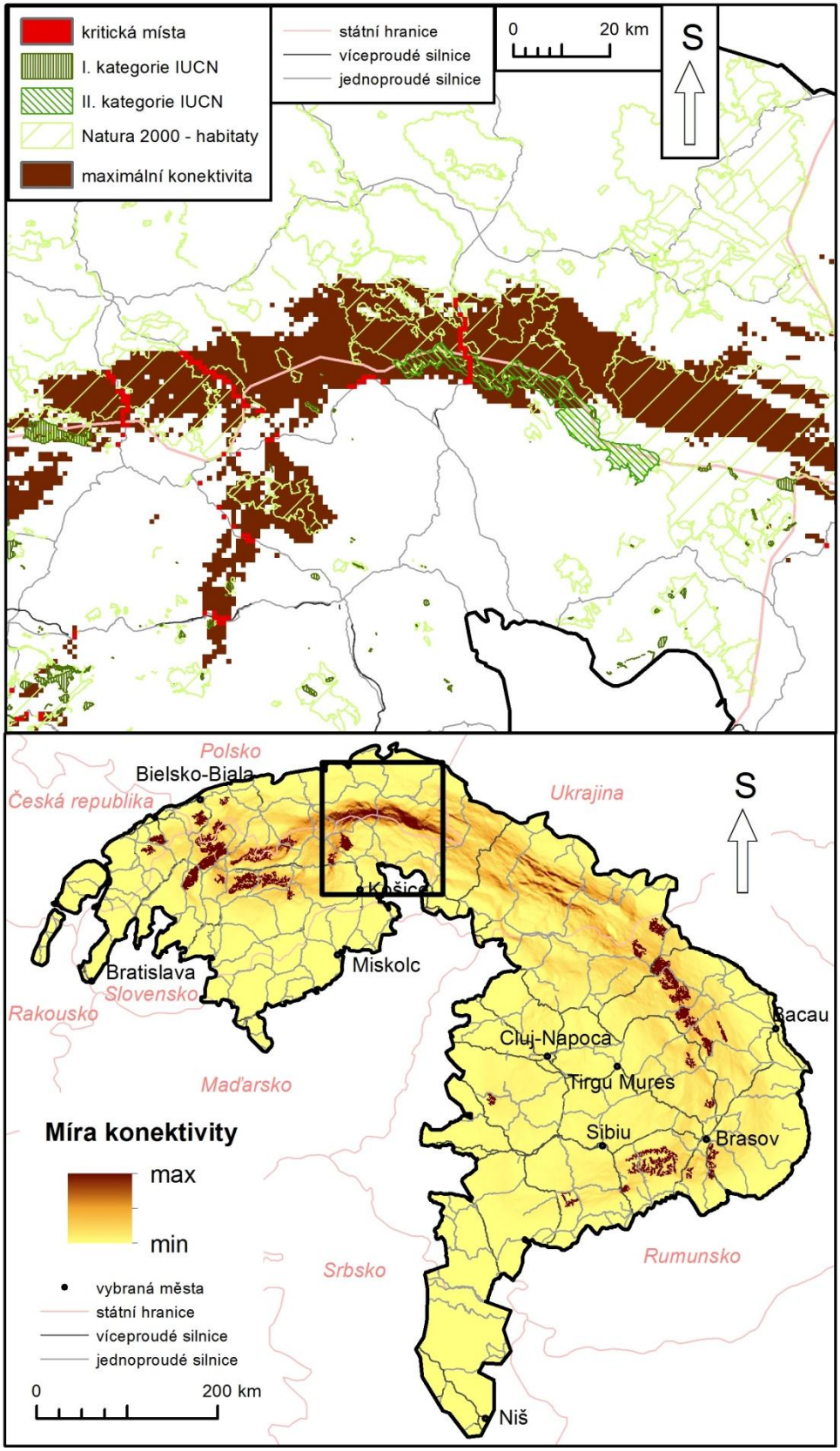
7.2 Ochrana přírody a krajiny

Výsledky modelu konektivity se nabízí porovnat s ochranou přírody a krajiny. V případě mezinárodního srovnání velkých šelem v Karpatech lze využít data z databáze Protected Planet a klasifikaci chráněných území Mezinárodního svazu ochrany přírody (IUCN, 2014). Kategorií chráněných území podle IUCN je celkem šest, z nichž první dvě lze považovat za opravdu hodnotná území (Plesník, 2010). První kategorii (Ia a Ib) zastupují lokality přísně chráněné přírodní rezervace, které slouží pro ochranu geodiverzity a biodiverzity, a oblasti divočiny, které představují velké území nepozměněné činností člověka. Druhou kategorií je národní park, který umožňuje ochranu velkoplošných ekologických procesů. Jelikož se jedná o studium habitatů, doplňuje první dvě kategorie IUCN ještě vrstva Natury 2000, konkrétně oblasti vymezené Směrnicí o stanovištích (habitatech).

Porovnání výsledků práce s ochranou přírody se zaměřuje na oblast u hranic východního Slovenska a Polska (obrázek 45). Vymezená oblast představuje jedno z klíčových míst propojení západní a východní části Karpat. Značná část území spadá do naturových oblastí ochrany habitatů, které nejsou zařazeny podle kategorií IUCN (např. Bieszczady, Bukovské vrchy, Magurski Park Narodoey). Na Slovensku podléhá část území ochraně v rámci národního parku Pieniny (II. kat. IUCN). Ve vymezeném území se nachází i několik přísně chráněných lokalit kat. Ia – Kaster, Zadná Polana, Pramenisko Tople.

Rozsáhlé zastoupení prvků ochrany přírody a krajiny je výhodné zejména v porovnání s kritickými místy. Kritická místa, vymezená protnutím silnic a území s maximální konektivitou, představují budoucí hrozbu pro konektivitu krajiny. Z obrázku 45 ale jednoznačně vyplývá, že by případný rozvoj komunikací mohl kontrolovat příslušný orgán ochrany přírody. Téměř všechna kritická místa se totiž nacházejí na území současné ochrany přírody (Natura 2000, národní parky). Kritická místa ve své práci studující ochranu prostupnosti krajiny pro velké savce v ČR vymezují i Anděl et al. (2010b). Kritická místa zde definují na základě dálkových migračních koridorů a jejich neprostupných bariér. K takto vymezeným kritickým místům se musí přistupovat individuálně. Základ tvoří podrobný popis bariéry s detailním mapováním okolní krajiny. Její zprůchodnění často představuje ekonomicky náročné řešení (Anděl et al., 2010b).

Obrázek 45: Kritická místa konektivity v porovnání s ochranou přírody



Poznámka: Obrázek nahoře je výřezem podle rámečku na obrázku dole.

Zdroj: ProtectedPlanet, 2015, vlastní zpracování

8. Závěr

Habitatový model předpověděl poměrně málo ploch stoprocentně vhodných pro velké šelmy. Obecně se jedná o ostrůvkovité oblasti Západních Karpat (Moravskoslezské Beskydy, Malá Fatra, Tatry), pomezí Ukrajiny a Rumunska a Fagarašské hory. Velké šelmy se ovšem dokážou pohybovat i v nevhodné fragmentované krajině. S tím souvisí míra konektivity, která zdaleka nepředčila očekávání. Nejdůležitější místa pro zachování konektivity představují nejen jádrové oblasti, ale podařilo se vymezit cenné území na východní hranici Slovenska a Polska. Kvalitu vymezeného území (10 % nejvyšších hodnot míry konektivity) podporuje její zhodnocení na základě několika environmentálních proměnných. Celková plocha území je téměř 12000 km^2. Území s maximální konektivitou disponuje průměrnou výškou okolo 1000 m n. m. Jsou pro ně charakteristické vysoké hodnoty ekologické integrity (na úrovni jehličnatého a listnatého lesa) a variabilní hodnoty míry fragmentace krajiny (průměr 1100 km^2, max. 24 km^2). Navíc vymezené území z velké části podléhá ochraně přírody. Území s maximální konektivitou a nalezená kritická místa si určitě zaslouží podrobnější výzkum.

Modely vhodnosti habitatů a konektivity vysvětlují specifické požadavky druhů a předpovídají jejich rozložení v krajině. Na základě těchto informací se mohou řešit otázky ochrany přírody, nebo hodnocení ekologických dopadů faktorů prostředí (Hirzel et al., 2006). Hlavním principem modelů je porovnání pozorování zájmových druhů v terénu se souborem environmentálních proměnných, které odráží jejich klíčové faktory ekologické niky (klima, topografie, půdní pokryv atd.). Tím se může předpovědět vhodnost místa pro cílové druhy. Vymezení migračních koridorů živočichů je zásadní pro správný rozvoj a ochranu krajiny (Zeller et al., 2012).

Velikou výhodu modelů představuje vzájemná návaznost. Index habitatové vhodnosti je totiž přímým vstupem do modelu konektivity. Navíc se z indexu habitatové vhodnosti reklasifikací jednoduše vymezí jádrové oblasti pro hodnocení konektivity. Při nedostatečné kvalitě vstupních dat se může zdát, že modely poukazují na již známé informace (např., že medvěd žije v lese apod.). Nicméně, modely dodávají potřebný statistický základ pro další výzkum. I přes všechny nástrahy řešení se, podle mého názoru, podařilo vytvořit dobrý model, který z dostupných dat využívá maximální množství informace. Podpora konektivity krajiny karpatského regionu zajisté zvýší početnost velkých šelem v České republice.

9. Seznam použité literatury

ANDĚL, P.; GORČICOVÁ, I.; PETRŽÍLKA, L. 2008. *Atlas vlivu silniční dopravy na biodiverzitu: impact of the road traffic on biodiversity atlas*. Liberec: Evernia, 2008, 62 s. ISBN 978-80-903787-3-5.

ANDĚL, P.; ANDREAS, M; BLÁHOVÁ, A.; BOROVEC, R.; GORČICOVÁ, I.; HLAVÁČ, V.; HORÁČEK, O.; CHRUDINA, Z.; KORÁBEK, D.; MACKOVÁ, M.; MINÁRIKOVÁ, T.; PETRŽÍLKA, L.; ROMPORTL, D.; STRNAD, M. 2010b. Dálkové migrační koridory. *In:* ANDĚL, P.; MINÁRIKOVÁ, T.; ANDREAS, M. (eds.). *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 2010, 137 s.

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

ANDĚRA, M.; GAISLER, J. 2012. *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana*. Vyd. 1. Praha: Academia, 2012, 285 s. ISBN 978-80-200-2185-4.

BARTOŠOVÁ, D. 2005. Jak se daří velkým šelmám v CHKO Beskydy? *Veronica*, roč. 2, s. 5–10.

BEIER, P.; MAJKA, D. R.; SPENCER, W. D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conserve Biology*, vol. 22, s. 836–851.

BERKMANN, J.; BAUMANN, R.; MEYER, U.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. 2001. Ökologische Integrität: Risikovorsorge im Nachhaltigen Landschaftsmanagement. *GAIA*, 2001, vol. 10, no. 2, s. 97–108.

BOYCE, M. S.; VERNIER, P. R.; NIELSEN, S. E., SCHMIEGELOW, F. K. A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, vol. 157, s. 281–300.

BROTONS, L.; THUILLER, W.; ARAUJO, M. B.; HIRZEL, A. H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* vol. 27, s. 437–448.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. (2009): Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – A Concept for Land Cover Based Assessments. *Landscape Online*, 2009, vol. 15, s. 1–22.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* [online]. 2012, vol. 21, s. 17–29 [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/ pii/S1470160X11001907>.

BUSBY, J. R. 1991. BIOCLIM – a bioclimatic analysis and prediction system. *In*: MARGULES, C. R.; AUSTIN, M. P. (eds.). Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. *East Melbourne*, Australia: CSIRO, s. 64–68.

COMPTON, B. W.; MCGARIGAL K.; CUSHMAN, S. A.; GAMBLE, L. R. 2007. A resistant-kernel model of connectivity for amphibians that breed in vernal pools. *Conserve Biology*, vol. 21, s. 788–799.

CUSHMAN, S. A.; MCKELVEY, K. S.; HAYDEN, J.; SCHWARTZ, M. K. 2006. Gene-flow in complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. *American Naturalist*, vol. 168, s.486–499.

CUSHMAN, S. A.; LEWIS, J. S. 2010. Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. *Landscape Ecology*, vol. 25, s. 1613–1625.

ČERVENÝ, J.; KOUBEK, P.; BUFKA, L. 2005. Velké šelmy v České republice – II. Vlk obecný. *Vesmír*, roč. 84, s. 726–730.

ČERVENÝ, J.; KOUBEK, P.; BUFKA, L. 2006a. Velké šelmy v České republice – III. Medvěd hnědý. *Vesmír*, roč. 85, s. 20–25.

ČERVENÝ, J.; KOUBEK, P.; BUFKA, L. 2006b: Velké šelmy v České republice – IV. Rys ostrovid. *Vesmír*, roč. 85, s. 86–94.

DE GROOT, R. S. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 75, s. 175–186. DOI:10.1016/j.landurbplan.2005.02.016.

DETTKI, H.; LÖFSTRAND, R.; EDENIUS, L. 2003. Modeling Habitat Suitability for Moose in Coastal Northern Sweden: Empirical vs Process-oriented Approaches. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* [online]. 2003, vol. 32, issue 8, s 549–556 [cit. 2015-03-22]. DOI: 10.1639/0044-7447(2003)032[0549:mhsfmi]2.0.co;2.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2011. *Landscape fragmentation in Europe*: *Joint EEA-FOEN Report*. Copenhagen: Schultz Grafisk, 2011, ISSN 1725- 9177.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2007. *CLC2006 technical guildelines.* Copenhagen, 2007, ISSN 1725- 9177.

FINĎO, S.; SKUBAN, M.; KOREŇ, M. 2007. *Brown bear corridors in Slovakia*. Carpathian Wildlife Society, Zvolen, 68 s.

FOODY, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, vol. 80, s.185–201.

FORMAN, R. T.; GODRON, M. 1993. *Krajinná ekologie*. 1. vyd. Praha: Academia, 1993, 583 s. ISBN 80-200-0464-5.

FRANKLIN, J. 2009. *Mapping species distributions spatial inference and prediction*. Cambridge: Cambridge University Press, 2009. ISBN 9780511770067.

FREUDENBERGER, L.; HOBSON, P. R.; RUPIC, S.; PE'ER, G.; SCHLUCK, M.; SAUERMANN, J.; KREFT, S.; SELVA, N.; IBISCH, P. L. 2013. Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index, demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. *Landscape Ecology* [online]. 2013, vol. 28, no. 7, s. 1353–1369. [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1007/s10980-013-9887-8. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-013-9887-8>.

GIRVETZ, E. H.; THORNE, J. H.; BERRY, A. M.; JAEGER, J. A. G. 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning*. 2008, vol. 86, no. 3-4, s. 205–218. ISSN 01692046. Dostupné z: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204608000352.

GUISAN, A.; THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* [online]. 2005, vol. 8, issue 9, s. 993–1009 [cit. 2015-03-22]. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

HERFINDAL, I.; LINNELL, J. D. C.; ODDEN, J.; NILSEN, E. B.; ANDERSEN, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (Lynx lynx). *Journal of Zoology*, vol. 265, s. 63–71.

HIRZEL, A. H.; ARLETTAZ, R. 2003. Modeling Habitat Suitability for Complex Species Distributions by Environmental-Distance Geometric Mean. *Environmental Management* [online]. 2003, vol. 32, issue 5, s. 614–623 [cit. 2015-03-21]. DOI: 10.1007/s00267-003-0040-3.

HIRZEL, A. H.; LAY, G. L.; HELFER, V.; RANDIN, CH.; GUISAN, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* [online]. 2006, vol. 199, issue 2, s. 142–152 [cit. 2015-03-21]. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017.

HUCK, M.; JĘDRZEJEWSKI, W.; BOROWIK, T.; MIŁOSZ-CIELMA, M.; SCHMIDT, K.; JĘDRZEJEWSKA, B.; NOWAK, S. MYSŁAJEK, R. W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* [online]. 2010, vol. 55, issue 2, s. 177–192 [cit. 2015-03-22]. DOI: 10.4098/j.at.0001-7051.114.2009.

HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbo Symposium on Quantitative Biology*, vol. 22, s. 415–427.

CHAPRON et al. 2014. Recovery of large carnivors in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, vol. 346, s. 1516–1519.

CHETKIEWICZ, C. L. B; BOYCE, M. S. 2009. Use of resource selection functions to identify conservation corridors. *Journal of Applied Ecology*, vol. 46, s.1036–1047.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2014. ProtectedPlanet [online]. 2014–2015. Dostupné z: http://www.protectedplanet.net.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2010a. Ursus arctos. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2010b. Canis lupus. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2010c. Lynx lynx. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

JAEGER, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 2000, vol. 15, s. 115–130.

JAYNES, E. T. 1957. Information theory and statistical mechanics. *Physical Review*, 1957, vol. 106, s. 620–630.

JÊDRZEJEWSKI, W.; JÊDRZEJEWSKA, B.; ZAWADZKA, B.; BOROWIK, T.; NOWAK, S.; MYS³AJEK, R. W. 2008. Habitat suitabil- ity model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal conservation* , 2008, vol. 11, s. 377–390. Doi: 10.1111/ j.1469-1795.2008.00193.x Jêdrzejewski.

JĘDRZEJEWSKI, W.; SCHMIDT, K.; THEUERKAUF, J.; JĘDRZEJEWSKA, B.; KOWALCZYK, R. 2007. Territory size of wolves Canis lupus: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns. *Ecography*, vol. 30, s. 66–76.

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*, vol. 111, s. 191–204.

KOCUROVÁ, M.; BUFKA, L.; ČERVENÝ, J. 2003: Denní rytmus a průběh celkové aktivity rysa ostrovida (Lynx lynx) na Šumavě. *In*: BRYJA, J.; ZUKAL, J. (eds.). *Zoologické dny Brno 2003*. Sborník abstraktů z konference 13.–14. února 2003. ÚBO AV ČR, Brno, 244 s.

KRÁL, V. 1999. *Fyzická geografie Evropy*. 1. vyd. Praha: Academia, 1999, 348 s. ISBN 80-200-0684-2.

KUEMMERLE, T.; PERZANOWSKI, K.; CHASKOVSKYY, O.; OSTAPOWICZ, K.; HALADA, L.; BASHTA, A. T.; KRUHLOV, I.; HOSTERT, P. MALLER, D. M.; RADELOFF, V. C. 2010. European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation* [online]. 2010, vol. 143, issue 4, s. 908–916 [cit. 2015-03-21]. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.12.038.

KUTAL, M.; SUCHOMEL, J. (eds.). 2014. *Analýza výskytu velkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech.* Mendelova univerzita v Brně, Brno 2014. 48 s.

KUTAL, M. 2008. *Monitoring velkých šelem v Beskydech: návrh nové metodiky validace získávaných dat*. Výzkum v ochraně přírody: Sborník abstraktů z konference uspořádané 9.-12. září 2008 v Olomouci.

LANDGUTH, E. L.; HAND, B. K.; GLASSY, J.; CUSHMAN, S. A; SAWAYA, M. A. 2012. UNICOR: a species connectivity and corridor network simulator. *Ecography* [online]. 2012, vol. 35, issue 1, s. 9–14 [cit. 2015-04-18]. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2011.07149.x.

LINNELL, J.; SALVATORI, V.; BOITANI, L. 2007 *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Final draft May 2007, 78 s.

LUKEŠ, P. 2007. V*yhodnocení pokryvu a využití krajiny pomocí dat DPZ.*Ostrava: Technická univerzita Ostrava, 2007, 20 s.

MANEL, S.; SCHWARTZ, M. K.; LUIKART, G.; TABERLET, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends Ecological Evolution*, vol. 18, s.189–197.

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*. 2nd edn. USA: Kluwer Press, New York, 2002.

MAY, R.; VAN DIJK, J.; WABAKKEN, P.; SWENSON, J. E.; LINNELL, J. D. C.; ZIMMERMANN, B.; ODDEN, J.; PEDERSEN, H. C.; ANDERSEN, R.; LANDA, A. 2008. Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway‘s multiple use landscapes. *Journal of Applied Ecology*, vol. 45, s. 1382–1391.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967, 203 s. ISBN 06-910-8836-5.

MCRAE, B. H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution* [online]. 2006, vol. 60, issue 8 [cit. 2015-03-21]. DOI: 10.1554/05-321.1.

MCREA, B. H.; BEIER, P. 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. P*roceeding of the National Academy of Sciences*, vol. 104. s. 19885–19890.

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*, 2008, vol. 89, s. 2712–2724.

MCRAE, B. H.; SHAH, V. B.; MOHAPATRA, T. K.. 2013. Circuitscape 4 User Guide. *The Nature Conservancy*. Dostupné z: http://www.circuitscape.org.

METZGER, M. J.; BUNCE, R. G. H.; JONGMAN, R. H. G.; MÜCHER, C. A.; WATKINS, J. W. 2005. A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 14, s. 549–563. DOI: 10.1111/j.1466-822x.2005.00190.x.

MEYER, C. B.; THUILLER, W. 2006. Accuracy of resource selection functions across spatial scales. *Diversity and Distributions*, vol. 12, s. 288–297.

MINÁRIKOVÁ, T.; STRNAD, M; HLAVÁČ, V.; BLÁHOVÁ, A.; ROMPORTL, D.; ŠUSTR, P.; BUFKA, L; ANDREAS, M. 2010. Biologie a ekologie zájmových druhů. *In:* ANDĚL, P.; MINÁRIKOVÁ, T.; ANDREAS, M. (eds.). *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 2010, 137 s.

MOLINARI-JOBIN, A.; ZIMMERMANN, F.; ANGST, C.; BREITENMOSER-WÜRSTEN, C.; CAPT, S.; BREITENMOSER, U. 2006. Status and distribution of the lynx in the Swiss Alps 2000–2004. *Acta biologica*, Slovenica, vol. 49, s. 3–11.

MOSER, B.; JAEGER, J. A. G.; TAPPEINER, U.; TASSER, E. 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*. 2007, vol. 22, no. 3. ISSN 0921-2973. Dostupné z: http://www.springerlink.com/index/ 10.1007/ s10980-006-9023-0.

MÜCHER, C. A.; BUNCE, R. H. G.; JONGMAN, R. H. G.; KLIJN, J. A.; KOOMEN, A. J. M.; KLIJN, J. A.; WASCHER, D. M.; SCHAMINÉE, J. H. J. 2010. A New European Landscape Classification (LANMAP): A transparent, flexible and user-oriented methodology to distinguish landscapes. *Ecological Indicators*, vol. 10, s. 87–103.

MÜLLER, F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*. 2005, vol. 5, no. 4, s. 280–294. Doi:10.1016/j.ecolind.2005.03.017.

MÜLLER, F.; BURKHARD, B. 2007. An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: MANDER, Ü.; WIGGERING, H.; HELMING, K. (eds.): *Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*, 2007, s. 37–64.

NETOPIL, R.; BIČÍK, I.; BRINKE, J. 1989. *Geografie Evropy*. l. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1989, 323 s. ISBN 80-04-22432-6.

NOWAK, R. M. 1999. *Walker's mammals of the Word*. 6th ed., The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 836 s.

OTTAVIANI, D,; LASINIO, G. J.; BOITANI, L. 2004. Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling*, 2004, vol. 179, s. 417–443.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* [online]. 2006, vol. 190, s. 231–259 [cit. 2015-04-17]. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. 2008. Modeling of species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 2008, vol. 31, s. 161–175. DOI: 10.1111/ j.2007.0906-7590.05203.x.

PLESNÍK, J. 2010. Kategorie Mezinárodní unie na ochranu přírody pro chráněná území [online]. *Ochrana přírody*, roč. 65, zvláštní číslo [cit. 2012-05-07]. ISSN 1210-258x. Dostupné z: http://www.casopis.ochranaprirody.cz/zvlastni-cislo/kategorie-mezinarodni-unie-na-ochranu-prirody-pro-chranena-uzemi.html.

PRACH, K.; ŠTECH, M.; ŘÍHA, P. 2009. *Ekologie a rozšíření biomů na Zemi*. 1. vyd. Praha: Scientia, 2009, 151 s. ISBN 978-80-86960-46-3.

RAMM, F.; TOPF, J.; CHILTON, S. 2010. *OpenStreetMap – Using and Enhancing the Free Map of the World.* 1. vydání, Cambridge: UIT Cambridge, 2010, 386 s.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M. J.; FALL, A. 2011. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology*, vol. 92, s. 847–858.

RICO, A.; KINDLMANN, P.; SEDLÁČEK, F. 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*. 2007, vol. 56, no. 1, s. 1–12.

RODGERS, A. R.; REMPEL, R. S.; ABRAHAM, K. F. 1996: A GPS-based telemetry system. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24(3), s. 559–566.

ROMPORTL, D.; ANDREAS, M; BUFKA, L.; CHUMANOVÁ, E.; STRNAD, M. 2010. Habitatové modely vybraných druhů velkých savců. *In:* ANDĚL, P.; MINÁRIKOVÁ, T.; ANDREAS, M. (eds.). *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 2010, 137 s.

ROMPORTL, D.; CHUMAN, T.; LIPSKÝ, Z. 2013. Typologie současné krajiny Česka. *Geografie*, 2013, roč. 118, s. 16–29.

ROMPORTL, D.; KUTAL, M.; KALAŠ, M.; VÁŇA, M.; MACHALOVÁ, L.; BOJDA, M. 2014. Habitatová analýza výskytu velkých šelem v Západních Karpatech a modelování migračních koridorů. *In*: KUTAL, M.; SUCHOMEL, J., 2014. *Analýza výskytu velkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech.* Mendelova univerzita v Brně, Brno. Dostupné online: http://www.selmy.cz/publikace/odborne-publikace/analyza-vyskytu-velkych-selem-a-pruchodnosti-krajiny-v-zapadnich-karpatech.

SAURA, S.;PASCUAL-HORTAL, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, vol. 83, s. 91–103.

SEGURADO, P.; ARAÚJO, M. B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Joirnal of Biogeography*, vol. 31, s. 155–1568.

ŠŤOVÍČKOVÁ, K. 2011. *Geografická analýza výskytu velkých šelem v moravských Karpatech - aplikace pro environmentální výchovu* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2011. 91 s. Vedoucí práce Dušan Romportl.

VAN DER WAL, J.; SHOO, L. P.; GRAHAM, C.; WILLIAMS, S. E. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you

know? *Ecological Modelling* [online]. 2009, vol. 220, issue 4, s. 589–594 [cit. 2015-04-18]. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.11.010.

VÍTKOVÁ, M., VÍTEK, O.; MÜLLEROVÁ, J. 2012. Antropogenní změny vegetace nad horní hranicí lesa v Krkonošském národním parku s důrazem na vliv turistiky. *Opera Corcontica*, 2012, roč. 49, s. 5–30.

VOTÝPKA, J. 1994. *Fyzická geografie Evropy*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1994, 258 s. ISBN 80-7066-931-4.

ZANIEWSKI, A. E.; LEHMANN, A.; OVERTON, J. M. 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*,vol. 157, 261–280.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* [online]. 2012, vol. 27, issue 6, s. 777–797 [cit. 2015-03-21]. DOI: 10.1007/s10980-012-9737-0.

ZIMMERMANN, F.; BREITENMOSER, U. 2007. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx Lynx lynx in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. *Wildlife Biology*, vol. 13, s. 406–416.

ZIÓŁKOWSKA, E.; OSTAPOWICZ, K.; KUEMMERLEB, T.; PERZANOWSKI, K.; RADELOFF, V. C.; KOZAK, J. 2012. Potential habitat connectivity of European bison (Bison bonasus) in the Carpathians. *Biological Conservation*, 2012, vol. 146, s. 188–196.

ZÝKA, V. 2012. *Fragmentace krajiny České republiky a ochrana její prostupnosti s využitím ekologických sítí*. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2012, 53 s. Vedoucí práce Dušan Romportl.

ZÝKA, V. 2014. *Fragmentace krajiny ČR dopravními stavbami - vývoj, současný stav a priority územní ochrany*. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2014, 96 s. Vedoucí práce Dušan Romportl.