

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie



Rozšíření kočky divoké (*Felis silvestris*) v ČR / geomatické modelování a ekologický přístup

Distribution of the wildcat (*Felis silvestris*) in Czech Republic/
geomatic modelling and ecological approach

Diplomová práce

Bc. Jana Pospíšková

Vedoucí práce: doc. RNDr. Pavel Hulva, Ph.D.

Konzultant: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha 2015

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci, Rozšíření kočky divoké (*Felis silvestris*) v ČR / geomatické modelování a ekologický přístup, zpracovala sama a uvedla jsem všechny použité prameny. Souhlasím, aby moje bakalářská práce byla zveřejněna v souladu s § 47b Zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách.

V Praze 4. 5. 2015

Jana Pospíšková

Poděkování

V prvé řadě děkuji svému školiteli Pavlu Hulvovi, že se ujal tématu mé diplomové práce, přestože šlo o nejistý podnik a trpělivě se mnou řešil většinu problémů, nezdarů i pokroků a zdánlivě nekonečnou práci mi pomohl přivést do této závěrečné formy. Děkuji také svému konzultantovi Dušanu Romportlovi za to, že mě zasvětil do práce s geoinformačním systémem a naučil mě všechny postupy potřebné pro počítačové modelování habitatových nároků, což ho stálo nemálo volného času.

Velké díky patří autorům fotografií koček divokých, Luďkovi a Kristíně Bufkové, Michalu Bojdovi, Miroslavu Kutalovi, Jaroslavu Červenému a Lukáši Poledníkovi, kteří laskavě svolili ke spolupráci, díky které jsem mohla všechna data podrobně zkoumat, utřídit a prezentovat.

Děkuji všem, kteří mi pomáhali s hledáním koček divokých kromě jiného tím, že se zapojili do terénních prací, poskytli azyl, nebo mi pomáhali vybrat zajímavé lokality. Jsou to Martin Janča, Beňadik Machciník, Jiří Bureš, Jaroslav Červinka, Jan Matějů, Vít Tejrovský, Pavel Dekař, Věra Klimšová a Andrea Belzová.

Chci zde také poděkovat Zdeňkovi Poláškoví, který stál u zrodu mého zaujetí kočkou divokou, za to, že mě od cíle neodradil a naopak mě správně nasměroval. Ludvík Kunc a Dana Bartošová byli jedni z prvních, kteří mi poskytli informace, první vzácnou literaturu a rady, za což jim také děkuji.

Speciální díky patří Martinu Valáškoví, který mi vždy ochotně vyšel vstříc při hledání kočky divoké v NP Podyjí, pomáhal mi s terénní prací a po dlouhé roky mě neúnavně povzbuzoval.

V neposlední řadě chci poděkovat svým rodičům za to, že mě vždy podporovali v tom, co mě bavilo, věřili mým smělym plánům, pomáhali mi s prvními výzkumnými pokusy a finančně mě zajistili, abych se mohla věnovat svému vysněnému studiu.

Na závěr děkuji Agentuře ochrany přírody a krajiny za zprostředkování financí pro projekt Monitoring a celoplošné mapování Evropsky významných druhů jako podklad pro dokončení návrhu soustavy Natura 2000 v ČR, který byl jedním z podkladů této práce.

Obsah

| | |
|--|-----------|
| Abstrakt | 5 |
| Abstract | 5 |
| Úvod | 6 |
| 1. Literární přehled | 7 |
| 1.1. Evropský areál a stav populací v sousedních zemích | 7 |
| 1.2. Historický vývoj populace na území ČR | 13 |
| 1.3. Habitatové nároky kočky divoké | 17 |
| 1.4. Problematika hybridizace koček v souvislosti s prostředím | 25 |
| 1.5. Problematika rozlišování kočky divoké a kočky domácí | 28 |
| 1.6. Prediktivní modelování na příkladě kočky divoké | 31 |
| 1.7. Terénní metody výzkumu | 34 |
| 1.7.1. Chlupové pasti | 34 |
| 1.7.2. Fotografické pasti | 36 |
| 1.7.3. Stopování | 40 |
| 1.7.4. Monitoring trusu | 41 |
| 1.7.5. Odchyt do pastí | 42 |
| 1.7.6. Rozbor výstelky ptačích hnízd | 44 |
| 2. Materiál a metodika | 46 |
| 2.1. Design habitatového modelu | 46 |
| 2.1.1. Vstupní data | 46 |
| 2.1.2. Software a celkový postup | 50 |
| 2.1.3. Evaluace modelu náleзовými daty | 50 |
| 2.2. Sběr pozorování | 52 |
| 2.3. Morfometrická analýza | 53 |
| 3. Výsledky | 56 |
| 3.1. Mapový výstup modelu | 56 |
| 3.2. Evaluace modelu | 57 |
| 3.3. Recentní pozorování a morfometrická analýza | 61 |
| 3.3.1. Souhrn | 61 |
| 3.3.2. NP Šumava 2011 | 63 |
| 3.3.3. CHKO Beskydy 2013 | 67 |
| 3.3.4. Doupovské hory 2013 | 67 |
| 3.3.5. CHKO Český les 2014 | 68 |
| 4. Diskuze | 69 |
| 4.1. Výběr modelového území | 69 |
| 4.2. Vstupní proměnné | 70 |
| 4.3. Design modelu | 72 |
| 4.4. Potenciál krajiny pro výskyt kočky divoké v ČR | 74 |
| 4.5. Současná situace v ČR | 77 |
| 4.6. Kontext práce a její přínos | 79 |
| 5. Souhrn | 80 |
| 6. Literatura | 81 |

Příloha 1

Příloha 2

Abstrakt

Populace kočky divoké (*Felis silvestris*) v Evropě po silné regresi areálu v 18. století začíná pomalu růst. Na území České republiky byla kočka divoká vzácnou šelmou už na začátku 19. století. Ve 20. století byla považována za vymizelý druh a ojedinělá pozorování pokládána za disperzní jedince z karpatské nebo západoevropské populace. K pozorováním navíc neexistovaly důkazy. Ty se objevily až s rozšířením fotomonitoringu, kdy se podařilo na fotopasti zaznamenat několik jedinců koček divokých z oblasti Beskyd, Šumavy, Českého lesa a Doupovských hor. Po více než 60 ti letech tak existuje důkaz o výskytu této šelmy v České republice.

Abychom porozuměli prostorovým a disperzním souvislostem jejich výskytu a zjistili, zda se v ČR nachází dostatek vhodných oblastí pro dlouhodobé přežívání této šelmy, vypracovali jsme habitatový model pomocí ArcGIS. Tento „rule-based“ model pracuje s proměnnými jako typ krajinného pokryvu, délka trvání sněhové pokrývky, expozice vůči světovým stranám a členitost terénu. Model byl vypracován také pro Slovenskou republiku, odkud pochází nálezová data použitá pro ověření modelu.

Zjistili jsme, že výskyt kočky divoké v modelované oblasti významně souvisí s listnatými lesy, délkou trvání sněhové pokrývky (>20cm) nepřesahující 50 dní trvání a jižní expozicí. V České republice reprezentuje nejvhodnější prostředí pro výskyt kočky divoké pouze 4% území. Na Slovensku je to pak 20% rozlohy státu.

Abstract

Population of the European wildcat (*Felis silvestris*) are slowly recovering after a severe decline in the 18th century. The wildcat was a rare species already on the beginning of 19th century on the territory of Czech Republic. During the 20th century the species was considered to be extinct and the scarce records to be individuals dispersed from Carpathian or West-European population. Furthermore there was lack of evidence to this observations. With the expansion of photo monitoring methods, there comes pictures of wildcats from the Beskid Mountains, Bohemian Forest, The upper Palatine Forest and Doupov mountains. After more than 60 years there is finely a proof for the presence of wildcats in Czech Republic.

To understand its space requirements and dispersion context, and to know if there is a place for wildcats to live in Czech Republic, we made a habitat model in ArcGIS. This rule-based model works with attributes like land cover type, duration of snow cover, aspect and the vertical heterogeneity of terrain. The model was applied also for Slovakia, because the evaluation data only comes from Slovakia.

We found out that the occurrence of wildcats in the model territory relate to broad-leaf forests, duration of snow cover (>20cm) not exceeding 50 days and the southern exposure. In Czech Republic there is only 4% of the territory representing the best habitat type for wildcats. In Slovakia it is 20% of the territory.

Úvod

Populace kočky divoké v Evropě se po výrazném úbytku během posledních dvou století začínají pomalu zotavovat. S opětovným šířením do oblastí historického výskytu stoupá i zájem odborné veřejnosti o biologii a ekologii tohoto druhu. Vzhledem ke svým vlastnostem a příbuzenským vztahům s domestikovanou formou, je tento savec přitažlivý pro širokou veřejnost, což z něj dělá ideální vlajkový druh. Nejen v zemích západní Evropy se stal výzkum kočky divoké téměř trendovou záležitostí. Terénní i laboratorní týmy produkují každoročně množství odborných článků a v Německu se stala kočka divoká druhem, jehož ochrana zaštiťuje výsadbu celonárodní sítě biokoridorů. Ve východní části Evropy, však zůstává přehlíženou šelmou, přestože země jako např. Slovensko, Ukrajina a Rumunsko hostí nejsilnější populační základnu, vázanou na zachovalé biotopy karpatského pohorí.

V západní Evropě je areál disjunktní, a některé populace významně izolované. Česká republika má z tohoto hlediska jedinečné postavení, neboť leží na hranici karpatského a západoevropského subareálu a proto by mohla tvořit most pro šíření do původních či nových oblastí.

Tato práce přináší nejnovější poznatky o rozšíření kočky divoké v České republice a hodnotí její výskyt ve vztahu k populacím sousedních států a k prostředí, které mají na území našeho státu k dispozici. S recentními nálezy vzrůstá potřeba porozumět historickým a především krajinným souvislostem jejich výskytu a disperze.

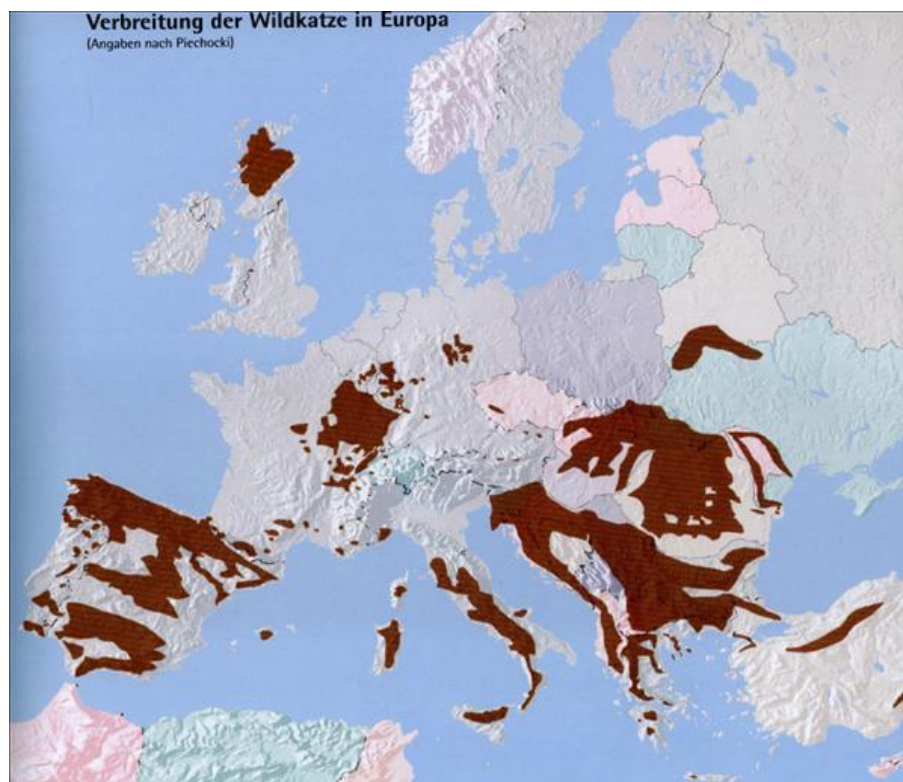
Cílem práce bylo vyhodnocení současného stavu výskytu v České republice a potenciálu krajiny v České a Slovenské republice pro jejich trvalý výskyt formou modelování habitatových nároků. Výsledný model je prvním svého druhu pro tyto státy. Model může sloužit nejen jako vodítko pro úvahy o ekologii druhu, disperzi, populační struktuře, nebo rozdílech mezi jednotlivými populacemi, ale také pro plánování terénních výzkumů a nejrůznějších opatření ochranné biologie jako například plánování biokoridorů.

1. Literární přehled

1.1. Evropský areál a stav populací v sousedních zemích

Areál kočky divoké v Evropě je disjunktní (Obr. 1). Tvoří ho několik částí, jejichž vzájemné propojení či izolace je prozatím nedostatečně prozkoumáno. Mezi nejstabilnější patří populace vázaná na karpatské pohoří, pravděpodobně plynule navazující na celý balkánský poloostrov. V západní Evropě pak existuje poměrně silná a rostoucí populace na území Německa propojená s Francií. Populace na Iberském a Apeninském poloostrově a především ta ze Skotské vysočiny, jsou pravděpodobně nejvíce izolovány od ostatních evropských populací.

Česká republika podobně jako Rakousko leží z tohoto hlediska v místě s velkým disperzním potenciálem. Může jít o oblast, kde se budou střetávat jedinci jak ze západoevropské populace, tak té karpatské. Přes Rakousko a Slovinsko se pak může připojovat také balkánská populace vázaná na Dinárské pohoří.



Obr. 1: Mapa evropského areálu kočky divoké (Piechocki 2001)

Pro pochopení výskytu kočky divoké v České republice jsou zásadní poznatky o situaci v sousedních státech.

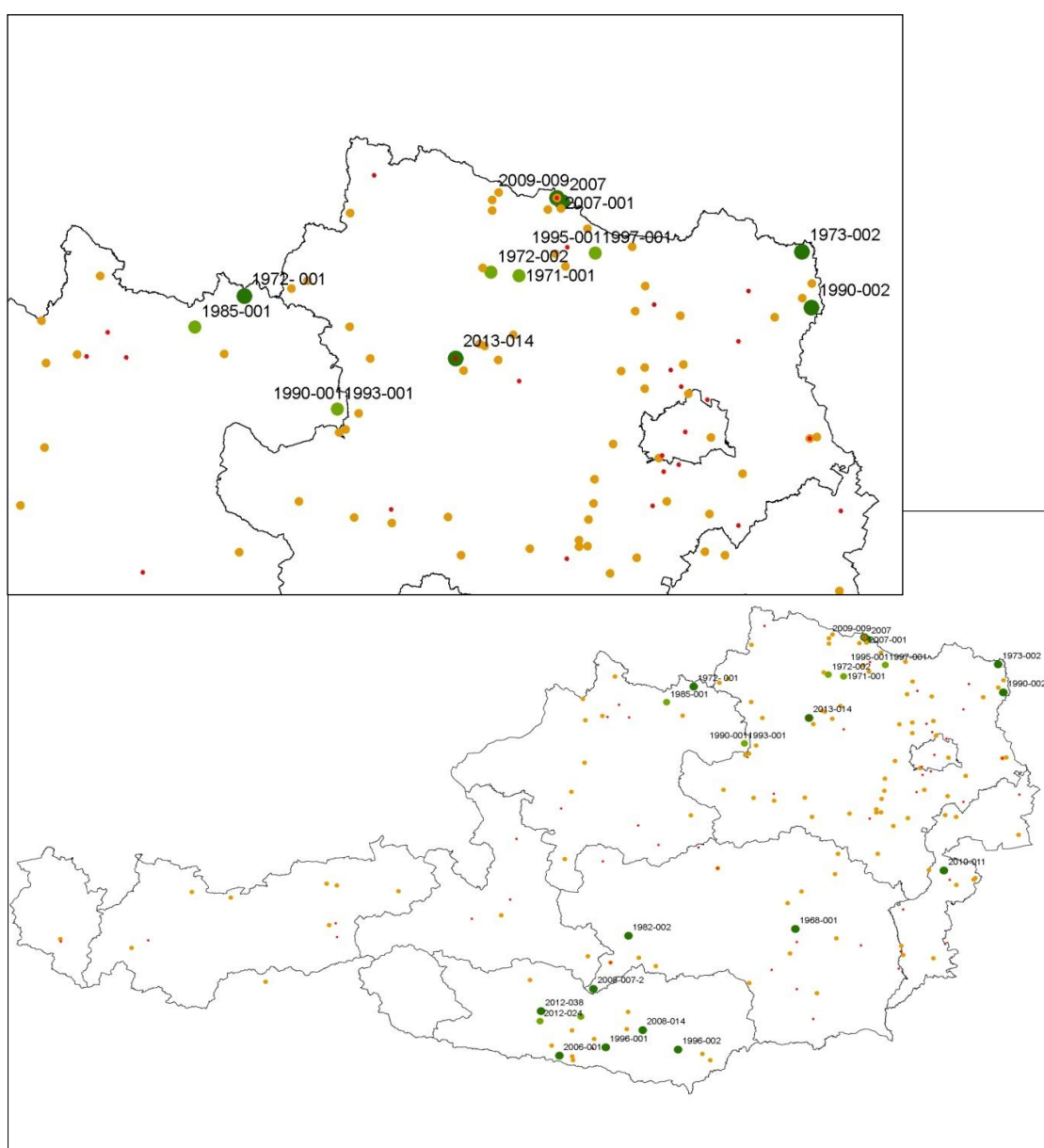
Německo je zemí, ve které populace kočky divoké prosperuje do té míry, že se kočky šíří do oblastí, kde byly po mnoho let vyhubeny. Německá populace čítá přibližně 5000-7000 jedinců (www.bund.net 2014).

Jednou z oblastí, ve které byl recentně prokázán jejich výskyt, je pohoří Fichtelgebirge, ležící při západních hranicích ČR (Obr. 2). Odtud pochází celkem pět záznamů, včetně důkazů o rozmnožování z roku 2012 (R. Ledermüller ústně, Naturpark Fichtelgebirge e. V.). Z přímé blízkosti našich hranic (Naturwaldreservat Hengstberg) pak pochází i geneticky potvrzený vzorek chlupů.



Obr. 2: Současný výskyt kočky divoké v Německu. Modré tečky značí geneticky potvrzené jedince za poslední tři roky, zeleně vyznačen dříve známý výskyt monitorovaný od roku 2007.
(http://www.senckenberg.de/root/index.php?page_id=16993)

Rakousko je zemí, která měla donedávna důkazy o výskytu v blízkosti našich hranic (Obr. 3). Výskyt v Národním Parku (NP) Thayatal vzbudil velkou pozornost a nastartoval terénní výzkum na obou stranách hranice států. Na území NP Thayatal byla kočka divoká poprvé pozorována v roce 2007. Poté zde byl proveden intenzivní výzkum s použitím chlupových pastí, které prokázaly výskyt kočky divoké po genetické stránce. Mezi lety 2007-2009 bylo na území NP získáno 11 pozitivních vzorků, mezi nimiž byli identifikováni 3-4 jedinci. Od té doby byla přítomnost kočky divoké potvrzena pouze jednou, na základě genetické analýzy chlupů, a to v roce 2013, přestože intenzivní výzkum dosud pokračuje a to i na české straně, v NP Podýjí.

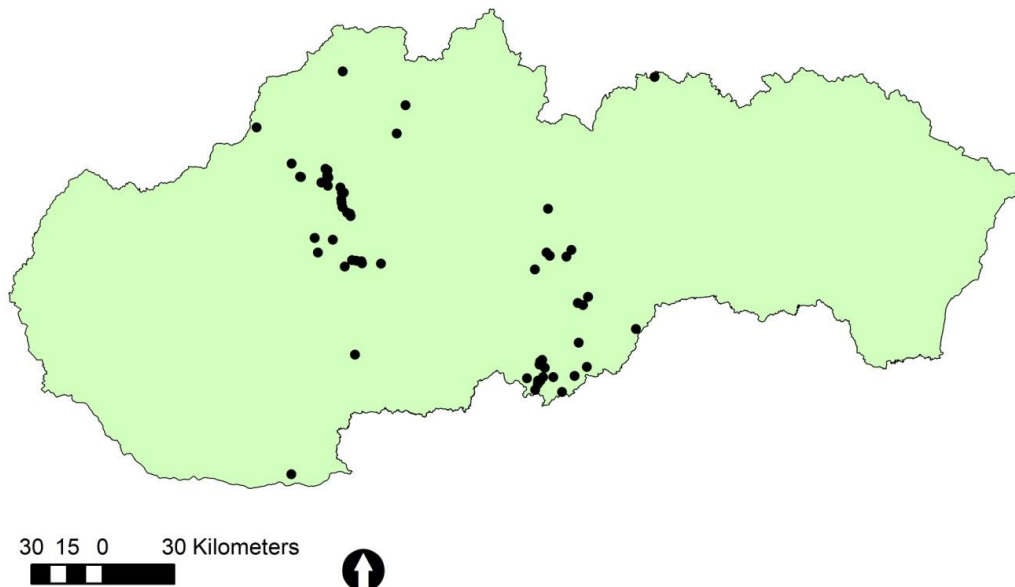


Obr. 3: Mapa Rakouska s detailním výřezem českého pohraničí. Tmavě zelené body:kočka divoká, světle zelené body:téměř jistě kočka divoká.; oranžové body: pozorování sesbírané od veřejnosti; červené: domácí kočka

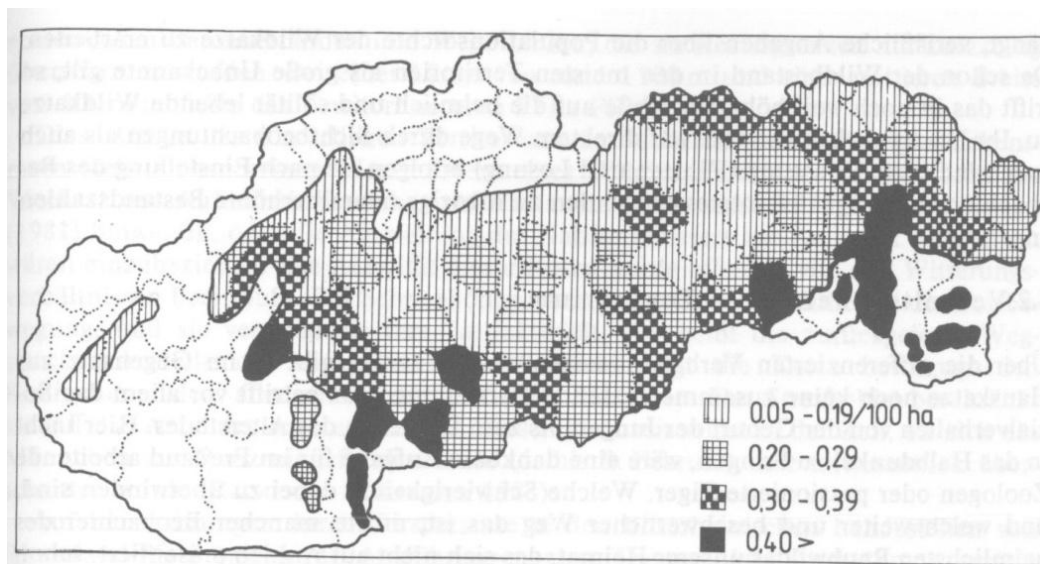
Na Slovensku (Obr. 4) je situace nejasná. Systematický monitoring zde neprobíhá a data buď nejsou aktuální (Sládek in Piechocki 1990)(Obr. 5), nebo jsou do velké míry neúplná (Křištofik & Danko 2012). Populace je nicméně odhadována jako stabilní o 1000 jedincích s rostoucí tendencí v jádru areálu a klesající na jeho okrajích (Adamec 2008).

Nejnovějším pozorováním, a také jedním z mála, ke kterému existuje záznam (Obr. 6, Obr. 7), je pozorování z února tohoto roku (2015), kdy se podařilo zachytit na fotopast kočku divokou pouze 3km od českých hranic v severní části CHKO Biele Karpaty. Důležité je, že zde kočka byla vyfocena opakovaně v průběhu dvou týdnů (po dobu instalace fotopasti) a to v místě, kde má pravděpodobně jedno ze svých doupat. O trvalejším výskytu tohoto jedince zde svědčí například přítomnost větve, o kterou si kočka brousí drápy. Tento nález je průlomový především proto, že jde o důkaz trvalejšího pobytu šelmy za řekou Váh, která byla považována za západní hranici karpatské populace (Sládek 1972). Záznamy z oblastí na západ od řeky Váh (Kysuce, Biele Karpaty, Malé Karpaty) jsou sporé a většinou jde pouze o zástřely ve velkém časovém rozpětí (Křištofik & Danko 2012). V přímé blízkosti této lokality byla pozorována kočka divoká také v březnu roku 2013.

Nejbližší stabilní populace k našim hranicím s prokázaným rozmnožováním pak leží ve Strážovských vrších (Beňadik Machciník, fotograficky).



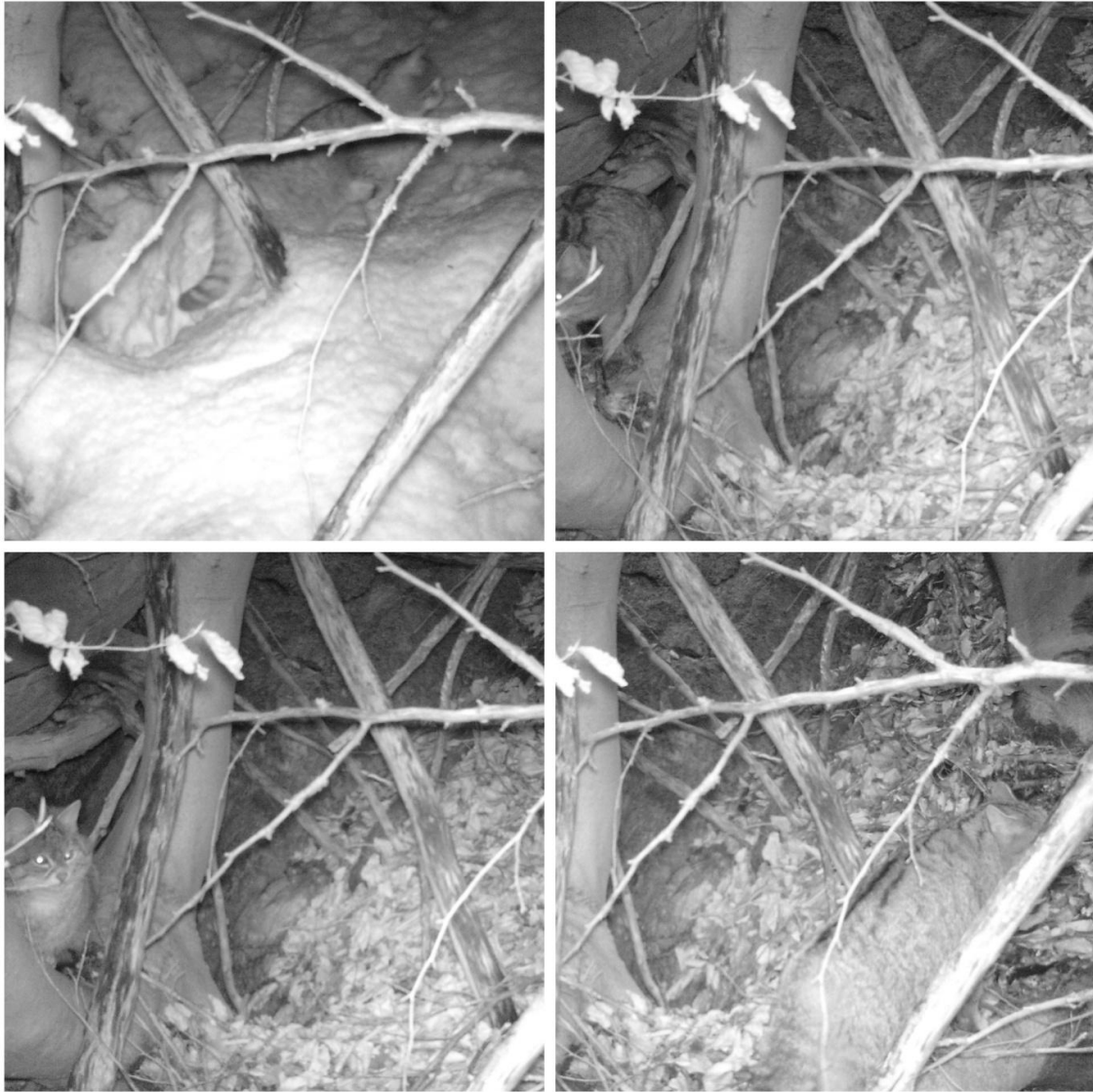
Obr. 4: Výskyt kočky divoké na Slovensku podle ISTB 2013 (pouze vizuální identifikace). Bod na hranicích s ČR, Jana Pospíšková, fotografický důkaz z roku 2015.



Obr. 5: Mapa populační hustoty kočky divoké na Slovensku (Sládek in Piechocki 1990)



Obr. 6: Fotografie kočky divoké z Bielych Karpat na Slovensku, fotopast, Jana Pospíšková 2015



Obr. 7: Fotografie kočky divoké z Bielych Karpat na Slovensku, fotopast, Jana Pospíšková 2015

V Polsku se podle dostupných informací kočky divoké vyskytují pouze ve východní části státu při hranicích se Slovenskem a Ukrajinou v podhůří Karpat (Okarma et al. 2002).

1. 2. Historický vývoj populace na území ČR

Historií výskytu kočky divoké na území Čech a Moravy se podrobně zabýval Otakar Kokeš (Kokeš 1974), který zpracoval údaje z kronik a spisů největších velkostatků na území Čech a Moravy. Celý citovaný text je dostupný jako příloha bakalářské práce (Pospíšková 2010) a proto zde podávám pouze výběr z těchto informací.

Kočka divoká žila téměř na celém území Čech a Moravy ještě v 17. století. V polovině 18. století byly kočky ještě běžně lovenou zvěří na Křivoklátsku, Dobříšsku, Černokostecku (Posázaví) a v okolí Poděbrad (Polabská rovina).

Nejdéle si udržela souvislé rozšíření v oblasti jižních Čech a to nejen v tamních horách, nýbrž i v podhůří, jak ukazuje zejména odstřelová statistika velkostatku Hluboká nad Vlt. Postupný ústup na konci 18. století zaznamenali mnozí autoři na Třeboňsku, v okolí Protivína, Libějic, Rožmberka i v lesích Boubína.

Začátkem 19. století zaznamenává velkostatek Vimperk poslední úlovky v Dolním Hvozdu u nových Hradů, v Blanském lese u Českého Krumlova, v oblasti Roklanu a Luzného, na Kleti a r. 1838 u Zlaté Koruny. V Prácheňském kraji se uvádí její výskyt ještě v první polovině 19. století. Přesto je možno připustit, že se v první polovině 19. století ještě udržovaly v jižních Čechách sporé zbytky původní populace.

Ze západních Čech jsou prameny o posledním výskytu jen sporé, ale lze se domnívat, že se v tamních lesích vyskytovala poměrně dlouho, zejména proto, že tam jedinci přicházeli ze sousedního Německa. Doklady z průběhu 18. století ze západních Čech pocházejí z velkostatků Újezd u Sv. Kříže, Teplá, Duchcov-Litvínov, Libochovice a panství Zbiroh. Poslední sporadické zástřely a pozorování pocházejí z okolí Červeného Hrádku z r. 1829 a z okolí velkostatku Sv. kříž z r. 1839. Poměrně déle, až do konce 19. století se kočka divoká udržela v Krásném lese (Schonwald) u Tachova, v revíru Bukovský u Merklína a v lesích kláštera v Oseku.

Na severu Čech můžeme sledovat výskyt poměrně dlouho. Je ovšem sporé, šlo-li vždy o jedince místních populací, nebo o zvířata, vracející se občas ze sousedních oblastí do prostoru svého někdejšího rozšíření. Hojný výskyt na Frýdlantsku v 17. století postupně řídil až do začátku 19. století, kdy je doložen už jen v sousedním Zhořelecku. V Jizerských horách vymizela již v polovině 18. století. V Krkonoších je uváděn poslední úlovek r. 1838.

Ve sbírkách Krkonošského muzea ve Vrchlabí je však ještě exemplář střelený v r. 1865 u Hostinného.

Z velkostatku Děčín se dočítáme o úlovku počátkem 19. století na Děčínském Sněžníku a u Maxiček. Další zprávy z této oblasti se však objevují až téměř po sto letech. Tak začátkem 20. století byla zastížena u Šachova v oblasti Ústí nad Labem. Další zprávy zaznamenávají výskyt r. 1934 v revíru Velký Jober u Verneřovic a r. 1922 v Güntersdorfu. Další exemplář z tohoto kraje byl uloven r. 1952 u Telnice v Krušných horách.

Výskyt ve východočeských horách a v jejich podhůří prokazují údaje z velkostatku Opočno, jehož lesy sahaly z podhůří až na vrcholy Orlických hor. V 19. století, se však již v této oblasti nevyskytovala, stejně jako téměř v celé východní polovině Čech.

Zvíře ulovené 14. prosince 1914 v izolovaném lesním oddělení Hracholusky, patřící velkostatku Křivoklát pocházelo z introdukce, uskutečněné r. 1907 na velkostatku Hořovice, kde dva páry mladých koček divokých vysadil v revíru Velcí, tehdejší majitel Hořovického panství. Některé exempláře tak mohou pocházet z introdukcí, o nichž není v literatuře ani dokladech zmínka a jež asi byly tu a tam velkostatky provedeny nejen v Brdech, ale i jinde v revírech, kde byla chována jen vysoká zvěř. Jiné úlovky mohly být i uprchlíky z voliéroových chovů, poněvadž soukromé zoologické koutky rovněž nebývaly ve velkostatkářských parcích vzácností.

Podobný ústup jako v Čechách, je možno zaznamenat i v prostoru moravsko-slezském, kde se kočka divoká udržela poměrně nejdéle jednak na jihozápadě hraničícím s jejím jihočeským refugiem, jednak v horách a chlumech moravsko-slezského a slezsko-slovenského pomezí.

Roku 1716 byla ještě součástí zvěře v líšeňských lesích (tj. 8-10km od Brna). Nicméně se již pravděpodobně jednalo o zbytky původních populací. Tuto hypotézu potvrzuje případ Loučné a Velkých Losin, kde za více než sto roků vedené zápisy o lovu velkých šelem uvádějí kočku divokou V Losinách naposled r. 1696, v Loučné r. 1758. Na Buchlovsku je uváděn poslední jedinec r. 1764.

Za vzácný úlovek byla pokládána začátkem 19. století na Břeclavsku, v revírech Pohansko a Tvrdonice a na panství Bystřice pod Hostýnem. V polovině 19. století byla ulovena ještě u Kunštátu.

Je ovšem třeba připustit možnost občasných přesunů přes biologickou hranici, která se i na Moravě posunula koncem 18. století blíže k východu země. Prokazuje to mimo jiné i skutečnost, že jednotlivé úlovky byly v prostoru Moravy a Slezska zastíženy v poměrně velkém časovém rozpětí. I když je pravděpodobné, že i mezi nimi bylo značné procento zvířat nesprávně určených, přece jen mohou být pokládány za stopy pohybu z východu na západ.

Z druhé poloviny 19. st. jsou hlášeny úlovky z velkostatku Lukov, z revíru Rástoka, od Nové Vsi poblíž Kvasic, od Biskupic u Moravského Krumlova, z Branek a z polesí Stínavy u Plumlova.

V průběhu 20. století jsou hlášeny úlovky ze Vsetínska, od Strážnic na Moravě, od Kunovic a Hluku u Uherského Hradiště. Dále z Křtin u Hodonína, z Pustých u Radějova, ze Střílek, Zdounek, od Příbora, Luhačovic, Hrobic na Bojkovsku a dalších míst v podhůří karpatské soustavy, nebo v návaznosti na ní.

Nálezům z Jihovýchodní Moravy se geograficky vymykají úlovky z Jesenicka z r. 1969 Karlov na Osoblažsku a Krnov r. 1935. Nálezy ze severní Moravy pak uvádějí revír Salajku r. 1925, a Staré Hamry r. 1977 v Beskydech. Geograficky zajímavý je také úlovek z Helfštyňa u Lipníka nad Bečvou z r. 1982.

Za poslední spolehlivě doložený zástřel kočky divoké je nicméně pokládán pouze údaj z Krušných hor z roku 1952 (Anděra & Červený 2009).

Uvedená data celkem jasně dokazují, že ještě v 18. století žila kočka divoká pravděpodobně na celém území Čech, Moravy a Slezska, i když mnohé z těchto úlovků byly již možná posledními doklady jejího výskytu. Ve druhé polovině 18. století se začíná areál zmenšovat a počátkem 19. století definitivně ustupuje z českých zemí. Přírodovědci ji na počátku následujícího století znali už jen jako vzácné zvíře. Různé exempláře, zastřelené později, jsou pravděpodobně chybně určené zdivočelé domácí kočky nebo ojedinělé kočky divoké, které se sem zatoulaly ze sousedních zemí.

Příčinou vymizení kočky divoké z našich prostorů byly převážně entropické vlivy. Tak jako velké šelmy, byla i ona u nás vždy všeobecně hubena. Nejen těmi, pro něž byl lov dříve vyhrazen, ale i prostým lidem, jemuž všechny existující normy lov divoké kočky nejen povolovaly, ale přímo nařizovaly. Mizení velkých šelem z našeho území začíná v období,

kdy tereziánské lesní řády z let 1754 - 1756 započaly s reformou lesního hospodaření. Vydání těchto řádů v druhé polovině 18. století vedlo záhy k umělé obnově lesů i jejich ekonomické a prostorové úpravě a k pozvolné přeměně pralesního prostředí v moderní plantáže jednotlivých dřevin. Tyto zásahy by samy o sobě existenci velkých šelem a především kočky divoké neohrozily. Současně s reformou lesního hospodaření a se zemědělským pokrokem došlo k radikální přeměně mysliveckého hospodaření. Velkostatky z úsporných důvodů upouštěly od chovů velké zvěře v našich lesích a soustřeďovaly se na chovy zvěře drobné, které zintenzivnily nad únosnou míru. V jejich zájmu nechaly pak bezohledně hubit všechno, co podle jejich mínění, vědecky i odborně často ničím nepodloženého, zdar chovů drobné zvěře ohrožovalo.

1.3. Habitatové nároky kočky divoké

Analýzou habitatových nároků kočky divoké se zabývalo nemnoho studií (Klar et al. 2008, Silva et al. 2013, Wittmer 2001, Daniels et al. 2001). Přestože ve všech ostatních studiích nalezneme informace o nárocích tohoto druhu díky popisu lokality, ve které výzkum probíhal, je prací zaměřených na konkrétní podrobné habitatové nároky relativně málo. Studie, které sloužily k vytvoření habitatového modelu jsou rozepsány v samostatné kapitole 1.7.2.

Kočka divoká je obecně považována za lesní zvíře, které nachází životní optimum v listnatých a smíšených lesích nižších a středních nadmořských výšek (Stahl & Leger 1992). Afinita k lesnímu prostředí je zřejmá téměř na všech lokalitách jejího výskytu v Evropě. Výjimkou a důležitým poznatkem, který naznačuje, že kočka divoká není nutně vázána na lesní prostředí, je fakt, že se kočky divoké vyskytují, nebo alespoň vyskytovali v okrese města Dévaványa.

Tato oblast, ležící ve středním Maďarsku o rozloze 216.73 km² a počtu obyvatel 8273 (<http://en.wikipedia.org/wiki/Dévaványa> 2008) má pouze 1% plochy pokryté lesem. Ostatní plochu zabírají pastviny 47,1% a obdělávaná půda 51,9%. Další podobné oblasti jsou Egyek (1,2% lesa, 55,9% pastvin, 42,9% polí) a Abádszalók (8,7%, 8,2%, 83,1%)(Biró et al. 2005). Tento fakt, stejně jako skutečnost, že některé poddruhy *Felis silvestris* odštěpené na konci posledního glaciálu, jako je kočka plavá (*Felis silvestris lybica*), kočka stepní (*F. s. ornata*), kočka jihoafrická (*F. s. cafra*) a kočka šedá (*F. s. bieti*) (Driscoll et al. 2007) obývají prostředí eremiální oblasti, naznačuje, že jde o přizpůsobivý druh, jehož vazba na lesní prostředí v evropském prostoru může primárně souviset s jiným charakterem životního prostředí.

Jakožto šelma, která na základě modelů kompetice spadá do gildy mikrotivorů (Schröpfer 2012), kam patří většina druhů ze skupiny Mustelidae, nemá na rozdíl od lasicovitých šelem končetiny přizpůsobené k obratnému šplhání po stromech a je tudíž přizpůsobena především k pozemnímu lovu. Může tedy lépe zabírat niku mikrotivorní gildy v otevřených biotopech. V oblastech, kde se vyskytuje králík divoký, se pak kočky často specializují na tuto kořist (Lozano et al. 2006), která je vázaná na stepní biotopy, což rovněž nasvědčuje tomu, že kočka divoká není na les vázaná tolik jako kuna lesní, která je jí na základě modelů kompetičně nejbližší (společně s liškou)(Schröpfer 2012).

V některých studiích (Muntyanu et al. 1993, Klar 2005) bylo naznačeno, že tím nejdůležitějším charakterem prostředí, který kočka divoká vyžaduje, je možnost úkrytu. Protože evropská krajina je silně pozměněna člověkem, který využívá téměř každý kousek půdy ke svému prospěchu a svým jednáním většinu ekosystémů generalizuje a ochuzuje o rozmanité složky a struktury, stává se lesní prostředí v evropské krajině v podstatě jediným úkrytem, pro takto velkou šelmu.

Jedinou prací, která se velmi podrobně zabývá strukturou habitatu kočky divoké v malém měřítku je studie Saskie Jerosch (Jerosch et al. 2010) z pohoří Harz v Německu. Získané poznatky jsou založeny na datech z dálkové telemetrie 3 dospělých samců kočky divoké z období duben-říjen 2005. Autoři studie se zaměřili na konkrétní místa odpočinku a jejich bezprostředního okolí, neboť se domnívají, že jako převážně noční živočich, který se navíc nemusí za potravou přesouvat na velké vzdálenosti, tráví kočky divoké většinu času ukryté na jednom místě. Možnost dobře se ukrýt je tak pro ně důležitá. Potřebu úkrytu dávají do souvislosti buď s charakteristickou vlastností koček, kterou je skrytý způsob života, anebo s potřebou chránit se před predátory ze vzduchu, mezi něž patří výr velký (*Bubo bubo*) (Berghausen et al. 1989, Dalbeck 2005).

Analýza odpočinkových míst (dále v textu OM) byla provedena na třech úrovních. První úroveň se zaměřila na konkrétní OM, tedy zda se jednalo například o dutinu stromu, kořeny vývratu, keř apod. Druhá úroveň se týkala charakteru bezprostředního okolí v 2m poloměru. Třetí úroveň analyzovala okolí v 25 m poloměru. Celkem bylo nalezeno 45 OM. Jednotlivá OM byla kočkami využívána s různou frekvencí. Většina jich byla umístěna na zemi (86%) a jen některá nad zemí (14%). V případě nadzemních OM se jednalo o struktury, na které mohly kočky snadno vylézt, jako pokroucené stromy s tlustými větvemi a dokonce lovecké posedy. Žádné OM se nenalézalo pod zemí, přestože se v literatuře uvádí, že kočky divoké využívají jezevčích a liščích nor (Hupe et al. 2004) a v některých případech dokonce vyvedli mláďata ve stejném komplexu nor zároveň s jezevcem (Uttendörfer 1952). Preferovanou strukturou bylo mrtvé dřevo, tedy různé vývraty, spadlé kmeny, dutiny ve stromech apod. Využívané byly také husté keře. Pouze polovina míst byla chráněna proti dešti, což si autoři vysvětlují suchými léty v dané oblasti. Podle Artoise (1985) využívají kočky divoké místa chráněná proti dešti (nory a dutiny) častěji v zimním období.

Teritoria sledovaných samců se částečně překrývala. Minimální vzdálenost simultánně užívaných OM byla 25m. Zajímavé je zjištění, že dvě OM, byla využívána v různých dnech

dvěma různými samci. Mikrohabitat do vzdálenosti 2 m od OM většinou tvořila hustá vegetace nad 50 cm výšky jako například vysoká tráva, obilí, řepka, keře apod. Protože podrostová vegetace v lese negativně koreluje s hustotou korun stromů, nacházela se většina OM na místech bez korunového zápoje, kam dopadají sluneční paprsky. Více než polovina OM pak měla jižní expozici.

Co se týče vzdáleností od určitých struktur, zjistilo se, že většina OM byla lokalizována v blízkosti lesního okraje a v blízkosti potoka. Vzdálenost k lidským sídlům a k silnicím se však ukázala jako nepodstatná. Několik OM bylo situováno vedle lesní cesty. Relativně malý vliv antropogenní disturbance na výběr OM souhlasí s poznatky ze západní části pohoří Harz (Hupe et al. 2004) kde bylo nalezeno dokonce doupe s mladými v blízkosti dálnice. Je možné, že si kočky divoké dokážou na podobnou lidskou disturbanci zvyknout, v případě, kdy mají k dispozici dostatek úkrytů. Studie potvrdila důležitost úkrytu, který kočky divoké najdou nejlépe v mozaikovitém prostředí s lesy v různém stádiu vývoje, s dobře strukturovaným lesním okrajem a množstvím mrtvého dřeva.

Nina Klar se zmiňuje o silné preferenci přírodně se zmlazujících polomů před vytěženými a uměle obnovenými polomy. Stejně tak kočky divoké preferují extenzivně obdělávané křovinaté louky před intenzivně obhospodařovanými loukami a další zemědělskou půdou (Klar 2005).

I přes výše zmíněné výjimky ve výskytu kočky divoké v oblastech s minimálním lesním pokryvem je zřejmé, že v evropském prostoru jsou kočky na lesní prostředí vázané. Procentuální zastoupení lesa v oblastech s výskytem tohoto druhu je 39% v severozápadním Německu (Wittmer 2001), 46,5% v pohoří Jury ve Švýcarsku (Mermod & Liberek 2002), 60% v pohoří Taunus v Německu (Hossfeld et al. 1992), 40,4% v pahorkatině Gödöllő v Maďarsku (Biró et al. 2003), 65% ve Stromberském lese v Německu (Heller 1992), 30% v horách středního Maďarska (Tóth 2008), 42% Rhineland-Palatinate v Německu (Klar et al. 2008). Skotské práce uvádějí hodnoty pro zastoupení lesního pokryvu 9 - 13% (Silva et al. 2013), ale vzhledem k velkému zastoupení vřesovišť a dalších v Evropě ne tak běžných biotopů, jsou údaje ze Skotska nesrovnatelné s většinou evropských oblastí. Vazba na les je zřejmá také z četnosti, s jakou byly kočky divoké lokalizovány v lese na základě telemetrie (66-98% Klar 2005, 79-85% Wittmer 2001).

Je třeba zmínit, že mezi lesní habitat se řadí také lužní lesy. Tento biotop by se vzhledem k vlhkému prostředí, kterému se podle některých autorů (Hell et al. 2004) kočky divoké

vyhýbají, mohl jevit jako nevhodný. Jejich přítomnost v lužních lesích dolního toku řeky Prut a Dněstr v Moldávii (Muntyanu et al. 1993), Dunaje v Srbské Vojvodině (Dimitrijevic 1980), podobně jako pozorování na břehu řeky v Dunajské deltě (Miroslav Kutal, ústně a fotograficky) dokazuje, že kočky divoké se těmito biotopům nevyhýbají. V Moldavsku a na Kavkaze se pak kočka divoká vyskytuje také v hustých rákosinách s porosty vrby a topolů (Hemmer 1993).

Uvádí se, že kočky divoké preferují listnaté a smíšené lesy (Stahl & Leger 1992, Potočník et al. 2005) v 2. a 4. vegetačním lesním pásu (doubravy až bučiny) (Sládek & Zejda 1974). Zda je tato preference způsobena vyšší nabídkou potravy v těchto habitatech (Dötterer & Bernhart 1996), nebo zdali se jedná o sekundární efekt nižší nadmořské výšky, nebylo prozatím dostatečně zkoumáno. Ve vysokých nadmořských výškách, kde se přirozeně nacházejí jehličnaté lesy je pro kočky limitujícím faktorem výška a délka působení sněhové pokrývky (Nowell & Jackson 1996), ve které se pro ně drobní hlodavci stávají nedosažitelnou kořistí. Proto jsou nuceny vyhledávat spíše teplejší oblasti nízkých nadmořských výšek (Liberek 2002), z čehož může pramenit jejich afinita k listnatým a smíšeným lesům. Vliv bude mít pravděpodobně řada faktorů, mezi nimiž může figurovat také charakter evropských jehličnatých lesů, které jsou i v nízkých nadmořských výškách vysazovány za účelem masové těžby dřeva a v mnoha případech se tak jedná o stejnorodé porosty bez jakéhokoliv podrostu, bez ponechaného mrtvého dřeva (boj s kůrovci, sběr na otop), které by poskytly úkryt. Neoblíbenost jehličnatých lesů tak může být způsobena spíše nedostatkem úkrytů, než nedostatkem potravní nabídky v těchto biotopech.

Denzitou drobných savců v jednotlivých typech habitatu na území, kde se vyskytují kočky divoké, se částečně zabývá jediná práce, pocházející ze Skotska (Hobson 2012). Na základě 79 jedinců tří odchycených druhů (*Apodemus sylvaticus*, *Microtus agrestis*, *Clethrionomys glareolus*) z několika typů habitatů (jehličnatý les, listnatý les, mýtiny, modřínová monokultura, vřesoviště, louky) bylo zjištěno, že největší abundance hlodavců byla v jehličnatém lese. Studie zaměřená více na potravní strategii se však už podrobně nezabývala souvislostí habitatové preference ve vztahu ke složení potravy.

Na Slovensku žije většina koček divokých v nadmořské výšce 300-800 m n. m., nicméně se s ní můžeme setkat až po 1600 m n. m. (Sládek & Zejda 1974). Ve Slovinských Dinárských horách preferují kočky divoké oblasti v nadmořské výšce 680 – 920 m n. m. Ve Švýcarské Juře pak kočky divoké v letních měsících obsazují teritorium až do 1200 m n. m. Protože

nadmořská výška ovlivňuje biosféru různě v různých zeměpisných šířkách i výškách, je zřejmé, že samotná nebude určovat limity výskytu druhů v různých zemích stejně. Nadmořská výška však významně ovlivňuje především klimatické podmínky.

Pro kočky divoké je limitujícím klimatickým faktorem výška a délka trvání sněhové pokrývky, která by neměla přesáhnout 50% pokryvu, výšku 20cm a délku trvání 100 dní (Nowell & Jackson 1996). Stejně tak Sládek a Zejda (1974) uvádějí, že už sněhová pokrývka trvající 100 dní má negativní dopad na přežívání kočky divoké. Kočka má krátké nohy a v poměru k hmotnosti těla poměrně malou nášlapnou plochu (88-118 g.cm⁻²). Rys má oproti tomu 42 g.cm⁻² (Hell et al. 2004). Kočky divoké nikdy nebyly zaznamenány ve vysokých Alpách (Schauenberg 1970).

Rolí sněhové pokrývky v ekologii kočky divoké se zabývala studie ze Švýcarska (Mermoud & Liberek 2002). Studie byla založena na dálkové telemetrii 3 samců a 2 samic po dobu 13-19 měsíců. Oblast výzkumu se nacházela v nadmořské výšce 430m n. m. (pobřeží jezera Neuchatel) a 1340 m n. m. (Mont-Aubert). Součástí studie byl také vlastní monitoring sněhové vrstvy na 15 stanicích, kontrolovaných jednou týdně. Práce potvrdila, že kočky divoké jsou častěji přítomné na místech s nižší, nebo žádnou sněhovou pokrývkou a že velmi rychle reagují na sněhové přehánky přesunem do nižších nadmořských výšek a to i během dne. Díky vhodným podmínkám na studované lokalitě, měly kočky divoké možnost měnit pobyt v nadmořské výšce podle počasí. V zimním období sestupovaly do nížin, ale vzápětí po roztání sněhu se vracely do vyšších nadmořských výšek, což si autoři vysvětlují větší potravní nabídkou a menší disturbancí ze strany člověka. Zajímavý je poznatek o tom, že během zimního období loví kočky divoké častěji v lese, kde je ve stejnou dobu nižší sněhová pokrývka než na otevřených plochách. V jiné práci však byla pozorována opačná závislost, kdy se kočky divoké v zimním období častěji vyskytovali na otevřených plochách (Potočník et al. 2005).

O negativním vlivu sněžení na kočky divoké se zmiňují také Kilshaw & MacDonald (2011), kteří vyzorovali, že během období silného sněžení kočky divoké zůstávali pravděpodobně v úkrytu, jelikož se jim je na rozdíl od jiných zvířat, jako je kuna lesní, nepodařilo zachytit na fotografickou past. Protože však kuna lesní (*Martes martes*) na rozdíl od kočky divoké obratně loví i v korunách stromů (oblíbenou kořistí jsou veverky), je zřejmé, proč byla zachycena na fotopast i během období, kdy kočka divoká, specializovaná na drobné hlodavce, nemůže potravu najít.

Jak už bylo řečeno, kočku divokou limituje především výška sněhové pokrývky a tak není překvapivé, že se dá vypozařovat souvislost s preferencí jižních svahů, kde sníh rychle roztává. Podobně jako expozice, má na sněhovou pokrývku vliv také svažítost, kdy se na strmých svazích sněhová pokrývka nedrží v takové výšce, jako na rovinách (Potočník et al. 2005). Také Anna Eichholzer zjistila, že se kočky divoké oproti kočkám domácím vyskytovali častěji na strmých svazích (Eichholzer 2010). Svažítost nicméně přímo souvisí s expozicí, neboť je jejím nezbytným předpokladem. Jižní expozice je vyhledávána v každém ročním období, a může ovlivňovat také strukturu porostu a potravní nabídku. Preferenci jižní expozice popisuje většina badatelů zabývajících se habitatovými nároky kočky divoké (Hötzel 2005, Jerosch et al. 2010, Dötterer & Bernhart 1996, Steinmeyer et al. 2009, Potočník et al. 2005).

Kromě samotného habitatu, klimatických podmínek a reliéfu má na výskyt druhu vliv také antropogenní disturbance. Na základě 13000 lokací 12 jedinců v jihozápadním Německu, bylo zjištěno, že využití habitatů je ovlivněno vzdáleností k sídlům a k silnicím. Nina Klar (Klar et al. 2008) identifikovala hranici 900 m od sídel, za kterou se pravděpodobnost využití habitatů významně snížila, stejně jako za hranicí 200m od zpevněných komunikací a samostatných obydlí. Stejná hranice 200m od silnic a domů byla zjištěna také pro rysa (*Lynx lynx*) (Sunde et al. 1998). Tento jev si autoři vysvětlují kombinací vlivu hluku, světla, přítomností lidí a psů. Vzdálenost, kterou kočky divoké udržují od lidmi vytvořených objektů je však ovlivněna charakterem habitatu a nemusí být vždy dodržena, jak dokazují zkušenosti z oblasti severního Eifelu, kde kočky divoké využívali zarostlý břeh potoka dokonce k přesunu skrze vesnici. Fakt, že se kočky divoké dokážou přizpůsobit i dálnici, která protíná jejich teritorium je dobře zdokumentovaná (Klar et al. 2009). Bylo zjištěno, že dálnice měla na chování koček vliv pouze první rok po výstavbě, během kterého omezili přesuny přes dálnici. Během dalších let se četnost přebíhání dálnice (10000 aut/den) ustálila na stejné frekvenci, jako byla před výstavbou dálnice (2500 aut/den). Schopnost přizpůsobení se však nebyla pozorována u všech sledovaných jedinců.

Vzhledem k mortalitě kočky divoké (0,4 úhyn/km/rok) na dálnici (10000 aut/den), hrozí nebezpečí snížení populace v oblastech, kde je větší množství takto nebezpečných bariér. Kočky divoké by tak sice mohly v určité oblasti najít vhodný habitat, ale mortalita na silnicích by byla tak silná, že by neumožňovala existenci prosperující populace (Klar et al. 2009).

Na aktivitu má pravděpodobně vliv také turistika, zimní sporty, jako je například rozmáhající se skialpinismus, lyžování apod. Lovecká sezóna a sběr hub mají vliv na denní aktivitu, která je pak výraznější v noci, na rozdíl od oblastí méně disturbovaných, kde jsou kočky divoké aktivní také ve dne (Genovesi & Boitani 1992).

V neposlední řadě má na výskyt kočky divoké vliv také přítomnost kočky domácí, se kterou se může křížit a tak ohrozit vlastní existenci druhu způsobem rozplynutí genetické informace méně početné populace kočky divoké v genomu kočky domácí. Tímto způsobem hrozí zániknutí například skotského poddruhu kočky divoké (*Felis silvestris grampia*) (Beaumont et al. 2001).

Pro dlouhodobé přežívání druhu je zásadní také velikost souvislé plochy vhodného prostředí pro udržení životaschopné populace. Podle Raimera (2001) by dočasně přežití schopnou populaci mělo tvořit alespoň 50 jedinců na území o velikosti cca 20 000 ha. Alespoň 500 jedinců na území o 165 000 ha pak tvoří dlouhodobě přežití schopnou populaci.

Jednoduchý test pro odhad kvality určitého lesního celku pro výskyt kočky divoké představuje následující tabulka (Tab. 1), vytvořená rakouskými specialisty (Friembichler a Slotta-Bachmayr) pro účely popularizace. Přestože jde o pomůcku pro laiky, je dobrým vodítkem pro jemné hodnocení prostředí, které nelze vždy vyčíst pouze z mapových podkladů. Za každou odpověď, na kterou odpovíte „ano“, získáte jeden bod. Na základě dosaženého součtu bodů následně zjistíte hodnocení.

| Lesní test: jak dobrý je Váš les pro kočku divokou? | | |
|---|-----|----|
| faktor | ano | ne |
| Sněhová pokrývka leží ve Vašem lese méně než 3 měsíce v roce | | |
| Podíl listnatých dřevin ve Vašem lese je vyšší než 50 % | | |
| V převažující části Vašeho lesa je strukturovaný podrost | | |
| Okraj lesa je členěn křovinami | | |
| Ve Vašem lese se nachází alespoň jeden ostrůvek starého nebo mrtvého dřeva na 1 ha | | |
| Ve Vašem lese jsou duté stromy, vývraty, vyskládané dřevo, hromady klestu a podobné struktury | | |
| Ve Vašem lese jsou alespoň 4 z následujících biotopů: mýtiny nebo větrné polomy, louka, rybník, tekoucí vody, skály, balvanité sutě | | |
| Zbytkové dřevo (po lesnických zásazích) se z Vašeho lesa zcela neodebírá | | |
| Intenzivní lesnická opatření se provádí přednostně od října do ledna | | |
| Ve Vašem lese nejsou používány žádné jedy proti hmyzu a hlodavcům | | |
| Váš les neprotínají žádné rušné silnice, železnice apod. | | |
| Váš les je větší než 1000 ha nebo je propojen s jinými lesními celky | | |
| Součet bodů | | |

| Výsledky lesního testu: |
|---|
| 10–12 bodů |
| Gratulace, Váš les (lesní část) je pro kočku divokou zvláště vhodný. |
| 7–9 bodů |
| Váš les (lesní část) je pro kočku divokou v zásadě vhodný, chybí však některé struktury. Vedle snížení bezprostředních rizik a propojení Vašeho lesa s dalšími lesními celky, můžete vylepšit životní prostor pro divoké kočky v první řadě prostřednictvím odlišného managementu. |
| < 7 bodů |
| Váš les (lesní část) bohužel není v současné době pro kočku divokou vhodný. Není ale vyloučeno, že tudy jednotlivé kočky divoké neprojdou. Měli byste proto dbát v první řadě na optimální propojení s jinými lesními celky. Rovněž přizpůsobení lesnického hospodaření a redukce přímých rizik mohou vést k významnému zlepšení životního prostoru, nejen pro kočku divokou. |

Tab. 1: Volný překlad M. Valášek z materiálu: Friembichler S. & Slotta-Bachmayr L.: Aktiv für Wildkatzen. Anregungen für Forstleute, Landwirte und Jäger. Österreichische Bundesforste AG, Purkersdorf. (Bez vrocení, 24 pp.) – ke stažení zde: <http://www.wildkatze-in-oesterreich.at/de/pages/forschung-und-aktivitaeten-13.aspx>

1.4. Problematika hybridizace koček v souvislosti s prostředím

Kočky divoké a domácí se mohou křížit a produkovat fertilní potomstvo (Ragni 1993). Vedle ztráty biotopu a nelegálního lovu je hybridizace s kočkami domácími považována za jedno z hlavních nebezpečí pro přežití druhu (Driscoll & Nowell 2010, Stahl & Artois, 1991, Biro et al. 2003, Pierpaoli et al. 2003) a patří mezi nejdiskutovanější téma mezi odborníky napříč celou Evropou. Hybridizace byla potvrzena například ve Francii (O'Brien et al. 2009), Skotsku (Beaumont et al. 2001), Maďarsku (Pierpaoli et al. 2003), Itálii (Oliveira et al. 2008) a Německu (Hertwig et al. 2009).

Někdy se dokonce hovoří o hrozbě rozplynutí genetické diverzity druhu v genomu kočky domácí a tím zániknutí druhu jako takového (Rhymer et al. 1996). Ve Skotsku se diskutuje o tom, že zde již nezůstaly geneticky čisté kočky divoké, ale pouze hybridy, přestože k první hybridizaci mohlo dojít již v historickém období (Daniels et al. 1998).

Mezidruhová hybridizace je v praxi ztížena nebo znemožněna několika mechanismy. Ty mohou být jednak čistě fyziologické (jiné období rozmnožování), jednak se druhy mohou míjet na základě jiných časoprostorových nároků, nebo behaviorálních schémat. Vzhledem k nedávnému oddělení obou druhů však tyto bariéry nejsou v případě koček ještě dostatečné a v mnoha případech selhávají. Plodní hybridy pak mohou hrát klíčovou roli v další hybridizaci populace díky efektu zpětné introgrese (Beaumont et al. 2001). Vzhledem k jejich podobnosti k oběma druhům se nejspíše mohou s větší pravděpodobností křížit jak s divokými, tak domácími kočkami (Germain et al. 2008), přičemž fyziologické vlastnosti hybridů (říje) nejsou zatím dostatečně prozkoumány.

Co se týče fyziologických bariér, je známo, že samci kočky divoké jsou sexuálně aktivní pouze v zimě a na jaře, kdežto samice bývají v říji během přelomu zimy/jara a začátkem léta mohou přijít do říje podruhé, pokud se první vrh nezdařil (Condé & Schauenberg 1974, Corbett 1979). Samci kočky domácí jsou aktivní celý rok, samice pak mohou být v říji od ledna do srpna (Liberg & Sandell 1988).

Germain (2008) se snažil zjistit, zda existuje časoprostorový překryv v nikách kočky domácí, kočky divoké a jejich hybridů v severovýchodní Francii. Pomocí telemetrie a odlovu do živých pastí zkoumal rozdíly ve velikosti a využívání jejich teritorií. Zjistil, že velikost teritoria kočky divoké bývá větší, než u kočky domácí, ale velikosti teritorií hybridů se nelišila od velikosti teritorií kočky divoké. Domácí kočky měly malá teritoria s jádrem na

farmách, ale někdy se pohybovaly až do vzdálenosti 2,5 km. Vzdálenosti byly pozitivně ovlivněny teplotou, ale ne množstvím srážek. Velikost teritorií kočky domácí byla pozitivně ovlivněna velikostí jedinců (body mass) a sezonou (největší v létě, s žádnými rozdíly během jara, podzimu a zimy). Vzhledem k těmto poznatkům autoři došli k závěrům, že hybridizace bude pravděpodobnější v oblastech s mírnějšími zimami, na rozdíl od studenějších oblastí.

Je však známo, že v podmínkách, kde v zimě napadá vysoká sněhová pokrývka, se kočky divoké rovněž stahují do nižších nadmořských výšek (Mermod & Liberek 2002), a tak by toto pravidlo mohlo vykazovat efekt křivky převráceného U, tedy že hybridizace zde by byla opět větší.

Autoři se však domnívají, že křížení by mohlo omezovat především to, že kočka domácí se v zimním období (tedy období rozmnožování kočky divoké) drží v blízkosti lidí, uvnitř budov a nepronikají daleko do volné krajiny.

Anna Eichholzer studovala ekologické niky koček ve švýcarském pohoří Jura. Na základě 610 snímků koček z fotopastí, pořízených primárně za účelem sledování rysů mezi lety 2007-2009, zjišťovala, zda kočky divoké a domácí využívají prostředí podobně, nebo rozdílně. Data vyhodnotila pomocí softwaru Biomapper 3.2 (Ecological Niche factor Analysis -ENFA) (Hirzel et al. 2005) v němž byly zahrnuty proměnné jako například svažitost, expozice, nadmořská výška, vzdálenost k budovám a zpevněným cestám, vzdálenosti k lesům, loukám, polím a vodním zdrojům. Zjistila, že habitatová nika kočky domácí a divoké je téměř totožná. Kočky divoké byly pouze o málo častěji zastíženy ve vyšších nadmořských výškách, na svažitéjším terénu a dále od lidských sídel a luk, než kočky domácí.

Problematikou hybridizace se zabývalo vícero prací, které nezřídka došly k rozdílným závěrům, co se týče pravděpodobnosti křížení na lokální úrovni i jeho dopady na populaci. Většina prací už od začátku selektovala kočky s jiným než „divokým“ (mourovaným) zbarvením jako domácí kočky. Jediná práce, která studovala celou kočičí populaci na lokální úrovni je práce M. Danielse (2001) ze Skotska, který se snažil zjistit vztahy mezi jedinci různých fenotypů a najít rozdíly v jejich ekologických nárocích. Nerozlišoval tedy primárně kočky na domácí a divoké podle tradičního přístupu, který nemourované kočky automaticky zařazuje mezi domácí. Zjistil, že mezi fenotypovými formami neexistují žádné významné rozdíly v ekologických nárocích a v chování, které by jasně rozdělávaly kočky do dvou skupin.

Hybridizace působí celou řadu problémů jak pro právní tak i praktickou ochranu druhu. Situace ze Skotska odhaluje omezení, které přináší naše absolutistické chápání druhu v ochraně přírody. V případě takto hybridizovaných populací by bylo na místě chránit všechny jedince, kteří nesou zbytky původního genomu nejen kvůli zachování genetické diverzity, ale už z toho důvodu, že tito jedinci většinou plní stejnou, nebo téměř totožnou funkci na úrovni ekosystému či potravního řetězce (Daniels et al. 2001) a z praktického hlediska tak neexistuje důvod je nechránit nebo potírat. To se ovšem nemusí týkat populací, kde je stále velký rozdíl mezi domácími a divokými kočkami jak na genetické, tak na morfologické či ekologické úrovni. V těchto případech může být prioritní chránit určitou populaci od styku s domácími kočkami třeba už pro její geografickou, nebo genetickou jedinečnost v globálním měřítku.

1.5. Problematika rozlišování kočky divoké a kočky domácí

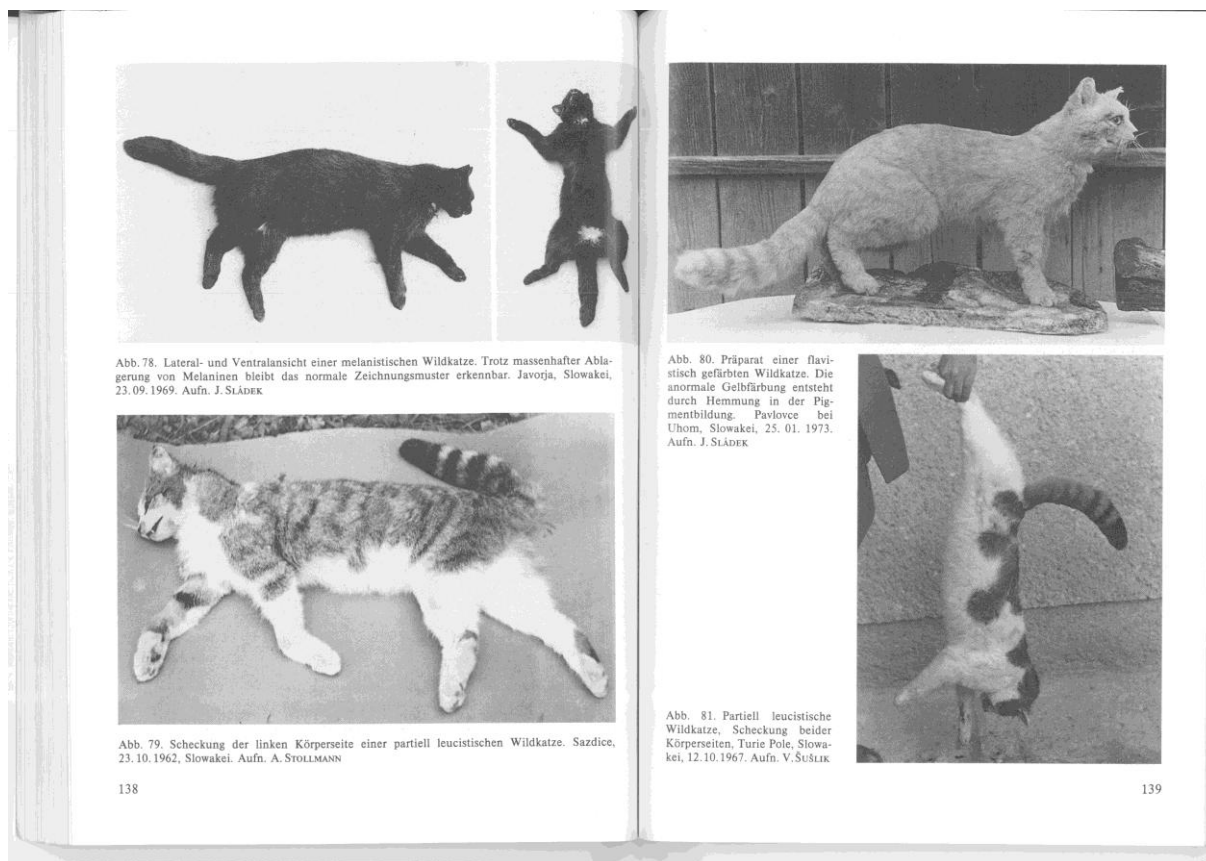
Determinace koček působí celou řadu problémů a je tématem mnoha studií jak morfologických, tak genetických. V poslední době došlo k velkému rozvoji genetických metod, což se promítlo do přístupu k výzkumu kočky divoké zásadním způsobem. Genetická analýza je obecně považována za nejspolehlivější metodu k determinaci tohoto druhu a to i přes to, že doposud nebyly objeveny žádné exkluzivní genetické znaky, které by příslušely pouze kočce divoké, nebo pouze kočce domácí. Je důležité uvědomit si, že jak morfologické tak genetické analýzy jsou stále postaveny na kvantitativních, ne kvalitativních znacích (Gehle & Herzog 2012).

Dalším velmi závažným tématem je skutečnost, že téměř všechny studie, ať už založené na genetice, nebo morfologických znacích na kostech či zbarvení srsti, ze studovaného vzorku předem vylučovaly kočky strakaté, rezaté, či černé, tedy ty, jejichž zbarvení je přisuzováno pouze domácím kočkám. Jedním z mála autorů, který zmiňuje tuto problematiku, je Sládek (Sládek 1976), který si všiml, že se v karpatské populaci, především na jejím západním okraji, vyskytují divoké kočky (určené na základě anatomických znaků) s částečně leucistickým, flavistickým a melanistickým zbarvením srsti (Obr. 8). Ty na první pohled vypadají jako kočky domácí. Zda se jedná o důsledek prokřížení populace s domácími kočkami, není vůbec samozřejmostí.

Kočka domácí je potomkem poddruhu kočky divoké plavé (*Felis silvestris lybica*). To může znamenat, že předpoklad, pro zbarvení všech domácích koček, nesl už jejich předek a kočky divoké jej stále nosí ve svém genomu. Díky přírodnímu výběru se však tyto geny téměř neprojevují, neboť v přírodě mohou být favorizováni jedinci pouze s mourovatým zbarvením, kdežto barevná různorodost kočky domácí se projevila díky umělé selekci až pod ochranou lidí.

Celá záležitost je tedy do značné míry kontroverzní a zasloužila by si nového, komplexního přístupu obzvláště v případě ochranné praxe.

Daniels (2001) jako první píše o tom, že oba tradiční druhy, tedy kočka divoká i domácí, by měly být považovány spíše za „cline“ divoce žijících koček, právě proto, že dosud nebyly specifikovány žádné exkluzivní znaky, jak na ekologické, tak genetické úrovni, které by mohly druhy spolehlivě odlišit. Ve světle této reality by mělo být na místě přistupovat nejen k managementu populace pod úrovní tradiční druhové ochrany.



Obr. 8: Kočky divoké s netypickým zbarvením srsti, určené na základě anatomických znaků (Sládek in Piechocki 1990)

Zůstaneme-li u morfologické determinace „mourovatých jedinců“ nejpraktičtější pomůckou pro rozlišení nám bude návod, který vypracoval Kitchener (2005) viz kapitola 2.1. Co se týče determinace na základě zbarvení srsti, jde o zatím nejpracovanější metodiku. Problémem však může být to, že se jedná o práci založenou především na vzorcích ze Skotska, kde žijí fenotypově a částečně také ekologicky jedinečné kočky divoké (*Felis silvestris grampia*)(Miller 1912). Ať už jde o důsledek hybridizace, nebo o efekt přírodního výběru, určité rozdíly například oproti karpatské populaci jsou zřetelné. Přenos této metodiky na determinaci západoevropských jedinců, tak může skýtat určité nedostatky.

Zbarvením koček divokých a domácích na vzorcích především karpatské populace se zabýval Spassov (1997), bohužel jeho výsledky nejsou zpracovány takovým způsobem, aby se daly srovnat s Kitchenerovou prací nebo na nich postavit podobnou determinační tabulku.

Studie fenotypových rozdílů napříč areálem by byly nejen zajímavým tématem dalších prací, ale také důležitým zdrojem informací pro poznání populační struktury, hybridizace a ekologických nároků různých subpopulací.

Testováním úspěšnosti determinace kočky divoké od domácí a jejich hybridů na základě zbarvení srsti se zabývala Anna Eichholzer (Eichholzer 2010). Pro svou studii využila 681 fotografií koček pořízených během let 2007-2009 jako vedlejší produkt monitoringu rysů v pohoří Jura ve Švýcarsku. Použila 25 fotografií koček se známou, geneticky potvrzenou, identitou (10 divokých koček, 10 domácích koček divokého zbarvení, 5 hybridů) a spojila je se 137 fotografiemi koček s neznámou identitou. Všechny fotografie pocházely z fotopastí a byly standardizovány tak, aby kočky na obrázku měly přibližně stejnou velikost. K výzkumu bylo přizváno 59 expertů, z nichž se zapojilo 39 lidí zahrnujících mysliveckou stráž a lovce z oblasti Švýcarské Jury a vědce z Německa, Švýcarska a Francie, kteří mají zkušenosti se studiem kočky divoké.

Výsledky ukázaly velký rozdíl v úspěšnosti determinace druhu mezi „nejlepšími“ a „nejhoršími“ experty. Nejlepší experti identifikovali 100% koček divokých, 80% koček domácích, ale neidentifikovali žádné hybridy. Naopak nejhorší účastníci identifikovali 40-60% hybridů správně, ale pouze 0-20% koček divokých a 10-20% koček domácích. Správnost určení druhu se celkově pohybovala od 5 do 18 s průměrem $11,03 \pm 3,47$ ($n = 25$). Přestože takto vypočítaná úspěšnost je celkově nízká, výsledky ukazují, že zkušený expert dokáže rozlišit kočku divokou od domácí ve většině případů. Signifikantní byl také rozdíl v úspěšnosti expertů znalých švýcarské populace kočky divoké oproti těm z jiných zemí, kvůli čemuž autorka navrhuje, aby byl fenotyp posuzován s přihlédnutím k regionálním zkušenostem. Obecně účastníci lépe identifikovali kočky domácí než kočky divoké ($p < 0.01$). Hybridy byli identifikováni nejhůře a většinou byli určeni jako kočka divoká. Tento poznatek potvrzuje mnohé jiné studie pojednávající o obtížnosti identifikace hybridů na základě morfologie (Rhymer & Simberloff 1996, Nussberger et al. 2007, Krüger et al. 2009). Může však znamenat také to, že fenotyp hybridů bývá podobnější fenotypu kočky divoké než kočky domácí. Studie nenašla souvislost mezi tím, jak si účastníci byli jistí svým úsudkem a úspěšností s jakou dokázali určit jedince na fotografiích

1.6. Prediktivní modelování

Kde se druhy vyskytují, a kde by se mohly vyskytovat, jsou dvě základní otázky v ochranářské praxi (Peterson & Dunham 2003), a také ve výzkumu ekologie druhů. S vývojem prediktivního modelování se významně zvýšila naše úspěšnost v hledání odpovědí.

Modelování v první řadě napomáhá detekci druhů, jejichž výzkum v terénu je obtížný (Pearce et al. 2001). Ve druhé řadě se využívá pro stanovení dopadů změn ve využívání krajiny, plánování reintrodukcí, nebo předvídání míst konfliktu s lidskými činnostmi (Johnson et al. 2004, Sawyer et al. 2006).

Habitatové modely jsou většinou založeny na presence/absence datech (Morrison et al. 1992, Boyce & McDonald 1999). Pro druhy, které byly na modelovém území vyhubeny, však taková data mnohdy nejsou k dispozici. V těchto případech se využívá takzvaného rule-based modelování, které místo matematických rovnic, které vypočítávají údaje přímo z presence/absence dat, využívá předem stanovená verbální pravidla. Ty bývají stanoveny na základě odborné literatury. Přesto, že je tento typ modelu někdy kritizován, mnoho studií potvrdilo jeho užitečnost (Knick & Dyer 1997, Schadt et al. 2002).

Tyto dva přístupy modelování na příkladě kočky divoké reprezentují následující studie z Německa a Rakouska.

Nina Klar (2008), vypracovala habitatový model z telemetrických dat 12 koček divokých monitorovaných na území o 150 km² v jihozápadním Německu. Studovaná oblast byla modelována jako rastrová mapa (1 ha/buňka) založená na Švýcarském koordinačním systému. Celkem 167 buněk obsahovalo fotopast. Do modelu byly integrovány čtyři typy ekologických proměnných: topografické proměnné zahrnující nadmořskou výšku, svažítost a expozici vůči světovým stranám, antropogenní proměnné zahrnující vzdálenost k jednotlivým stavením a zpevněným cest, habitatové proměnné zahrnující vzdálenost k lesu, k polím, loukám a hospodářsky nevyužívané vegetaci a hydrologická data jako vzdálenost k vodním tokům. Model byl ověřen nezávislými daty z oblastí, které nebyly součástí modelovaného území. Model ukázal, že se kočky divoké nejčastěji zdržují v lese a je pro ně důležitá blízkost k vodním zdrojům. Naopak vzdálenost udržovaná od sídel byla vypočítána na 900 m a od jednotlivých budov a komunikací na 200 m. Model nemohl ověřit jaká je nejmenší velikost souvislého lesního celku, nicméně z dostupných dat bylo zřejmé, že pro aktivní část dne si kočky divoké vybíraly louky v blízkosti lesních okrajů a v blízkosti vodních toků, které nabízejí větší abundanci drobných hlodavců, oproti interiéru lesa (Doyle 1990). Při odpočinku

pak vyhledávaly husté struktury uvnitř lesa. Vlhké lokality jsou často vyhledávány hryzcem vodním (*Arvicola terrestris*), kteří jsou vzhledem k velikosti těla výnosnou kořistí (Dieterlen 2005, Liberek 1999).

Modelováním habitatových preferencí pro kočky divoké v Rakousku se zabývala Sarah Friembichler (Friembichler 2010) ve své diplomové práci. Podle výsledků tohoto modelu poskytuje nejméně 44% rozlohy Rakouska vhodné podmínky pro výskyt kočky divoké s potenciální populací 950-1450 jedinců. Nejvhodnější oblasti jsou situovány na východě a severovýchodě Rakouska (Obr. 9). Velké, propojené oblasti se pak dají nalézt v jihovýchodním Štýrsku, v Hradsku a Dolních Rakousích. Vstupní data byla Corine land cover s rozlišením 1:100 000. Parametry, použité pro vytvoření modelu byly následující: druh krajinného pokryvu, vzdálenost k lesu, hodnota přírodě blízkého stavu v měřítku 1:50 000, trvání sněhové pokrývky a velikost plochy v souvislosti s populační ekologií druhu: alespoň 50 jedinců tvoří dočasně přežití schopnou populaci na území o 20 000 ha, alespoň 500 jedinců na území o 165 000 ha tvoří dlouhodobě přežití schopnou populaci (Obr. 10). Model byl ověřen 23 nálezovými daty od roku 1955 a zpracován v programu Esri ArcGIS 9.1.

Abb.32: Bewertung der Landnutzungsklassen und möglicher Wanderkorridore

Sehr geeignete Wanderkorridore (6)



Gut geeignete Wanderkorridore (5)



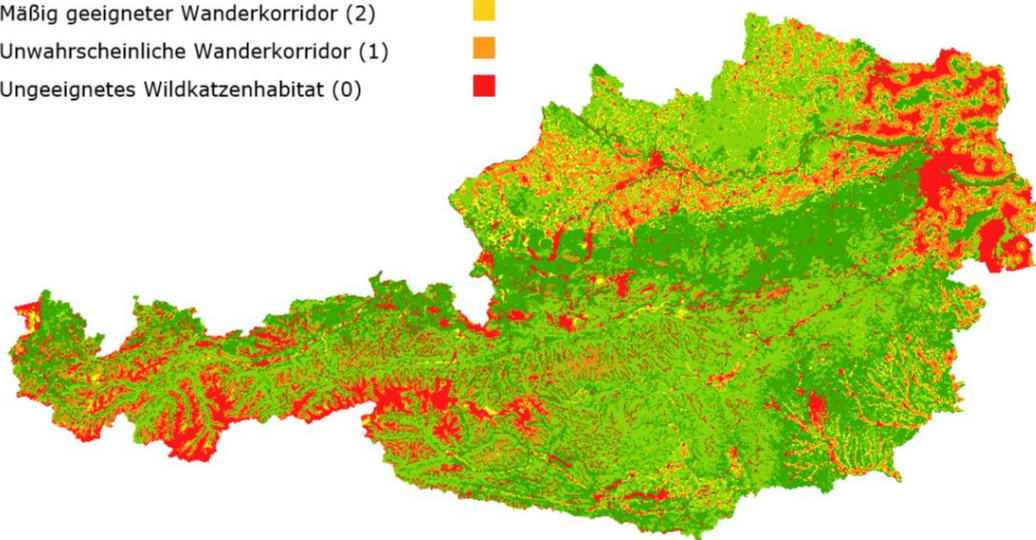
Mäßig geeigneter Wanderkorridor (2)



Unwahrscheinliche Wanderkorridor (1)



Ungeeignetes Wildkatzenhabitat (0)



Obr. 9: Potenciál krajiny pro výskyt kočky divoké v Rakousku. Zelená barva značí nejvhodnější oblasti pro výskyt druhu. (Friembichler 2010)

- Geeignete Flächen unter 1 000 ha und ungeeignete Habitats (1). ■
- Geeignete Flächen 1 000 ha – 10 000 ha (2) ■
- Geeignete Flächen 10 000 ha – 100 000 ha (3) ■
- Geeignete Gebiete mit einer Fläche über 100 000 ha (4) ■

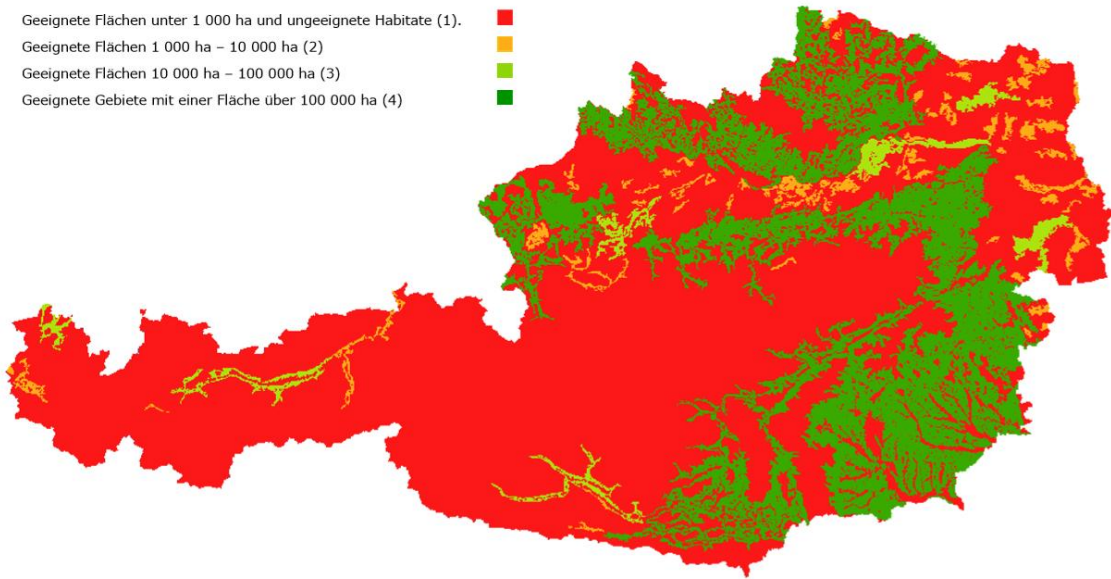


Abb.23: Bewertung der geeigneten Gebiete nach der Habitatsgröße.

Obr. 10: Potenciál krajiny pro výskyt kočky divoké v Rakousku vzhledem k velikosti souvislých ploch. Tmavě zelená barva značí vhodné celky o velikosti >100 000 ha. (Friembichler 2010)

1.7. Terénní metody ve výzkumu kočky divoké

1.7.1. Chlupové pasti

Chlupové pasti (anglicky hair snares) patří mezi oblíbené a často používané neinvazivní metody ve výzkumu savců. Efektivitou těchto metod pro studium kočkovitých šelem se podrobně zabývala Nashiela García-Alaníz (García-Alaníz et al. 2010).

Využití chlupových pastí je poměrně zažité a široce rozšířené. Na vzorcích získaných touto metodou staví mnohé studie (Hartmann et al. 2013, Raydelet 2009, Weber 2008). Jednodušší verzi této metody, a její úspěšnost, popisuje například Karsten Hupe (Hupe & Simon 2007). Tato verze metody spočívá v instalaci kolíků z neopracovaného dřeva se zdrsňným povrchem a aplikaci atraktantu. Atraktantem je tinktura z kozlíku lékařského (*Valeriana officinalis*) aplikovaná v neředěném stavu rozprašovačem na povrch kolíku. Kočky jsou tímto atraktantem přitahovány a navíc mají tendenci si látku vetřít do srsti. Díky tomuto chování pak na dřevěném povrchu kůlu ulpí jejich srst, která je následně odebrána k analýze. Kolík se po odebrání vzorku lehce opálí plynovým hořákem, což zaručí zničení zbytků srsti, aby se nekontaminovaly potenciální další vzorky na stejném kolíku.

Komplikovanější verzí je metodika, kterou vyvinula Julia Djabalameli a Kerstin Birlenbach (Djabalameli 2005). Tato metoda se od předchozího popisu liší v aplikaci atraktantu i v jeho složení. Atraktant, který se skládal jak z tinktury a ze sušených kousků oddenků kozlíku, tak z šanty kočičí (*Nepeta cataria*), která má podobné, možná známější účinky než kozlík. Tato směs je v perforované zkumavce umístěna do vyvrtaného otvoru ve dřevěném kůlu. Zkumavka má zaručovat ochranu atraktantu před deštěm.

Podrobný popis využití a účinnosti této metody k získání genetických vzorků a to i z oblastí s nízkou denzitou popisuje Katharina Steyer (Steyer et al. 2012). Během výzkumu na území Národního parku Kellerwald-Edersee, který probíhal v letech 2007-2011, získali celkem 37 vzorků srsti, z čehož 24 vzorků poskytlo dostatek genetického materiálu k analýze mitochondriální DNA (65% úspěšnost vzorkování). Kočku divokou identifikovali celkem v 25 případech na základě 3 různých haplotypů. Množství chlupů ve vzorcích však v některých letech neumožnilo analýzu mikrosatelitů, vzhledem k malému množství obsažené DNA. Pouze 18 vzorků z 24 obsahovalo více než 10 chlupů a mohlo být využito k náročnější metodě analýzy mikrosatelitů. Z celkového počtu aktivní působnosti chlupových pastí 35 300 dní, vypočetili úspěšnost 0,07/100 odchyťových dní, kterou považují za dostatečný důkaz

použitelnosti této metodiky i v oblastech s nízkou denzitou a popřípadě i v oblastech s prozatím neprokázaným výskytem. Pro svou studii použili následující postup. Dřevěné kůly 100×4,8×2,4 cm instalovali podél turistických cest dostupných automobilem s přihlédnutím k prostředí, které kočky divoké preferují, a kterým se vyhýbají. Celkem bylo nainstalováno 84 kolíků (36/2007, 68/2008, 84/2009-2011) na rozloze 5,700 ha. Oblast se nachází v nadmořské výšce 200-600 m n. m. s dominantní vegetací *Luzulo-Fagetum* a s absencí lidských sídel. Kontroly probíhaly v zimním období, s důrazem na období rozmnožování, od prosince do května s intervaly 7-10 dní podle povětrnostních podmínek. Efektivní se ukázaly nejvíce během února až dubna. Jako atraktant byl použit olej z kozlíku (Madaus GmbH, Cologne, Germany). Vzorky byly skladovány v plastických sáčcích spolu se silikagelem jako ochranou před vlhkostí. Kůly byly po odebrání vzorku opáleny plynovým hořákem. Kočky divoké byly na území NP vyhubeny na počátku 20. století a jejich výskyt na území parku nebyl zaznamenán celých 54 let od roku 1950. V roce 2000 dokonce proběhl pokus o odchyt těchto šelem s cílem zjistit, zda se na lokalitě vyskytují. Odchyťový pokus však byl neúspěšný. Až nález sraženého jedince a několik pozorování iniciovalo projekt s využitím chlupových pastí, které prokázaly opětovnou přirozenou repatriaci z okolních expandujících populací.

Úspěšnost a efektivitu této metody však zpochybnila studie ze Sicílie (Anile et al. 2012). Studie zaměřená na neinvazivní metodu s využitím fotografických pastí a dřevěných kůlů s atraktantem proběhla v období od 29. října 2010 do 28. prosince 2010 (60 dní). Celkem bylo nainstalováno 18 stanic, které se skládaly vždy z kamery a z dřevěného kůlu připevněného k patě stromu. Jako atraktant byl použit korek naložený po dobu 1 týdne do tinktury z kozlíku, umístěný do vyvrtaného otvoru v dřevěném kůlu. Kolíky byly kontrolovány jednou týdně a za celkovou dobu 1080 odchyťových dní zaznamenaly 44x kočku divokou na 13 stanicích a 2x kočku domácí. Úspěšnost fotografických pastí byla 1foto/24,5 odchyťových dní. Nicméně během výzkumu nezískali ani jeden vzorek srsti a z kamer nezaznamenali, že by kočky o atraktantjevily zájem. Neúspěch v získání vzorků srsti by mohl být odůvodněn nevhodným obdobím výzkumu, které se nekrylo s obdobím rozmnožování koček. V období rozmnožování, které připadá na únor-březen, reagují kočky divoké na atraktant spolehlivěji (Kery et al. 2011). Podobně jako na Sicílii byly s použitím kozlíku (*Valeriana officinalis*) neúspěšné ve Skotsku (Kilshaw & Macdonald 2011). Ve své práci se Kilshaw zmiňuje také o pokusu, ve kterém testovala účinnost různých atraktantů na kočkách divokých ze zoologických zahrad. Kilshaw zjistila, že kočky divoké reagovaly nejvíce na komerčně

vyráběný atraktant Wildcat lure #1 a bobří pižmo (castoreum). Na valerián a šantu nereagovaly. Stefano Anile (Anile et al. 2012) vznesl hypotézu o genetické predispozici k tomu, zda kočky divoké na kozlík reagují nebo ne. Genetické podmínění reakce na podobnou látku nepetalaktonu je prokázáno u šanty kočičí (*Nepeta cataria*) (Waller et al. 1969), kdy na šantu údajně reagují 2/3 populace kočky domácí.

1.7.2. Fotografické pasti

Fotografické pasti jsou přístroje se senzorem, který aktivuje fotoaparát, když se v poli senzoru objeví zvíře. Pořízená fotografie, nebo video pak mohou sloužit jako vědecký důkaz přítomnosti druhu na lokalitě a podat i další informace o stavu jedinců i celé populace. Fotografické pasti (dále fotopast) jsou relativně snadno ovladatelné přístroje, nenáročné na údržbu. Ceny fotopastí se díky vývoji technologií stávají čím dál přístupnější a různá vylepšení rozvíjí tržní nabídku. Více než dekáda uplynula od publikování zásadní práce (Karanth 1995), která se zabývala možností stanovení abundance a denzity tygrů s pomocí fotopastí. Od té doby vzniklo nespočet prací na toto téma, na jejichž základě byla vypracována podrobná rešerše shrnující metodologii používání fotopastí a analytické postupy vyhodnocování takto získaných dat (O'Connell et al. 2011). Použití fotopastí je široce oblíbené také ve výzkumu kočky divoké.

Testováním použitelnosti fotografií pořízených fotopastmi za účely mapování a monitoringu kočky divoké se zabývala Anna Eichholzer (Eichholzer 2010). Pro svou studii využila 681 fotografií koček pořízených během let 2007-2009 jako vedlejší produkt monitoringu rysů v pohoří Jura ve Švýcarsku. V první části se věnovala úspěšnosti, s jakou je možné determinovat tento druh na základě fotografií z fotopastí (viz kapitola 1.5).

Ve druhé části se s pomocí fotopastí zabývala také tím, zda existuje prostorová separace a rozdíly v habitatových preferencích mezi kočkou divokou a domácí. Jako vstupní data použila již zmiňované fotografie koček z rysího výzkumu, tedy 681 fotografií. Studovaná oblast zahrnovala území 2295 km² v Jurském pohoří, které je ovlivněno oceánským klimatem (roční úhrn srážek 1000-2000 mm) s nadmořskou výškou dosahující 1718 m n. m. Krajina je mozaikovitá s pastvinami zabírajícími 15-18% plochy a lesy (40-50%) s dominantním zastoupením buku (*Fagus sylvatica*). Fotografie koček byly posouzeny devíti nejlepšími experty z předchozí studie a na základě jejich úsudku byly vytvořeny dvě kategorie vzorků.

První kategorie byla kvalitativně náročnější na správné určení a zahrnovala jenom kočky divoké a domácí, na jejichž určení se shodli vždy všichni experti. Ve druhé kategorii byli bráni v potaz jen jedinci, na kterých se vždy všichni experti shodli, že jde buď o kočku divokou nebo hybrida, nebo podobně, že jde buď o kočku domácí, nebo hybrida. První kategorie tak poskytla vzorek 46 divokých koček a 493 koček domácích (22 určených geneticky, 471 zřetelně určených podle přítomnosti obojku, skvrnitého zbarvení apod.). Druhá kategorie poskytla vzorek 62 koček divokých a 505 koček domácích (34+471). Prostorová segregace byla testována za použití kontingenční tabulky a χ^2 -testu (Pielou 1961). Na základě těchto testů nebyla dokázána žádná míra segregace ve využití prostoru mezi kočkou divokou a domácí.

Pro zjištění, zda existuje rozdíl v habitatových preferencích byla využita „Ecological-Niche Factor Analysis“ (ENFA) zvláště pro první a druhou kategorii vzorků. Závěrem celé studie bylo zjištění, že kočky divoké a kočky domácí využívají ve volné krajině téměř stejnou ekologickou niku. Rozdíly ve využití ekologické niky byly slabě identifikovatelné pouze na základě analýzy vzorků z první kategorie. Na základě dat z první kategorie vzorků se zjistilo, že kočky divoké byly častěji vyfotografovány ve vyšších nadmořských výškách a na strmějších svazích, což může souviset například s nižší sněhovou pokrývkou na těchto svazích. Dále byly foceny ve větší vzdálenosti od luk, což odporuje dřívějším poznatkům (Klar et al. 2008). Protože design výzkumu byl původně zaměřen na rysa a nezahrnoval tak všechny dostupné habitaty, není možné analýzu pojmout jako model optimální habitatové preference kočky divoké ani kočky domácí. Získaná data pro oba druhy lze pouze porovnat mezi sebou.

I přesto, že druhy mohou sdílet stejnou niku, nemusí to ještě znamenat, že mezi nimi neexistuje jiná, například časoprostorová, separace (Biro et al. 2003, Germain et al. 2008).

Využití fotopastí pro stanovení velikosti populace kočky divoké jako první zkoumal Stefano Anile (Anile et al. 2010). Ve své studii se mu podařilo využít metodu zpětného odchytu a jedinečné zbarvení srsti ke stanovení denzity druhu v oblasti sopky Etny. Ke studii bylo využito 11 fotopastí instalovaných ve dvou sousedících liniích s průměrným rozstupem 1168 ± 257 m a s vyrovnávací zónou v rozsahu 500 m od každé fotopasti, udržující stejnou hustotu fotopastí na celé studované ploše (962 ha). Konkrétní místa fotopastí byla vybrána na základě předchozích nálezů kočičího trusu. První linie s pěti fotopastmi byla aktivní 2 měsíce v období 16. 4. - 16. 6. 2007, druhá s šesti fotopastmi byla aktivní následující měsíce 16. 6. -

16. 8. 2007. Během 671 odchyťových dní, bylo ze 7 fotopastí pořízeno 27 fotografií koček divokých, 9 rozdílných jedinců. Úspěšnost byla 1foto/25 odchyťových dní, pravděpodobnost $P=0.27$. Získaná data byla vyhodnocena v programu CAPTURE (White et al. 1978), který vypočítal denzitu na $0.93 \pm 0.13 /100$ ha. Tato denzita je větší než údaje zjištěné v dosavadních studiích zabývajících se denzitou kočky divoké. Takovýto výsledek může podle autorů znamenat například to, že použití fotopastí je vhodnější oproti odchytu do pastí, kdy dochází ke každodennímu rušení zvířat na lokalitě. Dále je nemožné zachytit více zvířat na jedné stanici vzhledem k tomu, že spuštěná past je už plná (nebo neaktivní) a další zvíře tak nemůže být chyceno. Vliv však může mít také množství potravních zdrojů, nebo kvalita prostředí. Autoři doporučují použití dvou fotopastí na jedné stanici, které umožňuje rozlišit více zvířat. Při použití jedné fotopasti je možné většinou rozlišovat jen zvířata vyfotografovaná ze stejné strany, což může teoreticky snížit efektivitu monitoringu až o polovinu.

Použití dvou fotopastí umístěných proti sobě doporučuje i další studie zabývající se využitím fotopastí ke stanovení denzity kočky divoké v severovýchodním Skotsku. Kerry Kilshaw a David Macdonald (Kilshaw et al. 2011) se ve své studii zaměřili na ověření a optimalizaci metodiky fotografických pastí ke stanovení denzity ve vybrané oblasti.

Fotopasti byly nastaveny na využití blesku, který umožňuje pořízení barevných fotografií za tmy. Barevné fotografie jsou v tomto případě vhodnější, protože usnadňují rozlišení individuálních znaků jedince. Černobílé fotografie pořízené na základě infračerveného světla, které bývá často součástí fotopastí, mají menší kvalitu snímku. Kilshaw doporučuje použití vždy dvou fotopastí na jednom místě (stanici), směřovaných proti sobě, s malým vzájemným odklonem, který zajišťuje dvojitý úhel snímání procházejícího jedince, jednou více zepředu, podruhé více zezadu. Takto umístěné fotopasti zajistí co nejlepší zachycení všech částí zvířete, které tak může být lépe identifikovatelné. Nejvhodnější výška instalace fotopastí se ukázala být mezi 20-80 cm se vzdáleností mezi fotopastmi v rozmezí 2,8-6,1 m. Konkrétní místa pro instalaci fotopastí byla vybrána na základě pozorování potenciální kočky divoké, nebo v blízkosti králičích nor a latrín. V místech, kde se tyto nenacházely, vybírali autoři místa, kde našli trus kuny lesní (*Martes martes*), která má podobné habitatové nároky jako kočka divoká (Ballhary & Daniels 1993, Birks et al. 2005). Fotopasti byly většinou umístěny na zvířecích pěšinách, nebo v místech tvořících zúžení, přirozeně směřující procházející zvířata do jednoho místa. Jednotlivé stanice tvořily síť s uzly méně než 1,5 km od sebe. Tato vzdálenost byla stanovena na základě průměrného teritoria ($1,72-1,75 \text{ km}^2$)

(Corbett 1979, Daniels 1997). Kolem každé stanice bylo v okruhu 0,25 km² prozkoumáno okolí s cílem nalézt pobytové znaky jako je trus, otisky stop, obydlené nory nebo škrábance na kmeni stromů, kterými si značí teritorium a zároveň si tak brousí drápy.

Výzkum běžel na stejném místě ve třech po sobě následujících měsících za použití 20 fotopastí (celkem 1960 odchyťových nocí). První etapa (4. 2. – 24. 3.) využívala pouze fotopastí, bez použití návnady. Druhá (26. 3. – 25. 4.) využívala návnady, jíž byl bažant nebo koroptev, připevněné drátem ke stromu ve výšce 60-80 cm. Návnada nejen že zvýšila úspěšnost zachycení koček v terénu z 0.9/100 odchyťových nocí na 2.3/100 odchyťových nocí, ale také umožnila zachytit zvíře v pozici, kdy se natahovala pro návnadu a tak odkryla důležité znaky na zádech a hlavě. Ve třetí etapě (26. 4. – 19. 5.) bylo využito Valeriánu a chlupových pastí. Během etapy, kdy bylo použito Valeriánové návnady, nebyly vyfoceny žádné kočky. Z toho důvodu autoři vznesli hypotézu o možném odpudivém účinku této návnady. Žádná kočka také nebyla vyfocena během období vydatného sněžení (sněhová pokrývka > 10 cm), přestože jiné druhy zachyceny byly např. kuna lesní (*Martes martes*).

Z celkového počtu 3000 fotografií, byl v 1019 případech zachycen živoch. Z tohoto množství bylo zaznamenáno 13 různých divoce žijících koček. Na základě metodiky podle Kitchenera (Kitchener et al. 2005), byly identifikovány 4 kočky divoké, 7 hybridů a 2 jedinci zůstali neurčení. K výpočtu pravděpodobnosti odchyty a abundance byl použit program SPACECAP (Singh et al. 2010) pro který dostačuje 10-15 jedinců a 3-5 opakovaných odchyťů. Protože během výzkumu byly odchyceny pouze 4 kočky divoké, denzita byla vypočítána pro všechny kočky vyfocené během obou etap dohromady a vyšla na 28,75 jedinec/100 km².

V závěru práce autoři doporučují použití nejméně 20 fotopastí pro výzkum abundance a denzity. Tato hranice ještě umožňuje splnit minimální odchyťovou pravděpodobnost 0,1 pro všechny jedince koček na lokalitě. Jako nejkratší dobu výzkumu stanovují 60 dní a vzdálenost mezi stanicemi 1-1,5 km. Doporučují použití dvou fotopastí na jednom místě, přestože většina koček z jejich výzkumu byla zachycena jen jednou fotopastí, z čehož usoudili, že kočky byly vyplašeny bleskem z první fotopastí a místo aby pokračovaly v trase, obrátily se na útěk. Ostatní zvířata podobné velikosti např. jezevec lesní (*Meles meles*), liška obecná (*Vulpes vulpes*) se podařilo zachytit oběma fotopastmi a tak existuje možnost, že použití blesku kočky ve skutečnosti plaší.

1.7.3. Stopování

Stopování ve sněhu a sběr exkrementů často předchází dalšímu výzkumu s využitím fotopastí, chlupových pastí nebo odchyťových zařízení (Potocnik et al. 2002, Anile et al. 2012). Jen výjimečně jsou pobytové znaky využity jako důkaz výskytu druhu na lokalitě (Okarma et al. 2002) a to z toho důvodu, že se dají snadno zaměnit se stopami kočky domácí a neposkytují tak dostatečně věrohodný důkaz. Otisk stopy kočkovité šelmy je poměrně dobře rozeznatelný od otisků stop psovitých šelem, přičemž stopa rysa (*Lynx lynx*) je vzhledem ke své velikosti nezaměnitelná se stopami kočky domácí a divoké. Rozlišení divoké a domestikované formy je však problematické, protože hlavní charakteristikou je velikost stopy, která je 3,5 - 4,5 cm dlouhá a 4 cm široká u kočky divoké a o 1 cm menší u kočky domácí (2,5-3,5 × 3 cm) (Bouchner 1990). Tvarové znaky, jako je oválnější tvar prstových mozolů a dvojitý vrchol dlaňového mozolu u kočky divoké, na rozdíl od kulatějších prstových mozolů a trojúhelníkového tvaru dlaňového mozolu u kočky domácí (Bouchner 1990) jsou pravděpodobně nespolehlivé a je možné, že tyto znaky závisí na velikosti stopy, respektive jedince. Při identifikaci otisků stop se tedy lze řídit pouze relativní velikostí stopy a charakterem prostředí, ve kterém byly stopy nalezeny. Ani velká vzdálenost od lidských sídel a přírodně zachovalé lokality však nezaručují, že se zde nezatoulala domácí kočka.

V některých případech, kdy stopování předchází vizuální identifikace jedince, je však stopování tím nejlepším způsobem, jak studovat chování i prostorové nároky druhu. V mnohých případech se tak pomocí stopování v zimních měsících dá dosáhnout podobných výsledků, co se týče abundance a teritoriálního chování, jako při monitorování pomocí fotopastí (Kutal 2014), nebo nákladné telemetrie, která navíc patří mezi invazivní metody. Každá metoda však disponuje klady a zápory a je tak nejlepší různé terénní metody kombinovat.

Jednou z možností jak ke stopování přistupovat systematicky, je vytvoření speciálních ploch tzv. track station. Track station mohou mít různý podkladový materiál (Long et al. 2008). Takovým přírodním materiálem může být například písek, jíl, říční usazeniny apod. Mezi uměle připravené plochy patří okouřená aluminiová deska, deska nastříkaná křídovo-alkoholovou suspenzí, kinografický papír s barvicím médiem, obyčejný inkoust a papír, biofoam apod. (Hlaváčová 2009) Některá média je nutné zastřešit, některé se dají použít i bez zastřešení. Takovéto stopovací plochy se dají vytvořit na přirozených pohybových trasách zvířat, nebo se k nim zvířata lákají pomocí návnady.

1.7.4. Monitoring trusu

Jednou z možností jak monitorovat kočky divoké je věnovat v terénu pozornost jejich trusu. Sběr trusu je poměrně rozšířenou metodou při studiu savců. Klasická metodika se zabývá především sběrem trusu pro další rozборы, např. potravní analýzy a dnes čím dál více pro genetické analýzy. Trus však může sloužit primárně také jako důkaz o přítomnosti druhu a pouhý jeho monitoring může přinést cenné informace. Monitoring trusu použili španělští odborníci (Lozano et al. 2013) při zjišťování populačního trendu kočky divoké a jeho souvislostí s dynamikou populací králíků. Autoři jako první prezentují „scat survey“ jako praktickou metodiku a vyzdvihují její přednosti v podobě nízkých nákladů a vysoké spolehlivosti. Monitoring trusu může přinést data nejen o dynamice populací, ale také o habitatových preferencích druhu, jeho chování i interakci s jinými druhy jako je kočka domácí, liška obecná, kuna nebo jezevec, se kterými kočky tvoří potravní gildu mikrotivorů.

V pracích jiných autorů se trus většinou musel podrobit genetické analýze, aby se dalo určit, zda patří kočce domácí, divoké, nebo lišce apod. Lozano (2013) však kritizují přeceňování této finančně nákladné metody, neboť se například nezdá stává, že trus kočky tzv. přeznačuje liška, což zkresluje výsledky analýzy. Autoři tvrdí že ke spolehlivé (až 100%) determinaci trusu jim stačily jejich mnohaleté terénní zkušenosti.

Podle autorů má trus koček charakteristické vlastnosti a v terénu je jeho záměna nepravděpodobná, neboť v místech sympatrického výskytu, kočky domácí trus zahrabávají, aby zmenšily šance střetnutí se silnější divokou kočkou. Lozano (Lozano et al. 2003) a Urrea (Lozano & Urrea 2007) zjistili, že pouze kočka divoká zanechává trus na pěšinách a exponovaných místech jako např. na trsech trávy.

Toto potvrzuje i práce Corbetta (1979) ze Skotska, který zjistil, že 68 studovaných koček domácích trus zahrabávalo téměř vždy, a v případě že ne, tyto byly nalezeny na jiných místech, než je typické pro kočky divoké.

Při rozlišování trusu od lišek, kuny nebo jezevce se stačí držet tvaru, velikosti, pachu a složení trusu. V případě rozlišování trusu se autoři drželi doporučení Corbetta (1979), a za trus kočky divoké nepovažovali takový, který byl delší 6,1 cm s průměrem menším 1,4 cm.

Studium populační hustoty či dynamiky by mohli ovlivnit mladí dispergující jedinci. Ti však podle autorů trus rovněž nenechávají na exponovaných místech, což je typické pouze pro rezidentní jedince.

Úspěšnost monitoring trusu ovlivňuje počasí. Při systematickém monitoringu trusu je dobré vybrat období s podobnými klimatickými podmínkami (jaro, podzim), aby se předešlo rozdílům způsobených různou rychlostí degradace trusu a různou pravděpodobností při nalezení trusu.

„Scat survey“ byl zpochybněn z důvodů možného nesprávného určení (Davison et al. 2002, Harrington et al. 2010). Jiné práce naopak potvrdily, že se zkušenostmi lze trus spolehlivě identifikovat a využít jej k různým studiím (Webbon et al. 2004, Prugh & Ritland 2005, Piñeiro et al. 2012).

1.7.5. Odchyt do pastí

Přestože odchyt do pastí nepatří mezi neinvazivní metody, je častým nástrojem výzkumu. Odchyt do pastí je nutným předpokladem pro podrobné studie založené na dálkové telemetrii konkrétních jedinců (Germain 2008, Mermod & Liberek 2002). Kočka divoká se také často chytá do pastí nastražených pro rysy (Dötterer & Bernhart 1996). Metodikou odchytu malých kočkovitých šelem se zabývalo jen málo studií (Mowat et al. 1994, Nybakk et al. 1996). Podrobně se o odchytu kočky divoké rozepisuje Hubert Potočnik ze Slovinska (Potocnik et al. 2002).

Pro odchyt koček a rysů v Dinárských horách použil klecových průchozích pastí s padacími dveřmi na obou koncích, uvolněných po sešlápnutí plechu uprostřed pasti. Plech byl zamaskován jehličím, které na rozdíl od hlíny či lesní hrabanky nenasává vodu, což je důležité proto, aby se past nespustila za deště. Před nášlapnou plochou byly různě naskládány větvičky, které měly procházející zvíře motivovat ke šlápnutí na plochu bez větviček, což byla ve skutečnosti nášlapná spoušť. Pletivo s oky 4×4 cm usazené v kovovém rámu tvoří klec o rozměrech 160×70×70, popřípadě 180×80×70. Velikost ok v pletivu a dřevěná podlaha pasti snižují riziko poranění drápů, zubů apod. Vrchní odnímatelná část byla zajištěna šesti dřevěnými proutky (průměr 10-12 mm) tak, aby se silnější zvíře, které není předmětem výzkumu (např. medvěd), dokázalo vyprostit. Při odchytu nebyla použita žádná návnada z toho důvodu, aby se snížila pravděpodobnost odchytu medvědů a dalších zvířat. Pasti byly umístěny na předem vytipovaná místa, na základě stopování cílových druhů. Jednalo se vždy o cesty nebo pěšiny kudy zvířata chodí, zatarasené větvemi tak, aby zvířata směřovala rovnou do pasti. Vzdálenost mezi pastmi se pohybovala v rozmezí 550-2200 m. Pasti byly

nainstalovány v období srpen-listopad a únor-březen, tedy mimo období, kdy samice kojí a vychovávají mláďata. Každá past byla vybavena radiovým vysílačem (stejným jako se používá na telemetrii), který byl při spuštění pasti odpojen od baterie a tudíž přerušil vysílaný signál. Signál byl kontrolován na dálku nejméně dvakrát denně ráno a večer. Toto opatření výrazně šetří čas, který je jinak zapotřebí na kontrolu pastí a snižuje negativní vliv pohybu člověka na lokalitě.

Zvířata byla uspaná pomocí Ketamin hydrochlorid (Ketalar) v kombinaci s medetomidin HCl (Domitor). Jako protilátka byl použit atipamezol HCl (Domitor). Látka byla injektována ručně do svalové hmoty. Po špatných zkušenostech s dálkovou aplikací se přešlo na ruční injekci, k čemuž bylo zapotřebí pístu z plechu, který kočku uvnitř klece opatrně přitlačil na jednu stranu a tak znehybnil, aby se dala látka aplikovat. Po upevnění telemetrického obojku a dalších nezbytných manipulacích (zvážení, změření, tetování ucha, prohlídka na kožní parazity, odebrání genetického vzorku apod.) bylo zvíře umístěno zpět do klece do úplného probudění z anestezie, aby se předešlo úrazům či ohrožení ještě omámeného zvířete.

Během 519 odchyťových dní bylo odchyceno 9 koček divokých (7 samců a 2 samice) do 5 z 6 pastí s celkovou úspěšností 1/58 odchyťových dní. Sedm z devíti koček bylo odchyceno v rozmezí plus mínus tři dny kolem úplňku, což naznačuje, že odchyťová úspěšnost koreluje s lunárním cyklem. Úplněk, respektive měsíční svit pravděpodobně nepřímo ovlivňuje aktivitu koček v závislosti na aktivitě drobných hlodavců. Silnou korelaci mezi aktivitou myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) a aktivitou kočky divoké popsal Artois (Artois 1985). Kočky divoké mají dvojí strategii lovu, pohyblivou a stacionární. Buď na kořist náhodně narazí při procházení teritoria, nebo na kořist číhají (Kitchener 1991). Zvýšená aktivita kořisti by tak měla snížit aktivitu koček a snížená aktivita kořisti by měla aktivitu koček zvyšovat. Snížení aktivity v období úplňku jak za dne, tak v noci, bylo pozorováno u hraboše (*Microtus oeconomus*) (Halle 1995) i u dalších drobných hlodavců (Clarke 1983, Lima & Dill 1990, Daly et al. 1992). Souvislost lunárního cyklu a pohybové aktivity byla popsána také u rysa (Beltrán & Delibes 1994).

Za použití výše popsaného postupu je odchyt do pastí účinnou metodou, s malým rizikem poranění zvířete.

1.7.6. Rozbor výstelky ptačích hnízd

Mezi další neinvazivní metodu jak zjistit přítomnost určitého druhu savce na vybrané lokalitě může být na první pohled těžko uvěřitelná metoda rozboru výstelky ptačích hnízd. Ptáci využívají k vystlání svých hnízd různého materiálu, ve velkém množství využívají také zvířecí srsti. Zvířecí chlupy disponují znaky, podle kterých mohou být zařazeny do různých taxonomických skupin (Day 1966, Blazej et al. 1989, Tóth 2003).

Mária Tóth (Tóth 2008) je první kdo se zabýval efektivitou metody rozboru výstelky ptačích hnízd a kdo na základě této metody detekoval také výskyt kočky divoké v Maďarsku. Materiál pro tuto studii byl sbírán celkem na 4 lokalitách rozdílných biotopů v Maďarsku. Lokality zahrnovaly dubohabrové lesy, lesní ekotony, břeh řeky i stepní oblasti. Studovaná oblast pokryla 30% Északi-középhegység (Bukové hory). Protože většina ptáků nevyužívá hnízd z předchozí hnízdní sezóny, ale staví si hnízda nová, mohou být celá hnízda odebrána k pozdějšímu rozboru. Hnízda byla sbírána po hnízdní sezóně po opadání listů ze stromů a uchovávaná v papírových, nebo plastových sáčkích. Na jedné lokalitě byly sbírány také výstelky hnízd z umělých budek. V tomto směru se ukázaly nejefektivnějšími sběrateli zvířecích chlupů sýkory (Paridae), jejichž hnízda obsahovala běžně chlupy 2-5 druhů savců v jednom hnízdě. Podle Henze a Zimmermanna (1969) využívá savčí chlupy pro výstelku hnízda ze všech sýkor nejvíce sýkora koňadra (*Parus major*). Hnízda/výstelky byla sbírána podél transektů v letech 2002-2006 a celkem jich bylo na všech lokalitách nasbíráno 3837. Do projektu byli zapojeni mnozí studenti i amatérští ornitologové.

Prvním krokem po sběru hnízd je jejich vysušení jako prevence před hnitím. Poté jsou hnízda zmrazena po dobu jednoho týdne při teplotě $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, aby se usmrtili paraziti, kteří jsou běžnou součástí hnízd. Jelikož zmrazení někdy není dostačující pro vyhubení blech, může být využito vaty saturované v chloroformu umístěné spolu s hnízdem v hermeticky uzavřeném sáčku po dobu víc jak jednoho dne. K rozebrání hnízda je doporučeno použití pinzety a masky, která zabrání inhalaci prachu a především pak rozfoukání vzorků dechem pozorovatele.

Detaily k mikroskopování potřebné k určení taxonu byly zpracovány v mnoha pracích, jelikož se však mohou v detailech odlišovat na základě různých fenotypů ovlivněných heterogenitou prostředí v rámci jednoho areálu, je doporučeno držet se příruček vytvořených v rámci regionu. Atlas chlupů evropských savců s důrazem na západní Evropu podrobně zpracovává B. J. Teerink (1991). V mnoha případech mohou chlupy posloužit také jako genetický vzorek díky zachovaným folikulům.

Výsledkem studie byla identifikace 27 druhů savců. Zajímavý je výsledek, který dokazuje efektivitu i při relativně malém počtu nalezených hnízd. Na první lokalitě bylo sebráno celkem 26 hnízd během let 2002-2004, z nichž jen 9 obsahovalo chlupy, a přesto z nich bylo identifikováno 10 druhů savců včetně šakala obecného (*Canis aureus*). Na druhé lokalitě stepního charakteru s rozsáhlými pastvinami, bylo sebráno 21 hnízd, z nichž 7 obsahovalo chlupy 7 savců včetně sysla obecného (*Spermophilus citellus*). Na třetí lesní lokalitě bylo vybráno 27 hnízdních budek, z nichž 18 obsahovalo chlupy 10 druhů savců, mezi nimiž byla již zmiňovaná kočka divoká (*Felis silvestris*), plšík lískový (*Muscardinus avellanarius*) a rejsek nebo bělozubka (*Sorex / Crocidura*). Poslední lokalita, ze které pochází zbývajících 3572 hnízd a výsterek ze 191 budek, prokázala výskyt 20 druhů savců včetně takových jako je vlk (*Canis lupus*), rys (*Lynx lynx*), plch velký (*Glis glis*), norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), netopýr (*Nyctalus* sp.) a vrápenec (*Rhinolophus* sp.). V mnoha případech jsou počty chlupů malé pro stanovení signifikantního rozdílu kvantitativních znaků a nemohou tak sloužit k určení do nižších taxonomických jednotek. Identifikace chlupů do vyšší taxonomické jednotky se ve zmiňované studii podařilo v 70 % případů. Do druhu se podařilo spolehlivě zařadit 30 % vzorků.

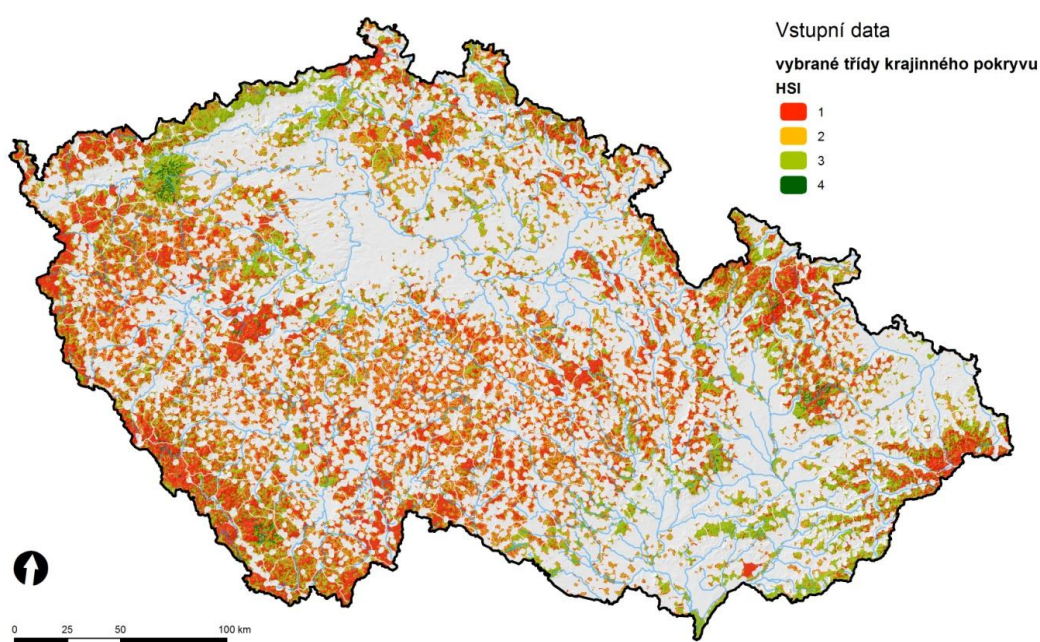
2. Materiál a metodika

2.1. Design habitatového modelu

2.1.1. Vstupní data

Pro charakteristiku habitatu bylo využito databáze CORINE Land Cover, volně dostupné pro většinu zemí EU. CORINE je program iniciovaný Evropskou Unií v roce 1985 jako nástroj pro koordinované shromažďování informací o životním prostředí. Klíčovou součástí CORINE je mapový podklad krajinného pokryvu v rozlišení 1:100 000. Celkem je rozlišováno 44 kategorií v hrubém měřítku (nejmenší jednotka 25 ha a minimální šířka protáhlého elementu 100m) na základě družicového snímkování (Landsat 5, Thematic Mapper).

Vrstva krajinného pokryvu CORINE 1:100 000 je základní vrstvou modelu. Pro modelování byly vybrány pouze ty, v ČR a na Slovensku dostupné, CORINE kategorie, které může kočka divoká využívat (Obr. 12). Tyto kategorie pak byly individuálně obodovány (1-4 HSI) podle stanovených pravidel (Tab. 2), kdy 4 HSI značí nejhodnotnější habitat pro výskyt kočky divoké. Kategorie, na kterých se kočky divoké vyskytovat nemohou (1.1. Městská zástavba, 1.2. Průmyslové, obchodní a dopravní oblasti, 1.3. Doly, skládky a staveniště, 1.4. Oblasti zeleně a rekreační oblasti, 5. Vody), dostaly přiřazenu hodnotu 0 HSI.



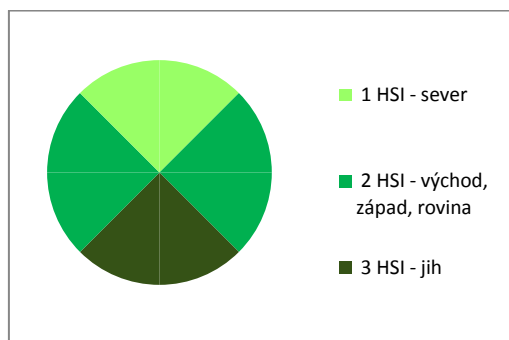
Obr. 12: Vrstva typů krajinného pokryvu obodovaného na základě daných pravidel (Tab. 2)

| CORINE land cover kategorie | Body/HSI | do 300m od lesa | 300-500m od lesa | 500-800m od lesa | >800m od lesa | Do 900m od měst | do 200m od silnice 1-3. tridy |
|---|----------|-----------------|------------------|------------------|---------------|-----------------|-------------------------------|
| 2.1.1. orná půda | | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2.2.1. vinice | | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2.2.2. sady, chmelnice, zahradní plantáže | | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2.3.1. louky a pastviny | | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2.4.1. jednoleté a trvalé kultury | | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2.4.2. směsice polí, luk a trvalých plodin | | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2.4.3. zemědělské oblasti s přirozenou vegetací /zem ležící ladem | | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3.1.1. listnaté lesy | 3 | | | | | 0 | 0 |
| 3.1.2. jehličnaté lesy | 1 | | | | | 0 | 0 |
| 3.1.3. smíšené lesy | 3 | | | | | 0 | 0 |
| 3.2.1. přírodní louky | | 4 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 3.2.2. stepi a křoviny | | 3 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 3.2.4. nízký porost v lese | | 3 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 3.3.3. řídká vegetace | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 4.1.2. rašeliniště | | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |

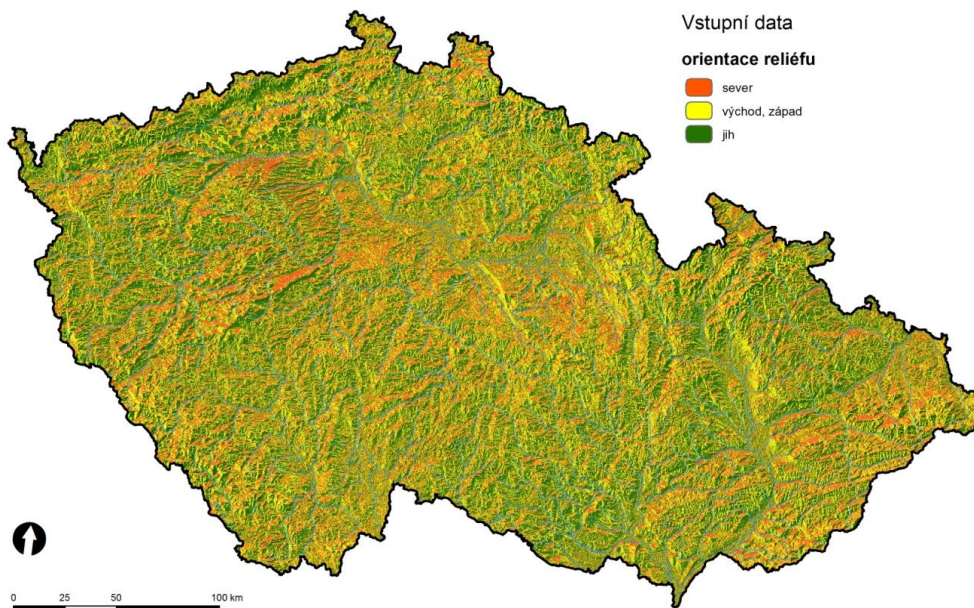
Tab. 2: Tabulka s bodovým hodnocením krajinných pokryvů ve vztahu k zadaným pravidlům. 4 body značí nejvyšší hodnotu prostředí.

Pravidla týkající se vzdáleností od lesa, sídel a komunikací, byla převzata z poznatků německého modelu habitatových preferencí (Klar et al. 2008) založeného na velkém množství dat (13 000 lokací 12 jedinců) získaných pomocí telemetrie. Vzdálenosti, které kočka divoká nepřekračuje při pohybu v otevřených prostorách (louka, pole) byly přejaty ze souvisejícího modelu testujícího disperzní cesty kočky divoké v německé krajině (Klar et al. 2012).

Další důležité proměnné vstupující do habitatového modelu byly odvozeny z digitálního modelu reliéfu (DEM SRTM, 2014), o velikosti pixelu 100m. Kromě nadmořské výšky byla derivována vertikální heterogenita reliéfu, vyjádřená směrodatnou odchylkou nadmořské výšky, a dále expozice reliéfu vůči světovým stranám (Obr. 14). Každá světová strana byla ohodnocena pro svou výšeč 90 stupňů (Obr. 13). Jižní expozice tak v modelu nabývá nejvyšší hodnoty 3 HSI, zatímco severní, expozice pouze hodnoty 1 HSI. Východní a západní expozice pak nabývají neutrální hodnoty 2 HSI. Rovina nabývá rovněž hodnotu 2 HSI.

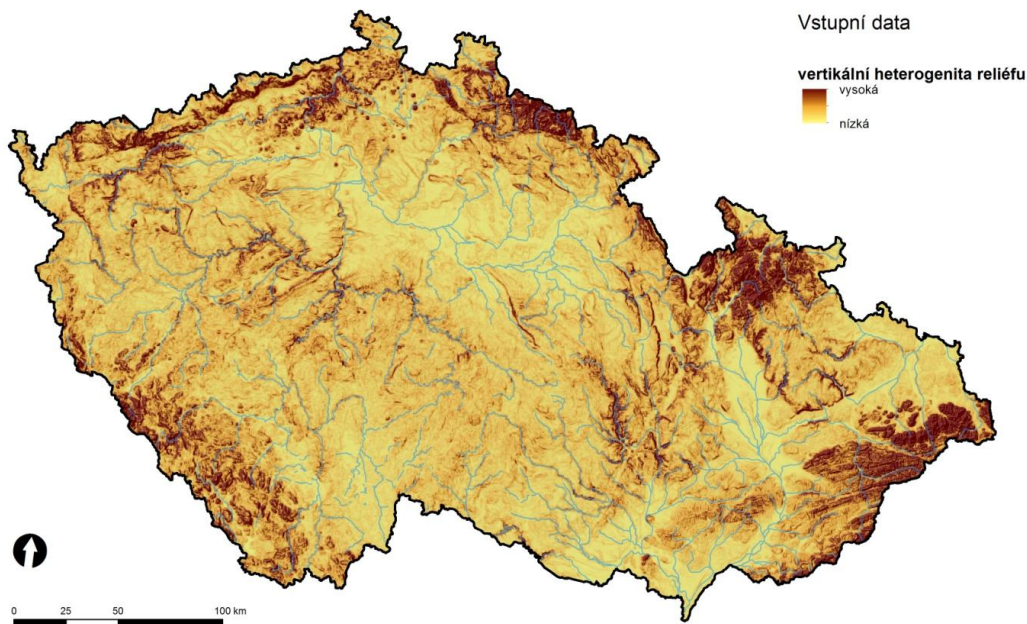


Obr. 13: Grafické znázornění hodnocení expozice vůči světovým stranám po 90 stupních



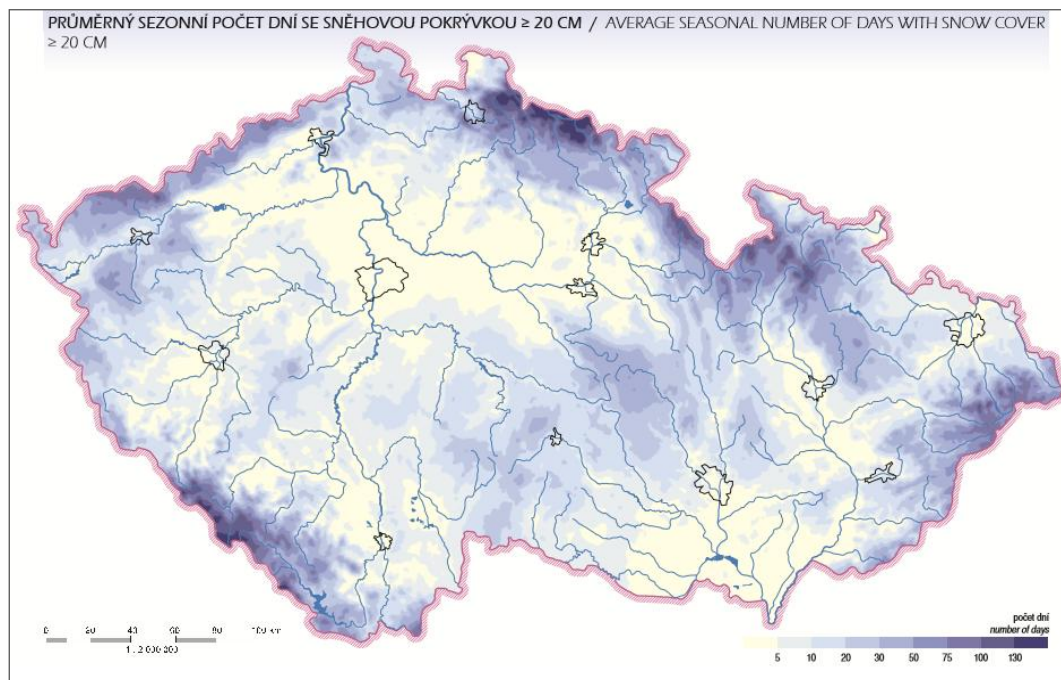
Obr. 14: Vrstva expozice vůči světovým stranám

Vertikální heterogenita reliéfu byla vyjádřena směrodatnou odchylkou nadmořské výšky a následně překlasifikována do 3 tříd, které byly ohodnoceny 1-3 body HSI. Nejhodnotnější byly nejčlenitější terény, tedy ty s nejvyšší vertikální heterogenitou reliéfu (Obr. 15).

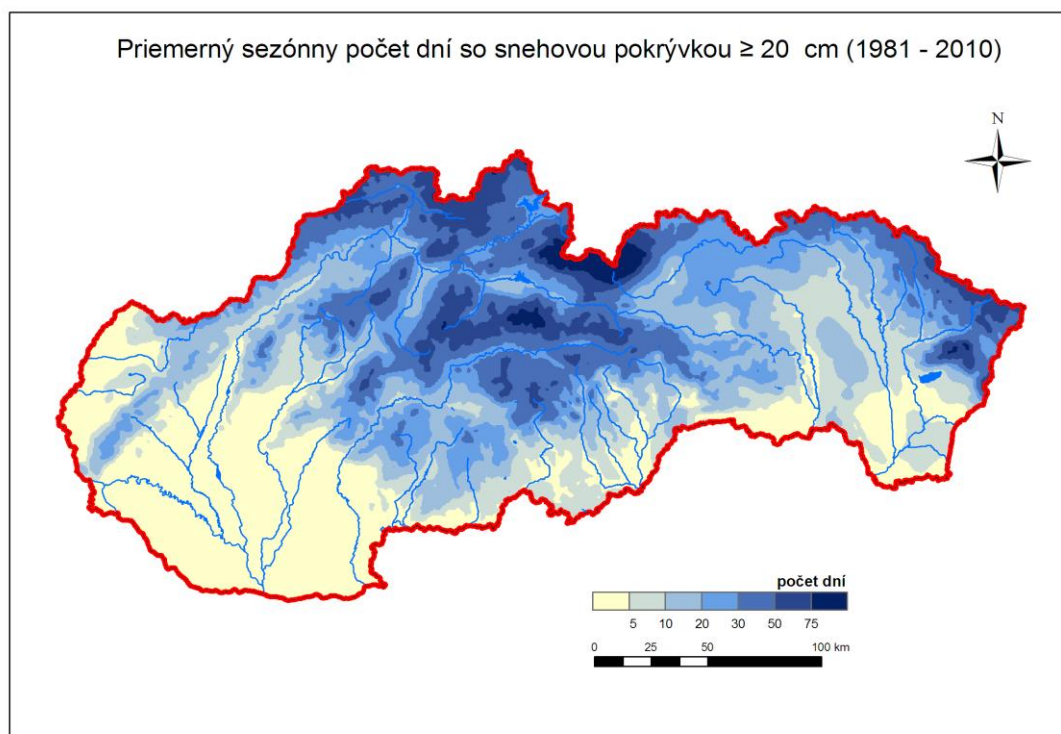


Obr. 15: Vrstva členitosti terénu

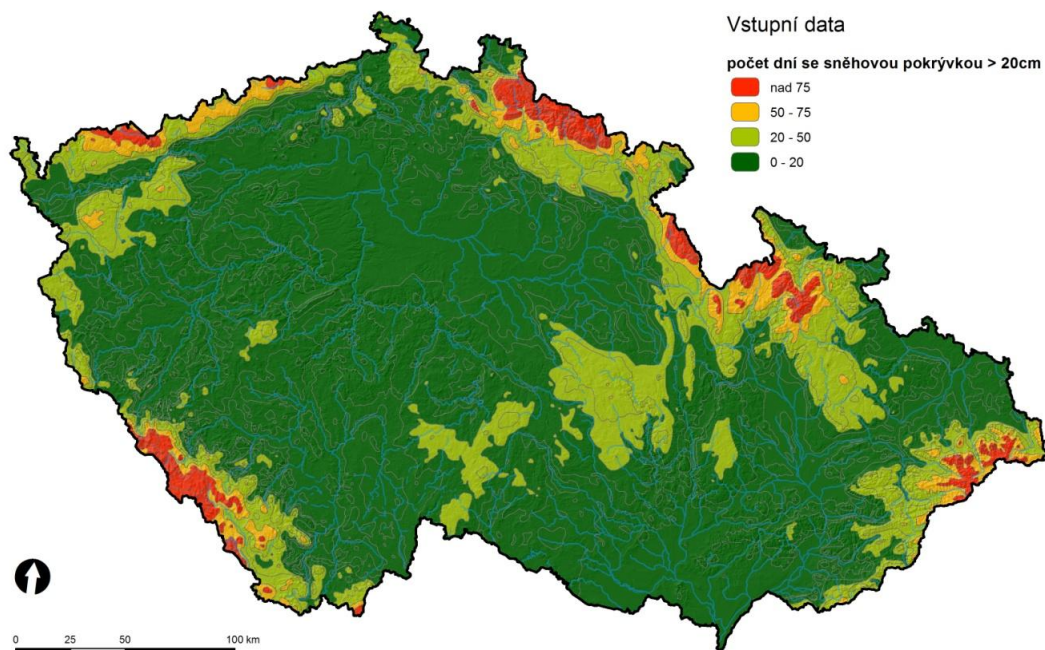
Distribuce zájmového druhu je významně limitovaná i výškou a délkou trvání sněhové pokrývky. Použitá data pochází z Atlasu podnebí Česka (Tolasz ed. 2007)(Obr. 16) a z interních materiálů Slovenského Hydrometeorologického Ústavu (Obr. 17). Na základě dostupných dat pro ČR a SK, byly data o sněhových podmínkách překlasifikovány do 4 tříd vhodnosti HSI podle délky trvání sněhové pokrývky vyšší než 20 cm (Obr. 18).



Obr. 16: Podkladová data pro vrstvu délky trvání sněhové pokrývky (Tolasz ed. 2007)



Obr. 16: Podkladová data pro vrstvu délky trvání sněhové pokrývky (Tolasz ed. 2007)



Obr. 18: Vrstva délky trvání sněhové pokrývky

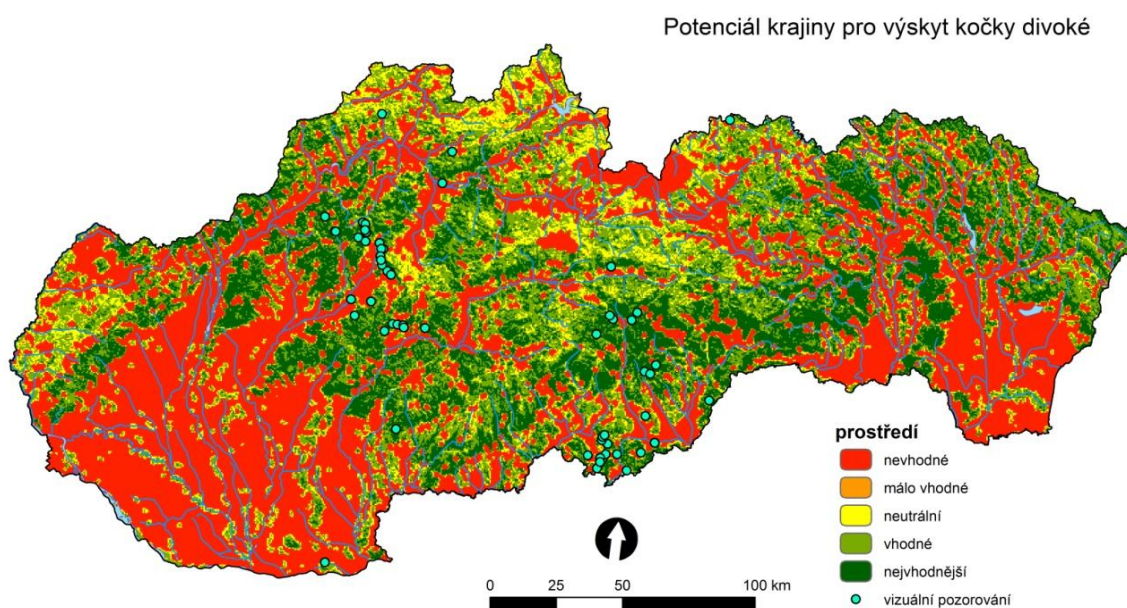
2.1.2. Software a celkový postup

Pro tvorbu modelu byl využit program ArcGIS ESRI. Jednotlivé datové vrstvy (typ krajinného pokryvu, aspekt, vertikální heterogenita terénu a délka trvání sněhové pokrývky) byly obodovány číslem HSI (Habitat suitability index) na základě stanovených pravidel. Poté byly všechny vrstvy překryty pravidelnou sítí o velikosti 500x500m. Následně se nad každým čtvercem vypočítala průměrná hodnota HSI pro všechny vrstvy dohromady s tou podmínkou, že nabýval-li nějaký čtverec v dané vrstvě hodnoty 0 HSI, musela být i konečná hodnota za všechny vrstvy 0 HSI (nulové, tedy limitující hodnoty pro výskyt koček divokých obsahují pouze vrstvy krajinného pokryvu a délky trvání sněhové pokrývky).

2.1.3. evaluace modelu náleзовými daty

Vzhledem k nedostatku recentních náleзовých dat z České republiky, byl model aplikován nejen na území České republiky, ale i na sousední Slovensko, ze kterého pochází data použitá k evaluaci modelu. Nálezová data pochází ze slovenské národní databáze ochrany druhů (ISTB) z roku 2013. Přidány byly pozorování Beňadika Machciníka ze správy CHKO Strážovské vrchy. Z celkem 230 záznamů byly vybrány pouze vizuální pozorování. Ostatní, jako nálezy pobytových znaků, či zvukových projevů, jsme nepovažovali za dostatečně

spolehlivé. Úhyny na silnicích jsme rovněž vypustili, neboť v případě sražených jedinců, se může jednat o disperzního jedince, mimo vhodný habitat. Dále byl vypuštěn soubor nálezů od jednoho konkrétního pozorovatele, protože data svým množstvím a charakterem narušovala konzistenci datového souboru. V případě, že by se jednalo o záměnu s domácí kočkou, nebo hybridem, mohly by tyto data výrazně ovlivnit výslednou evaluaci. Pro konečnou evaluaci tak bylo využito 63 záznamů (Obr. 19).



Obr. 19: Rozmístění nálezových dat použitých pro evaluaci modelu

2.2. Sběr pozorování

Výzkum prostorové aktivity šelem je možný jen na základě široké spolupráce a sítě spolupracovníků. Data o pozorování na území ČR byla sbírána autorkou od roku 2005. Cílová skupina pro sběr dat byly lidé pracující v ochraně přírody, jak státní tak neziskové (správy NP, CHKO, Hnutí Duha- Vlčí hlídky), dále myslivci, lesníci, místní obyvatelé (okolí NP Podyjí) a návštěvníci popularizačního webu o kočkách divokých (www.kockadivoka.cz), který je v provozu od roku 2007. Časté byly také kontakty se zahraničními ochránci přírody z Německa (přírodní park Smrčiny), Rakouska (NP Thayatal) a Slovenska (CHKO Biele Karpaty, Kysuce, Strážovské vrchy).

Specifická byla spolupráce s autory fotografií koček divokých, které byly publikovány v tomto roce (Pospíšková et al. 2013). Primárními daty autorky jsou fotografie kočky divoké z Bielych karpát (Obr. 6 a Obr. 7) a vyznačená data (Tab. 5). Ostatní údaje a fotografie pochází od citovaných autorů, kteří laskavě svolili k jejich publikaci v této práci (viz. Poděkování).

Informace o výskytu kočky divoké z oblasti Šumavy a Beskyd byly získány na základě fotomonitoringu, prováděném Správou Národního parku a CHKO Šumava na velké části území Národního parku Šumava v letech 2009-2013 a Hnutím DUHA Olomouc v širším okolí CHKO Beskydy (1/2009 – 10/2013). V obou zájmových územích byly rozmístěny fotopasti především za účelem sledování rysa ostrovida (*Lynx lynx*), zaznamenávány však byly snímky všech zvířat.

Údaje z území NP Šumava byly získány v rámci projektu zaměřeného na systematický fotomonitoring rysa, prováděný standardní intenzivní metodou na území o ploše více než 500 km² od roku 2009 (Weingarth et al. 2012). Dvojice fotopastí byly instalovány na celkem 32 lokalitách. Tyto lokality byly pravidelně rozmístěny na celém zkoumaném území a optimalizovány pro rysa. Zhruba 80% míst bylo na lesních cestách a pěšinách, které jsou často zvířaty využívány. Byly použity fotopasti CuddebackTM Capture s nastavením minimálního intervalu 30 sekund mezi jednotlivými snímky. Kromě toho byl prováděn extenzivní fotomonitoring v celé oblasti Šumavy a šumavského podhůří.

Hlavní období intenzivního fotomonitoringu v Beskydech proběhlo v zimě 2011/2012 a 2012/2013, kdy bylo instalováno ve dvou blocích (Moravskoslezské Beskydy a Javorníky) během 50 dnů o celkové velikosti 162,4 km² (2011/2012) a 175,9 km² (2012/2013) celkem 20

fotopastí vzdálených od sebe průměrně 2,6 km. Kromě toho probíhal extenzivní monitoring, kdy bylo rozmístěno v obou oblastech menší množství fotopastí celoročně a jejich umístění se během roku měnilo. Za celé období byly přístroje v provozu zhruba 15 000 dní.

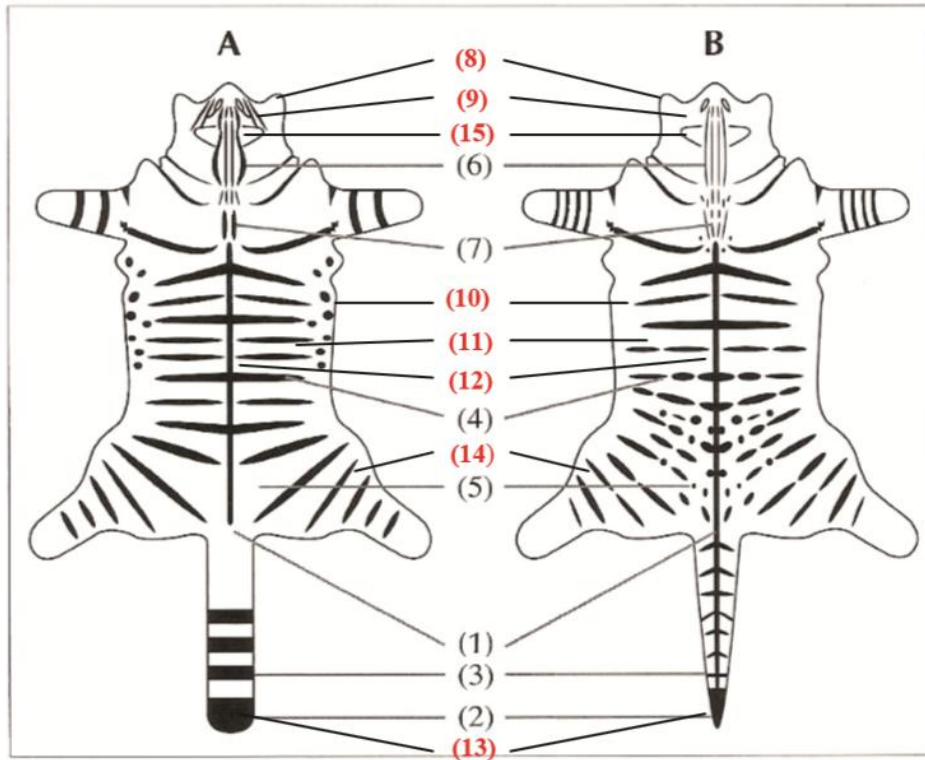
Fotografie z Českého lesa byla pořízena v rámci projektu Trans-Lynx, který realizuje Alka Wildlife o.p.s. v letech 2013-2015.

2.3. Morfometrická analýza

Andrew Kitchener (2005) vypracoval jako první praktický nástroj pro determinaci kočky divoké podle znaků ve zbarvení srsti. Na základě muzejních preparátů (n=135) především z Anglie a Skotska statisticky ověřoval váhu, kterou mají různé morfologické znaky. Testováno bylo celkem 20 morfologických znaků (obr. 19), z nichž 7 znaků (Tab. 3) se jeví jako spolehlivé pro determinaci a dalších 8 znaků (Tab. 4) se dá použít jako doplňková kontrola

Váha každého ze znaků (Tab. 3 a Tab. 4) může nabýt hodnoty 1 až 3 body podle charakteru daného znaku. Počet bodů se sečte a podle dosaženého skóre lze vyhodnotit, zda se jednalo o kočku divokou, domácí nebo hybrida. O kočku divokou se jedná, pakliže jedinec získal celkem 19 a více bodů v první sadě (Tab. 3) a žádný znak nebyl ohodnocen 1 v (Tab. 3) ani v (Tab. 4). O hybrida se jedná v případě, že jedinec získal hodnocení 3 alespoň jednou v (tab 3.) a zároveň jednou nebo vícekrát získal hodnocení 1 v (Tab. 3) nebo v (Tab. 4). Domácí kočka pak nezíská u žádného znaku z (Tab. 3) hodnotu 3. U ostatních znaků pak skóre může nabývat hodnoty 1 a 2. Metodika umožňuje i méně přísné hodnocení, kdy kočku divokou lze determinovat i na základě celkových 14 bodů (Tab. 3), přičemž platí, že u žádného znaku nesmí nabýt hodnoty 1 v žádném z (Tab. 3) nebo (Tab. 4).

Kromě vlastní morfometrické analýzy byly fotografie zaslány k nezávislému posouzení předním evropským expertům na studium kočky divoké: Andrew Kitchener (National Museums Scotland), Carsten Nowak (Senckenberg Research Institute), Ettore Randi (Senckenberg Research Institute), Marianne Hartmann (University of Zürich), Steve Piper (Scottish wildcat association), Christian Übl (Nationalpark Thayatal), Beňadik Machcíník (Správa CHKO Strážovské vrchy).



Obr. 19: Morfometrické schéma znaků zbarvení srsti. Legenda: 1–7 – důležité znaky 7PS (Seven Pelage Score)(Tab. 3), 8–15 – důležité znaky 8PS (Eight Pelage Score)(Tab. 4). Pospíšková podle Kitchenera (2005).

| | |
|--|---|
| <p>1) dorsální pruh 1: chybí/pokračuje po celé délce ocasu 2: pokračuje na ocas 3: končí na kořeni ocasu</p> | <p>5) tečky-fleky na bocích a stehnech 1: početné 2: pár 3: chybí</p> |
| <p>2) tvar konce ocasu 1: zužující se do špičky 2: nejasný charakter (mezi 1-3) 3: tupý</p> | <p>6) pruhy na zátylku 1: tenké/chybí 2: nejasný charakter (mezi 1-3) 3: 4 výrazné (široké) pruhy</p> |
| <p>3) zřetelnost pruhů na ocase 1: chybí/spojeny dorsálním pruhem 2: nevýrazné nebo spojené 3: zřetelné</p> | <p>7) pruhy na ramenou 1: nevýrazné/chybí 2: nejasný charakter (mezi 1-3) 3: 2 výrazné (široké) pruhy</p> |
| <p>4) lomené pruhy na bocích a stehnech 1: >50% lomených pruhů 2: 25-50% lomených pruhů 3: <25% lomených pruhů</p> | |

Tab. 3: Popis důležitých znaků 7PS (Seven Pelage Score) pro určení kočky divoké (Pospíšková podle Kitchenera 2005), viz obr. 19

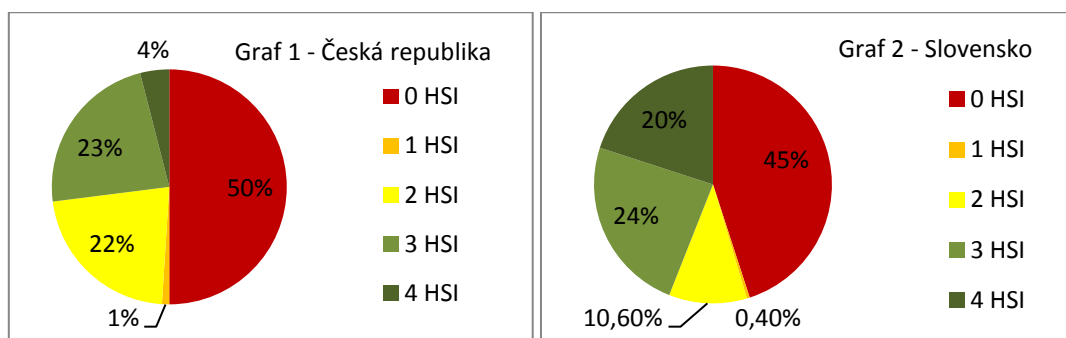
| | |
|---|--|
| <p>8) bílá brada 1: bílá brada a čenich 2: bílá brada 3: šedá nebo žlutohnědá brada</p> | <p>12) bílá na zádech 1: přítomná 2: - 3: chybí</p> |
| <p>9) pruhy na tvářích 1: bez pruhů 2: nevýrazné pruhy 3: 3 zřetelné pruhy (z toho 2 spojené)</p> | <p>13) barva špičky ocasu 1: jiná než černá/tmavá 2: tmavá 3: černá</p> |
| <p>10) tmavé fleky/tečky na bříše 1: chybí 2: nezřetelné 3: zřetelné</p> | <p>14) pruhy na zadních nohách 1: <4 nebo >7 pruhů 2: - 3: 4-7 pruhů</p> |
| <p>11) bílá na bocích 1: přítomná 2: - 3: chybí</p> | <p>15) barva uší zezadu 1: stejná jako na hlavě 2: světle okrová/rezavá 3: okrová/rezavá</p> |

Tab. 4: Popis důležitých znaků 8PS (Eight Pelage Score) pro určení kočky divoké (Pospíšková podle Kitchenera 2005), (viz obr. 19)

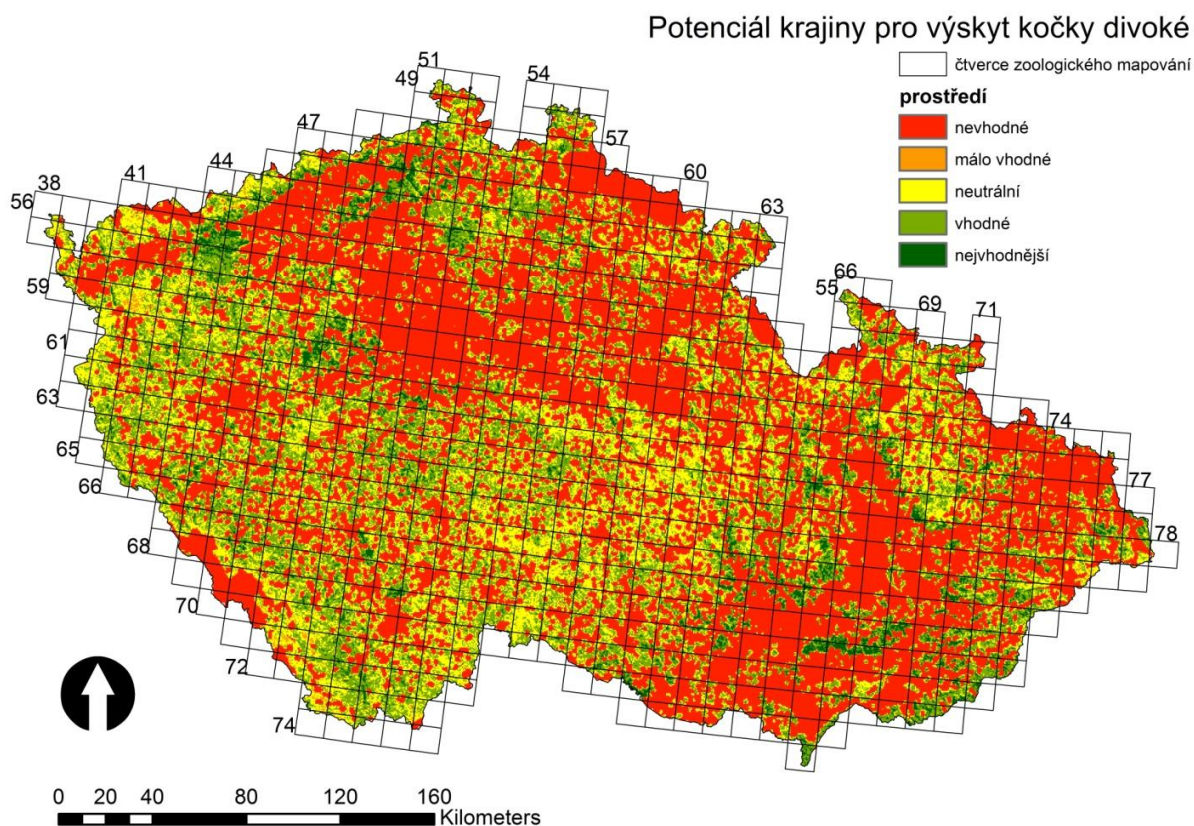
3. Výsledky

3.1. Mapový výstup modelu

Výsledkem modelování je mapa České a Slovenské republiky viz Příloha 1. Nejvhodnější habitat (4HSI) zabírá 4% rozlohy ČR a 20% rozlohy Slovenska (Graf 1). Vhodný habitat druhé kategorie (3HSI) zabírá 23% rozlohy ČR a 24% rozlohy Slovenska (Graf 2). Model ČR ve vztahu k síti zoologického mapování znázorňuje Obr. 20.



Graf 1: Procentuální zastoupení plochy jednotlivých HSI kategorií v ČR Graf 2: Procentuální zastoupení plochy jednotlivých HSI kategorií na Slovensku



Obr. 20: Mapa potenciálu krajiny pro výskyt kočky divoké v ČR s vrstvou sítě zoologického mapování

3.2. Evaluace habitatového modelu

Evaluace modelu nálezovými daty ze Slovenska podpořila výstup modelu. Z 63 nálezů jich 35 leží v nejvhodnějším habitatu (4HSI). Ve druhé kategorii vhodného habitatu (3HSI) leží 16 nálezů. V neutrálním habitatu (2HSI) pouze 2 a v málo vhodném (1HSI) žádný. V naprosto nevhodném habitatu (0HSI) jich leží 10 (Graf 3).

Při podrobnější analýze nálezových dat ve vztahu k jednotlivým vrstvám modelu lze vidět, že většina (40/63) nálezů leží v habitatu, který byl vysoce ohodnocen, a tedy bylo předpokládáno, že se zde bude kočka divoká nejčastěji vyskytovat (Graf 4).

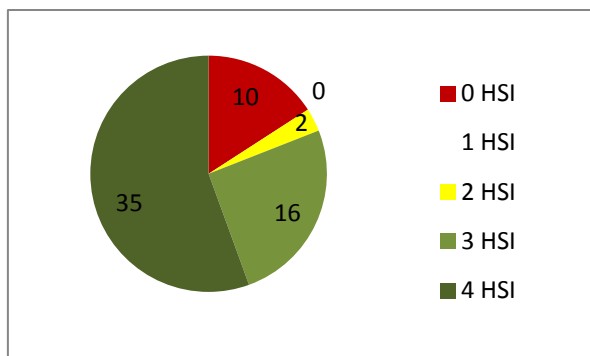
Nejporušovanější pravidlo modelu se ukázalo být pravidlo vzdálenosti k sídlům, které bylo porušeno v 11 z 16 případů, kdy byla kočka divoká pozorována v nevhodném habitatu (ve fázi modelování vrstvy krajinného pokryvu)(Graf 5).

Ze všech dostupných krajinných typů, byla kočka divoká nejčastěji pozorována v listnatém lese (37/63 nálezů), poté na neobhospodařovaných plochách (9/63 nálezů) (viz Diskuse 4.3.), méně často na loukách a pastvinách (8/63 nálezů) a nejméně často na polích (7/63 nálezů)(Graf 6).

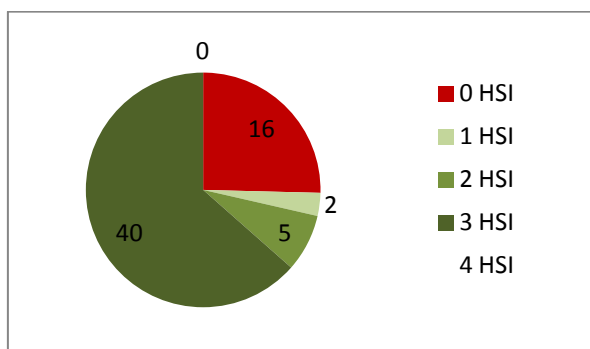
Kočka divoká se vyskytovala téměř výhradně v oblastech, kde výška sněhu vyšší než 20 cm neleží déle než 50 dní (62/63 nálezů)(Graf 7).

Co se týče expozice vůči světovým stranám, byla kočka divoká významně často pozorována na jižních svazích (50/63 nálezů)(Graf 8).

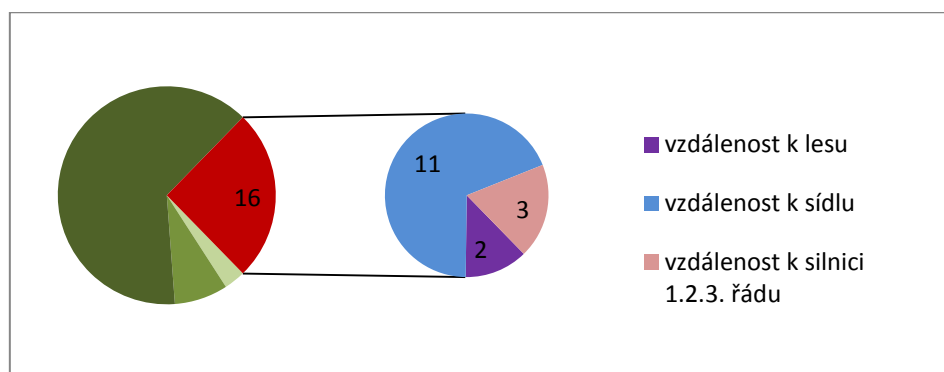
Vrstva výškové heterogenity terénu (členitost) se na základě evaluace dat ukázala jako bezvýznamná pro výsledek modelu. V nejčlenitějším i nejméně členitém terénu byl stejný počet nálezů kočky divoké (5/63)(Graf 9).



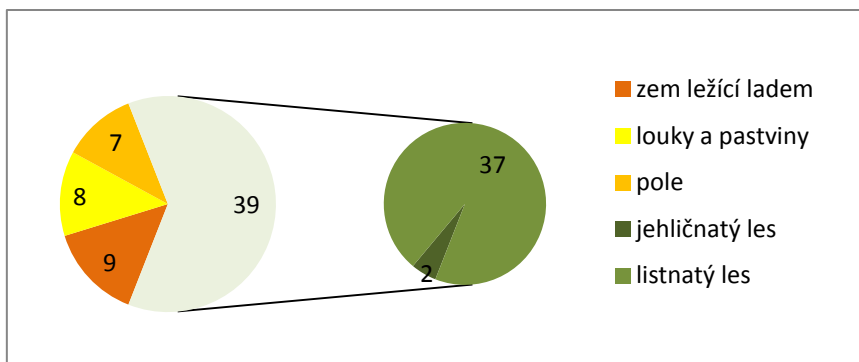
Graf 3: Celková evaluace modelu, nejvhodnější lokality (4HSI) obsahují nejvíce (35) nálezů koček divokých, nejnevhodnější lokality (0HSI) obsahují 10 nálezů



Graf 4: Evaluace vrstvy krajinného pokryvu individuálně obodované viz Tab. 2, kategorie Corine Land Cover s největším indexem habitatové vhodnosti (4 HSI)(přírodní louky) neobsahuje žádný nález, druhá kategorie vhodnosti (3HSI) obsahuje 40 nálezů

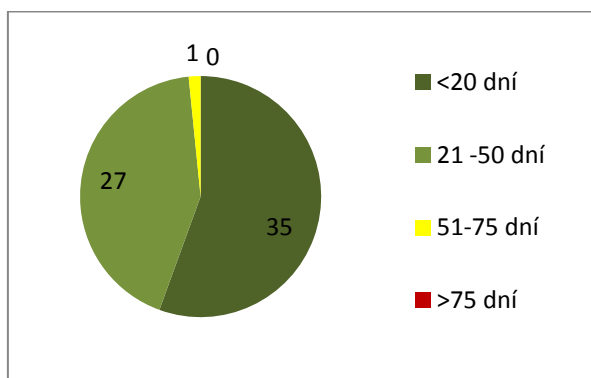


Graf 5: Evaluace nálezů z nejnevhodnějších lokalit (0 HSI) ve vztahu k porušeným pravidlům (Tab. 2), nejčastěji bylo porušeno pravidlo vzdálenosti k sídlům (11 nálezů), nejméně často bylo porušeno pravidlo vzdálenosti k lesu (2 nálezy)



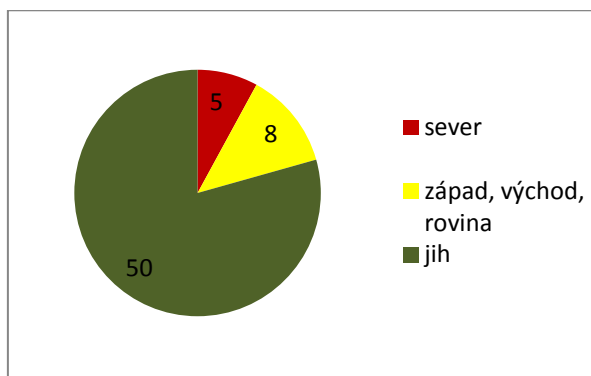
Graf 6: Evaluace nálezů ve vztahu k preferenci typů krajinného pokryvu,

nejčastěji byly kočky pozorovány v listnatém lese (37 nálezů), mimo les byly pozorovány celkem ve 24 případech, z čehož pouze ve třech kategoriích Corine Land Cover, kategorie Zem ležící ladem, je ve skutečnosti většinou rozlohou malý útvar porostlý přirozenou vegetací typu lesa



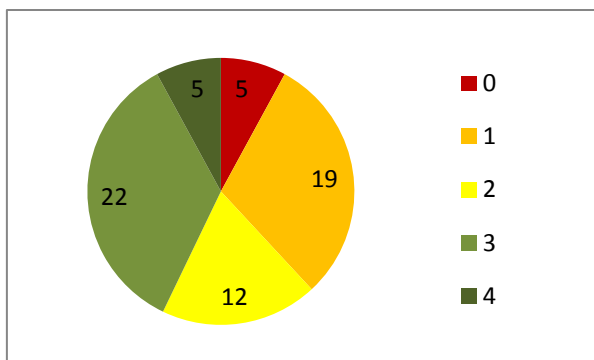
Graf 7: Evaluace nálezů ve vztahu k vrstvě délky trvání sněhové pokrývky,

nejvíce nálezů (35/63) leží v oblastech, kde sněhová pokrývka vyšší 20 cm nepřesahuje 50 dní trvání



Graf 8: Evaluace nálezů ve vztahu k vrstvě expozice vůči světovým stranám,

nejvíce nálezů leží v oblastech s jižní expozicí (50/63 nálezů)

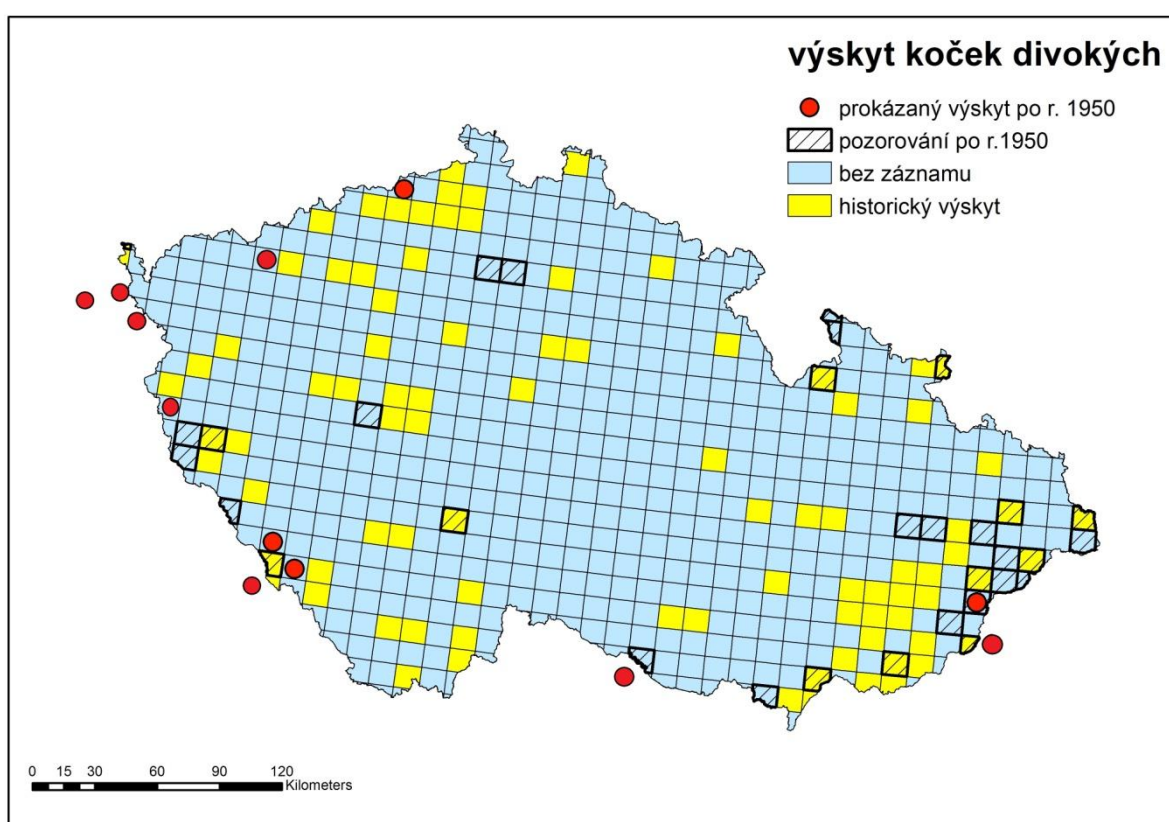


Graf 9: Evaluace nálezů ve vztahu k členitosti terénu,
nejčlenitější oblasti (4)(5/63 nálezů), nejméně členité oblasti (0)(5/63 nálezů)

3.3. Recentní pozorování a morfometrická analýza

3.3.1. Souhrn

Od začátku 21. století máme k dispozici několik desítek záznamů o pozorování kočky divoké, nebo jejich pobytových znaků (viz. Tab. 5). K těmto pozorováním, až na uvedené výjimky, neexistují průkazné materiály jako například fotografie. Některá pozorování jsou hlášena zkušenými přírodovědci a pracovníky státní ochrany přírody, jiná myslivci či lesními správci, některá laiky a místními obyvateli. Důvěryhodnost takovýchto pozorování je sporná vzhledem k různé úrovni znalostí pozorovatelů a snadné záměně za kočku domácí.



Obr. 21: Mapa shrnující historické a recentní pozorování kočky divoké na území ČR a v těsné blízkosti státních hranic na území sousedních států. Jedná se o souhrnnou mapu všech dostupných údajů z publikovaných i nepublikovaných zdrojů (Kokeš 1974, Anděra & Červený 2009, J. Červený in litt., J. Pospíšková, vlastní údaje).

Recentní pozorování ze Šumavy, Beskyd a Českého lesa po šedesáti letech potvrdily výskyt kočky divoké na našem území (Pospíšková et al. 2013, viz Příloha), jedná se však o ojedinělá pozorování z blízkosti hranic, které nejsou důkazem o trvalém výskytu druhu na dané lokalitě. Trvalejší pobyt kočky divoké byl prokázán pouze u pozorování z Bieleých Karpat (2015) téměř na hranicích ČR (Obr. 6, Obr. 7).

Dosud nepublikovaná data jsou shrnuta v následující tabulce (Tab. 5) a autorkou ohodnocena do čtyř kategorií věrohodnosti. Čtvrtá kategorie věrohodnosti (4) je nejvyšší a značí pozorování, ke kterému existují důkazy v podobě fotografií. Třetí kategorie (3) značí vizuální pozorování lidí, kteří podle autorky mají znalosti potřebné k rozlišení druhu. Druhá kategorie (2) značí vizuální pozorování lidí, jejichž znalosti druhu nemohly být posouzeny. Poslední kategorie (1) pak značí záznam pobytových znaků, na základě nichž nelze kočku divokou s jistotou určit.

| Kvadrát | lokalita | obec | rok | měsíc | den | zdroj informací / přímý pozorovatel | poznámky | věrohodnost |
|---------|---------------------------------|---------------------------|---------------|--------|-----|---|-------------------------------------|-------------|
| 7161 | NP Podyjí | Lukov | 2013 | 9 | 20 | J. Novák | vizuální pozorování | 2 |
| 7161 | NP Podyjí, Nový hrádek | Lukov | 2013 | 10 | 6 | J. Novák | vizuální pozorování | 2 |
| 7161 | NP Podyjí | Podmolí | 2013 | 11 | 25 | J. Ponikelský | vizuální pozorování | 2 |
| 6774 | Valašská kyčera | Valašské Senice | 2013 | 9 | 8 | M. Bojda | fotopast | 4 |
| ? | VÚ Hradiště | ? | 2013 | 10 | 21 | J. Červený | mrtvý jedinec | 4 |
| 5745 | Doupov | Kadaňský Rohozec | 2013 | podzim | | J. Červený | chycena do sklopky a vypuštěna | 2 |
| ? | Chvaleč | Trutnov | 2012 | | | J. Červený | mrtvý jedinec | 2 |
| 7161 | NP Podyjí, Nový hrádek | Lukov | 2011 | 7 | 26 | J. Novák | vizuální pozorování | 2 |
| 6846 | Paštecká cesta | Rejstejn | 2011 | 3 | 7 | L. Buřka | fotopast | 4 |
| 6846 | Paštecká cesta | Rejstejn | 2011 | 3 | 10 | L. Buřka | fotopast | 4 |
| 6947 | Jedlový potok | Červená u Kašperských Hor | 2011 | 3 | 27 | L. Buřka | fotopast | 4 |
| 7161 | NP Podyjí | Podmolí | 200x | | | J. Ponikelský | vizuální pozorování | 2 |
| 7161 | NP Podyjí | Lukov | 20xx | | | M. Pořízka a J. Novák | vizuální pozorování | 2 |
| 6362 | Křížánky | Žďár nad Sázavou | 2010 | 7 | 24 | anonym | vizuální pozorování | 1 |
| 6477 | NPR Mionší | Dolní Lomná | 2008 | 6 | 16 | V. Pírek | vizuální pozorování | 1 |
| 6774 | Šerklava | Pulčín | 2008 | 2 | 17 | M. Bojda | stopy | 1 |
| 6765 | Vranov u Brna | Brno | 2008 | 11 | 1 | P. Šedý | vizuální pozorování | 1 |
| 6478 | vrch Ostrý | Hrádek ve Slezsku | 2007 | 3 | 2 | P. Czyž | vizuální pozorování | 2 |
| ? | vrch Ostrý | Hrádek ve Slezsku | 2007 | 12 | 23 | L. Madzia | stopy | 1 |
| 6774 | sedlo Radošov | Pulčín | 2007 | 11 | 11 | M. Kutal | stopy | 1 |
| 6478 | Pod vrcholem Skalka | Mosty u Jablunkova | 2007 | | | F. Turek | vizuální pozorování | 3 |
| 6477 | NPR Mionší | Dolní Lomná | 2006 | | | D. Křenek | stopy (sádrový odlitek) | 1 |
| 6477 | NPR Mionší | Dolní Lomná | 2006 | 11 | 11 | P. Raich | stopy | 1 |
| 6476 | vrch Smrk | Ostravice | 2000-2006 | | | B. Telnarová | stopy 3x | 1 |
| 5867 | Košský hřbet, chata Vileminka | Králický Sněžník | 2005 | 8 | 30 | J. Mertlík | vizuální pozorování | 2 |
| 6442 | honitba Hostouň | Bystřice | 2005 | 8 | | P. Vondráš | vizuální pozorování | 2 |
| 6542 | bývalá osada Lučina | Nemanice | 2005 | 10 | | P. Faschingbauer | vizuální pozorování | 2 |
| 6152 | stráně za Marši, honitba Křňany | Teletín | 2004 | 5 | | J. Červený | stopy | 1 |
| 6676 | Úplazy | Malé Karlovice | 2004 | 7 | 24 | L. Kunc | vizuální pozorování | 3 |
| 6249 | Oseč | Obecnice | 2003 | 7 | 8 | J. Červený | vizuální pozorování | 3 |
| 6068 | Rudoltice | Sobotín | 2003 | 12 | 27 | T. Soural | foto, možný hybrid | 1 |
| 5967 | Rozsíčky | Panenské Rozsíčky | 2002 | 11 | | J. Červený | ? | 1 |
| 6873 | Haluzice | Valašské Klobouky | 2002 | | | A. Havlíčková | vizuální pozorování | 2 |
| 5667 | Vysoký Kamen | Horní Hoštice | ? | | | J. Červený | zástřel | 2 |
| 5667 | Borůvková Hora | Horní Hoštice | 2000 | 4 | | J. Červený | vizuální pozorování | 2 |
| 6675 | vrch Javorníček, osada Strčkové | Karolinka | 2000 | | | L. Kunc | vizuální pozorování | 1 |
| 6478 | osada Bařiny, vrch Girová | Mosty u Jablunkova | 1999 | | | F. Turek | vizuální pozorování | 3 |
| 5454 | Doksy | Doksy | 1995 | 5 | | V. Ložek | vizuální pozorování | 2 |
| 6974 | Vlářský průsmyk | Brumov - Bylnice | 1994 | | | J. Červený (Horal) | vizuální pozorování | 2 |
| 7161 | NP Podyjí, Nový hrádek | Podmolí | 1990 | | | I. Hudec | vizuální pozorování | 1 |
| ? | Hranice na Moravě | Hranice na Moravě | 1988 | | | J. Procházka | zástřel | 2 |
| 7071 | Trestné | Slavkov | 1987 | | | J. Červený (Horal) | zástřel | 2 |
| 7072 | Bystřice pod Lopenikem | Uherské Hradiště | 1984 | 3 | | P. Svoboda | vizuální pozorování | 2 |
| 6653 | jižně od Tábora | Tábor | 1979 | 9 | | Plesník | vizuální pozorování | 2 |
| 7071 | Přední luka | Slavkov | 1975 | | | J. Červený (Horal) | vizuální pozorování | 2 |
| 7071 | Nad vnohřady | Horní Němčí | 1975 | | | J. Červený (Horal) | chycen do pasti | 2 |
| 7168 | Úlehle | Mutěnice | 1968 | | | J. Červený | zástřel | 2 |
| 6378 | Nýdek | Třinec | 1967 | | | I.Figura in litt. archiv pana Kondělky | zástřel | 2 |
| 7266 | Boří Dvůr | Valtice | 70.léta | | | J. Vašíček | mrtvé na drátech železných opony | 2 |
| 7266 | rákosiny u rybníka Nesyt | Sedlec | 1.pol.70. let | | | Kux, K. Hudec | vizuální pozorování | 2 |
| 5638 | státní hranice | Aš | ? | | | anonym | mrtvé na drátech železných opony | 1 |

Tab. 5: Tabulka shrnuje pozorování, která dosud nebyla publikována. Některá pozorování sepsal Jaroslav Červený, některá byla sepsána autorkou. Prázdná pole značí neznámá data. Přímý pozorovatel značen kurzívou.

3.3.2. NP Šumava 2011

Toto pozorování je jedním z mála, ke kterému je k dispozici fotodokumentace v takovém množství a kvalitě, že umožňuje podrobnou morfometrickou analýzu. Pozorovaný jedinec hodnocený na základě tohoto systému získal celkem 20 bodů (Tab. 3) a žádnou hodnotu 1. Odpovídá tedy kočce divoké. U prvního znaku (1) (Tab. 3) můžeme mít pochybnosti, jelikož zvíře není na fotografii zachyceno zezadu. Přesto je zde určitý úhel patrný a zádový pruh pokračující až na ocas by tak byl s největší pravděpodobností vidět alespoň částečně

Pozorování u Rejštejna je zajímavé také tím, že se podařilo vyfotografovat stejného jedince celkem třikrát. Z toho dvakrát na stejném místě. Podle fotografií můžeme vyčíst, že 7. 3. 2011 (Obr. 22 a Obr. 23) se zvíře pohybovalo směrem do kopce po turistické cestě a mohlo směřovat na Paštěcké pastviny, které se nacházejí několik kilometrů dál po turistické cestě. O tři dny později 10. 3. 2011 (Obr. 24 a Obr. 25) se zvíře vracelo stejným místem dolů z kopce. O 17 dní později 27. 3. 2011 (Obr. 26 a Obr. 27) se pak podařilo vyfotografovat opět stejné zvíře asi 8 km vzdušnou čarou na jiné lesní cestě v údolí Jedlového potoka.

Zajímavé je zaznamenání stejného jedince kočky divoké (Obr. 28) v NP Bavorský les (2013). Že se jedná o stejného jedince je velmi pravděpodobné vzhledem ke stejnému tvaru a umístění pruhů na těle.



Obr. 28: Srovnání dvou fotografií stejného jedince kočky divoké zachycené na Šumavě roku 2011 (vlevo) a v Bavorském Národním parku 2013 (vpravo). (<http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/v-bavorskem-lese-se-po-letech-objevily-kocky-divoke>)



Obr. 22.: Kočka divoká zachycená na fotopast 7. 3. 2011 na Šumavě



Obr. 23.: Kočka divoká zachycená na fotopast 7. 3. 2011 na Šumavě



Obr. 24: Kočka divoká zachycená na fotopast 10. 3. 2011 na Šumavě



Obr. 25: Kočka divoká zachycená na fotopast 10. 3. 2011 na Šumavě



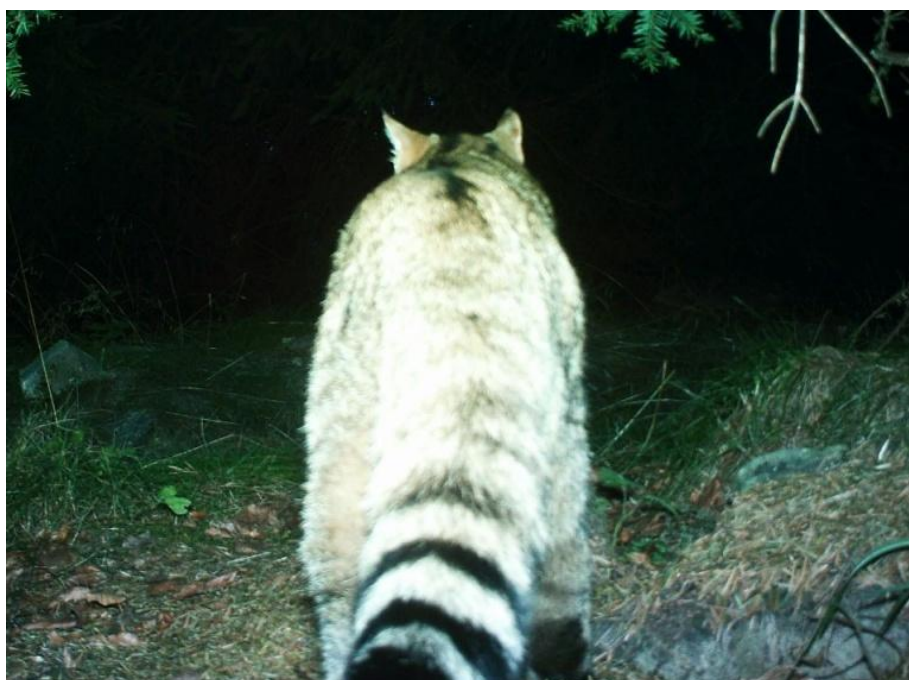
Obr. 26: Kočka divoká zachycená na fotopast 27. 3. 2011 na Šumavě



Obr. 27: Kočka divoká zachycená na fotopast 27. 3. 2011 na Šumavě

3.3.3. CHKO Beskydy 2013

Fotografie z Beskyd (Obr. 29) pochází z blízkosti Valašské Senice ze dne 8. 9. 2013. Neumožňuje celkovou morfometrickou analýzu, přesto je na fotografii patrných několik důležitých diagnostických znaků. Především se jedná o charakter ocasu, který je široký s černou špičkou a dvěma výraznými pruhy. Dále je patrný nejméně jeden bledší pruh. Zádový pruh je zřetelný a končí na kořeni ocasu. Neprotahuje se až ke špičce ocasu, což bývá časté u kočky domácí a hybridů. Celkové zbarvení je šedavě hnědé s dalšími pruhy na krku a přinejmenším zadních končetinách. V oblasti zadní části těla nejsou patrné černé skvrny, což je charakteristické pro domácí kočky.



Obr. 29: Kočka divoká zachycená na fotopast v CHKO Beskydy 8. 9. 2013, M. Bojda

3.3.4. Doupovské hory 2013

Pozorování z Doupovských hor jsou dvě (Tab. 5). K jednomu z nich patří následující fotografie (Obr. 30), ze které lze usuzovat na kočku divokou, především kvůli velmi charakteristickému tvaru a zbarvení ocasu a dále díky celkovému zbarvení jedince, které je žlutavě šedohnědé, bez výrazných pruhů na bocích, což je charakteristické pro kočku divokou, na rozdíl od kočky domácí, jejíž zbarvení bývá spíše stříbřité s výrazně kontrastními a početnými pruhy na bocích. Světlá pata, absence černého pruhu pod krkem jsou další z charakteristických znaků přisuzovaných kočkám divokým. Podrobná morfometrická analýza nemohla být vyhodnocena vzhledem k úhlu fotografie, která nezabírá dorsální oblast.



Obr. 30: Uhynulá kočka divoká z vojenského újezdu Hradiště z roku 2013, zdroj J. Červený

3.3.5. Český les 2014

Kočka z Českého lesa (Obr. 31), vyfocena v rámci projektu Trans Lynx (Alka Wildlife o.p.s) 25. 8. 2014 vykazuje znaky charakteristické pro kočku divokou. Především tvar ocasu, který je široký a tupě zakončený s černou špičkou a několika tmavými pruhy. Celkové žlutavě šedohnědé zbarvení bez výrazných pruhů na těle a světlá pata.



Obr. 31: Kočka divoká zachycená na fotopast v Českém lese 25. 8. 2014, Alka Wildlife o.p.s.

4. Diskuze

4.1. Výběr modelového území

Vzhledem k nedostatku recentních nálezových dat z České republiky, byl model aplikován nejen na území České republiky, ale i na sousední Slovensko, ze kterého pochází data použitá k evaluaci modelu.

Česká republika a Slovensko mají do určité míry podobné klimatické podmínky a s výjimkou vysokých pohoří Tater také podobné biotopy. Přesto je třeba zmínit, že modelové území rozděluje biogeografická hranice mezi Hercynskou a Západokarpatskou podprovincií (Culek et al. 2005) procházející Moravskými úvaly. Od západu na východ potom sílí vliv kontinentálního klimatu, respektive ubývá vliv podnebí oceánského.

Na výsledný model tyto rozdíly podle našeho názoru nemají zásadní vliv, a to ze dvou důvodů. Jednak jsme zvolili tzv. „rule-based“ model, který pracuje s předem stanovenými pravidly a teprve poté je ověřuje nálezovými daty, což znamená, že pravidla pro model nevychází primárně z nálezových dat (v našem případě tedy pouze ze Slovenska). Jednak jsou stanovená pravidla do velké míry obecná (preferenze jižních svahů, listnatý vs. jehličnatý les) a mají velký hodnotící rozptyl (délka trvání sněhové pokrývky v řádu desítek dnů). Ostatní pravidla, převzatá z německého modelu se pak týkají vzdáleností k sídlům, komunikacím a k lesu, tedy proměnných, které by neměly být ovlivněny nuancemi ve změnách biotopů.

Spojujícím prvkem obou zemí pak jsou Karpaty, které hostí řadu faunistických a botanických endemitů i specifických historických vlivů. Karpatský oblouk je považován za největší a nejsouvislejší jádro evropského areálu kočky divoké (Stahl & Artois 1991) a za dosud zachovalý zdroj původní populace neovlivněné introgresí alel kočky domácí. Kočky divoké sice nejsou primárně vázány na horské oblasti, ale vzhledem k obecně silnější antropogenizaci krajiny v nížinách a pahorkatinách jsou na horské oblasti pravděpodobně vázány druhotně, neboť zde nejsou tak vhodné podmínky k hospodaření a rozvoji sídel. Souvislost výskytu druhu s hornatým reliéfem je patrná v každém evropském subareálu (viz Obr. 1), přestože kočky divoké se vyskytují také například v lužních lesích Dunaje (Dimitrijevic 1980) a v rovinách středního Maďarska (Biró et al. 2005).

Na rozdíl například od Alp ovšem Karpaty kočkám poskytují lepší podmínky, protože až na nejvyšší, rozlohou malou část (Vysoké Tatry, nejvyšší bod 2655 m n. m.) se jedná o nízké

pohoří porostlé lesy. Nad pásmem lesa se nachází jen cca 5% rozlohy a části trvale pokryté sněhem a ledem se zde nevyskytují (<http://cs.wikipedia.org/wiki/Karpaty>). Karpatská oblast je považována za poslední místo výskytu kočky divoké v České republice po regresí areálu, který probíhal už v průběhu 18. století (Kokeš 1974). O disperzním potenciálu Západních Karpat pro kočku divokou se zmiňují také (Stahl & Artois 1994).

Výskyt na Slovensku je tak pravděpodobně klíčový nejen pro výskyt v České republice, ale také v Rakousku, Polsku a Maďarsku. Vytvoření habitatového modelu pro ČR a Slovensko je krokem k pochopení distribuce druhu ve středoevropském kontextu.

4.2. Vstupní proměnné

Ze souboru dat CORINE Land cover jsme vypustili některé kategorie (3.3.2. Skály, 4.1.1. Mokřiny a močály, 4.1.2. Rašeliniště), které jsou sice pro kočky zajímavé (z hlediska úkrytu a potravní nabídky), jsou ale využívány jen v případě, kdy se jedná o drobné krajinné prvky, jako například rozlohou malé skalnaté výchozy v lese, suťová pole v lese, nebo krasové oblasti. Drobné mokřiny a močály na okrajích vodních toků zas mohou sloužit jako loviště (Klar et al. 2008). Tyto plochy byly přesto vyhodnoceny jako nevhodné, protože CORINE data pracují v hrubém měřítku a v daném rozlišení se tak jedná o rozsáhlá otevřená stanoviště, kterým se kočky divoké vyhýbají (Klar et al. 2012), například skály ve vrcholových partiích Krkonoš a Tater nad hranicí lesa.

Vhodné kategorie byly ohodnoceny hodnotami HSI 1-4 podle míry preference kočkami divokými, kdy hodnota HSI 4 představuje nejvhodnější stanoviště. Většina kategorií nabývá pouze hodnot 1-3 HSI, výjimku tvoří kategorie přírodních luk (3.2.1), která je oproti ostatním kategoriím nadhodnocená z toho důvodu, že jako jediná sama o sobě vystihuje kvalitu prostředí. Přírodní louky na našem území zahrnují otevřená stanoviště s roztroušenou zelení (křoviny), což je pro kočky divoké ideální lovecký terén, neboť zde nacházejí jak množství potravy, tak úkryt (Klar 2005).

Hlavní kategorií důležitou pro výskyt kočky divoké je les. Pravděpodobně z důvodu lepší potravní nabídky a možností úkrytu v lesním podrostu, kočky divoké preferují listnaté a smíšené lesy před jehličnatými (Dötterer & Bernhart 1996, Sládek & Zejda 1974, Stahl & Leger 1992, Potočník et al. 2005). Skladba lesa je velice důležitá, CORINE data však nepracují s takovýmto rozlišením a tak na základě nich nemůžeme rozlišit například starý klimaxový porost od monokulturní výsadby, ani v kategorii lesa nerozlišíme polomy či mýtiny, které mohou mít pro

kočky divoké velký význam (Klar 2005). Proto jsme vycházeli z premisy, že jehličnaté lesy na našem území tvoří téměř vždy smrkové monokultury pro kočky divoké naprosto nevhodné (nulový podrost, bez mrtvého dřeva, doupných stromů, nebo jiných možností úkrytu). Listnaté lesy jsou naopak většinou základem různých chráněných ploch, kde se často zachovaly jen díky nepřístupnému terénu, který komplikuje těžbu. Takový terén většinou nabízí i možnosti úkrytu. Z toho důvodu, jsme listnaté lesy ohodnotili vyšší hodnotou HSI, než lesy jehličnaté (Tab. 2).

Ostatní kategorie otevřeného charakteru jako louky, pastviny, pole apod. jsou pro kočky divoké rovněž důležité, neboť se jedná o stanoviště, které kočky divoké preferují k lovu (Klar et al. 2008). Tyto kategorie nabývají proměnných hodnot na preferenční škále podle vzdálenosti k lesu. Vzdálenost k lesu je klíčovým atributem, neboť kočky divoké se obecně vyhýbají otevřeným plochám a lovecky aktivní jsou nejvíce do 300 m od lesa (Klar et al. 2008). Kategorie otevřených ploch tak nabývají větší hodnotu, pakliže leží do vzdálenosti 300 m od lesa, než za touto hranicí. Druhá zjištěná hranice 500 m od lesa je pak vzdáleností, kterou kočky divoké ještě překonávají při přesunech mezi lesními celky. Rozmezí 500-800 m je prostorem, který překonávají výjimečně jen v případě, kdy mají k dispozici vegetační kryt jako různé křoviny, rákosiny apod. Hranice 800 m od lesa v otevřené krajině je vzdálenost, kterou běžně nepřekonávají při pohybu na území teritoria, přestože v případě migrací mohou výjimečně překonat vzdálenost i cca 7 kilometrů (Klar et al. 2012). Všechny plochy ležící nad 800 m od lesa, tak nabývají hodnoty 0 HSI, která značí nevhodný habitat pro trvalý výskyt druhu.

Na všechny plochy včetně lesa se pak vztahují další dva atributy, a sice vzdálenost k sídlu s hranicí 900 m a vzdálenost ke komunikacím 200 m (Klar et al. 2008). Všechny plochy tak nabývají hodnoty 0 HSI v případě, že leží do vzdálenosti 900 m od urbánních ploch a do 200 m od silnic 1., 2. a 3. třídy.

Další použité parametry jsou expozice a členitost reliéfu, odvozené z digitálního modelu reliéfu (DEM). Expozice je významným atributem nejen v nízkých nadmořských výškách, ale především ve vyšších nadmořských výškách, kde může ovlivňovat výšku sněhové pokrývky a nepřímo tak potravní nabídku (Potočník et al. 2005). V nižší sněhové pokrývce na jižních svazích se tak kočkám lépe loví drobní hlodavci, kteří jsou jejich hlavní potravou v oblastech, kde se nevyskytují králíci, které jinak preferují (Lozano et al. 2006).

Členitost jsme do modelu zahrnuli z toho důvodu, že v našich podmínkách může pozitivně ovlivňovat biodiverzitu. V místech s velkou členitostí terénu (skalnatý terén, prudké svahy, rokliny) je ztížená těžba, což v mnoha případech vede k ponechání lokality pouze vlivům

přírody. Díky tomu dochází k hromadění mrtvého dřeva, vzniku stromových dutin, tvorbě podrostu, přirozených světlin apod., tedy struktur, které jsou pro kočky divoké zásadní z důvodu možnosti úkrytu (Muntyanu et al. 1993, Klar 2005).

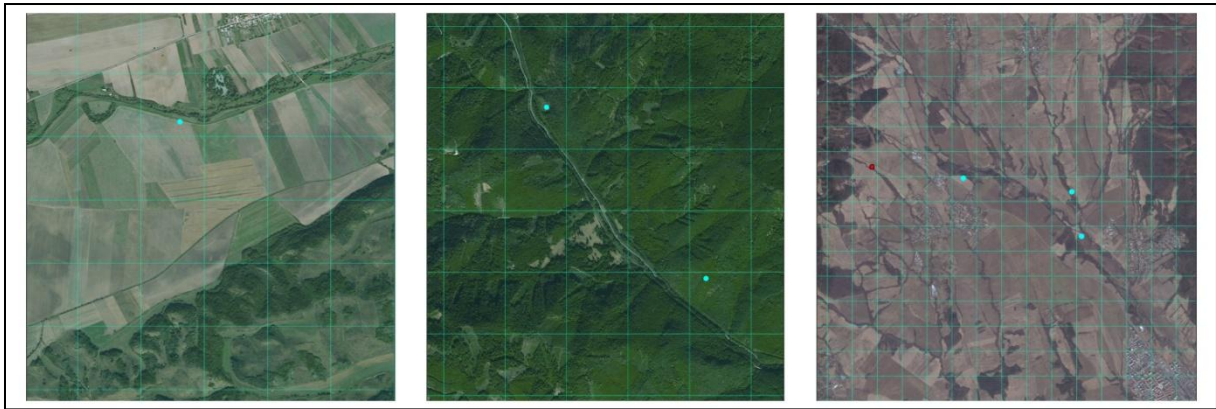
4.3. Design modelu

Výsledná evaluace náleзовými daty potvrdila výsledek modelu (Graf 3). V nejlepším habitatu se nachází nejvíce nálezů, jejichž četnost klesá podle ubývání vhodnosti habitatu až k nule nálezů v kategorii málo vhodného habitatu 1 HSI.

V kategorii 0 HSI, tedy naprosto nevhodném habitatu bylo celkem 10 nálezů. Při podrobné analýze se dají tyto nálezy rozdělit do 3 skupin podle pravidla, které bylo porušeno. Tak se vzdálenost k sídlům (do 900 m) ukázala jako nejvíce porušované pravidlo (Graf 5). Vzhledem k tomu, že se někdy uvádí, že kočky divoké chodí lovit na kraj vesnic slepice a k tomu, že v blízkosti vesnic se také mnohem více nalézají pastviny či louky a pole, s hojným výskytem hlodavců, není tento trend překvapivý.

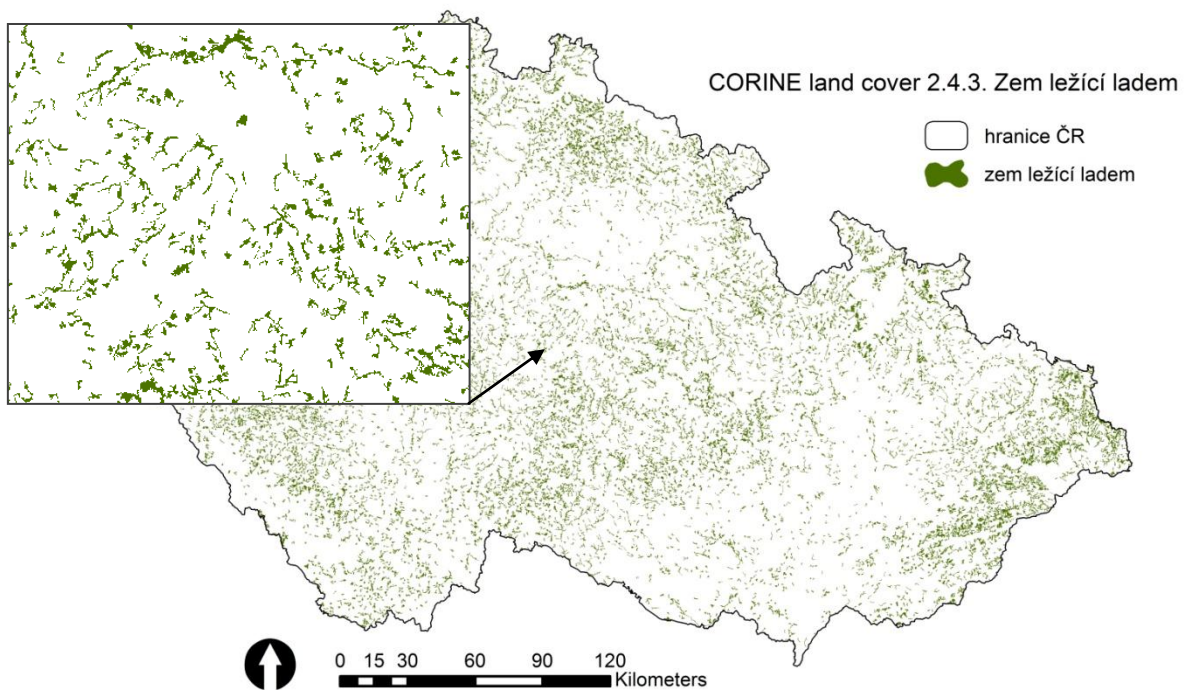
Podobně je to se vzdáleností ke komunikacím. Toto pravidlo z našeho vzorku bylo porušeno celkem třikrát (Graf 5), přičemž ve dvou případech (Obr. 32 uprostřed) lze vidět, že komunikaci obklopuje listnatý les ve svahu, kde tak kočky mohly nalézt vhodný úkryt. Již Nina Klar zmiňuje (Klar et al. 2009), že se kočky divoké dokážou přizpůsobit komunikaci, pakliže je v její blízkosti dostatek úkrytů. V jednom případě pak kočka byla pozorována při přebíhání silnice, což ovšem nevypovídá o jejích preferencích vůči dané komunikaci.

Vzdálenost k lesu byla porušena pouze 2×, což je velmi zanedbatelný počet. Navíc v obou případech byla kočka lokalizována v přímé blízkosti nějaké zelené struktury jako např. liniová zeleň kolem řeky (Obr. 32 vlevo), nebo na louce s roztroušenou zelení (Obr. 32 vpravo). Tato pozorování tak nejsou v rozporu s literárními údaji o tom, že se kočky divoké nerady pohybují daleko od lesa na otevřených prostorách (Klar et al. 2012). V případě, že mají adekvátní kryt, se tak mohou vzdálit i více, než bylo modelováno.



Obr. 32: Výřez z ortofotomapy na konkrétní nálezy kočky divoké v krajině. Nález reprezentuje modrá tečka.

Výrazná většina nálezů pochází z lesních celků (Graf 6) což souhlasí s literárními údaji o preferenci lesa jako habitatu (Stahl & Leger 1992). Devět nálezů pak spadá do kategorie 2.4.3. (Zemědělské oblasti s přirozenou vegetací / Zem ležící ladem) což je ve většině případů plocha ponechána samovolnému vývoji, blíží se podobě lesa. Tato kategorie CORINE je na území ČR poměrně hojně zastoupena (Obr. 33) a při bližším ohledání je zřejmé, že mnohdy tvoří drobné, liniové struktury ve volné krajině a jako taková může být velmi významná pro propojování větších lesních celků a tím i disperzi koček divokých.



Obr. 33: Mapa zastoupení CORINE land cover kategorie 2.4.3. (zem ležící ladem) v ČR s výřezem detailu

Model souhlasí s literárními údaji o preferenci jižních svahů (Hötzel 2005, Jerosch et al. 2010, Dötterer et al. 1996, Steinmeyer et al. 2009, Potočník et al. 2005), kam spadala výrazná většina nálezů koček divokých (Graf 8).

Evaluace jednotlivých vrstev použitých pro tvorbu modelu potvrdila jejich význam s výjimkou vrstvy členitosti terénu (Graf 9). Tato vrstva významně neovlivnila model v pozitivním ani negativním směru. Zdá se, že v tomto podání tedy nemá v modelu význam. Přesto je pravděpodobné, že v lokálním měřítku bude členitý terén pro kočku divokou zajímavý, především z toho důvodu, že v silně členitém terénu bývá dostatek vhodných úkrytů v podobě skalních puklin, dutin v mrtvých stromech, nebo pod vývraty apod.

Nepotvrdil se také význam přírodních luk, obodávaných 4HSI (Tab. 2), což bude pravděpodobně následek ojedinělého zastoupení této kategorie jak v ČR, tak na Slovensku.

4.4. Potenciál krajiny pro výskyt kočky divoké v ČR a na Slovensku

Z výsledků modelu je na první pohled zřejmý velký rozdíl mezi Českou a Slovenskou republikou co se týče rozlohy vhodných habitatů. Plocha nejvhodnějšího habitatu (4HSI) na Slovensku zaujímá 20% rozlohy státu (Graf 1). Ta je zde vázaná na pahorkatiny a vrchoviny porostlé listnatými lesy, které nemají na našem území obdobu. Z topografického hlediska jde o území Malých Karpat, Bielych Karpat, Považského Inovce, Strážovských vrchů, Malé Fatry, Velké Fatry, Vtáčniku, Štiavnických vrchů, Slovenského Rudohoří, Čergova, Slánských vrchů, Ondavské vrchoviny a Vihorlatu.

Malá zalidněnost a nevýrazný turistický ruch v těchto oblastech mohou být dalším pozitivním prvkem zdejšího prostředí. Tato rozsáhlá území se zachovalými přírodními podmínkami pravděpodobně umožnila přežití kočky divoké na území Slovenska i přes silnou regresi areálu v ostatních evropských státech během 19. století.

Lze z toho usuzovat, že na vymizení kočky divoké v České republice mohl mít silný vliv především úbytek vhodného habitatu, který utrpěl přeměnou přirozených lesů na smrkové monokultury. Větší zalidněnost a turistický ruch ve zbylých zachovalých územích České republiky mohou negativně ovlivňovat výskyt druhu. Tato data však nejsou součástí modelu, jde pouze o hypotézu pro další výzkum či případný podrobnější habitatový model menších územních celků.

Plocha nejvhodnějšího habitatu (4HSI) v České republice zaujímá pouze 4% rozlohy země (Graf 1). Ve většině případů jde o plošně malé celky, obklopené stále ještě vhodným habitatem (3HSI)(23% rozlohy země). Ve větších celcích, se pak jedná pouze o několik oblastí. Nápadná je souvislost s téměř všemi našimi vojenskými újezdy, současnými i zrušenými, z nichž se jeví Hradiště v Doupovských horách jako nejvhodnější a nejrozsáhlejší, dále Březina na Vyškovsku, Ralsko, a Boletice v Pošumaví. Libavá a Brdy jsou vzhledem k jehličnatým porostům na většině území méně vhodné, přesto by mohly být významné jako přestupní články pro výskyt v nízkém Jeseníku a Hanušovické vrchovině, potažmo v Českém vnitrozemí. Fenomén vojenských újezdů se stal probíraným tématem a obecně panuje názor, že se v tomto specificky narušovaném prostředí nachází vysoká biodiverzita a prostor pro přežití mnoha vzácných druhů (Černíková 2011). Pro svoji jedinečnost, se rovněž staly součástí soustavy Natura 2000 (Losík & Háková 2007).

Model souhlasí s dřívějšími poznaky o preferenci habitatů v nízkých nadmořských výškách 300-800 m což odpovídá rozšíření doubrav a bučin, respektive jedlobučin (vegetační pásma 2-4 v lesnické typologii)(Anděra & Červený 2009).

Překvapivě hodnotné území vypočítal model pro oblast Podkrušnohoří, Chřibů, Českého středohoří, Křivoklátska a Kokořínska, z nichž poslední dvě oblasti však mohou být příliš turisticky zatížené, vzhledem k chatové zástavbě. V historické době však šlo o typické oblasti výskytu kočky divoké (Kokeš 1974).

Další zajímavé, rozlohou vhodného habitatu však poměrně malé, oblasti jsou například Rychlebské hory, Český les, Zábřežská a Dražanská vrchovina, soutok Moravy a Dyje, nebo oblast Tepelské, Táborské, Benešovské, Jevišovické pahorkatiny a podhůří Šumavy.

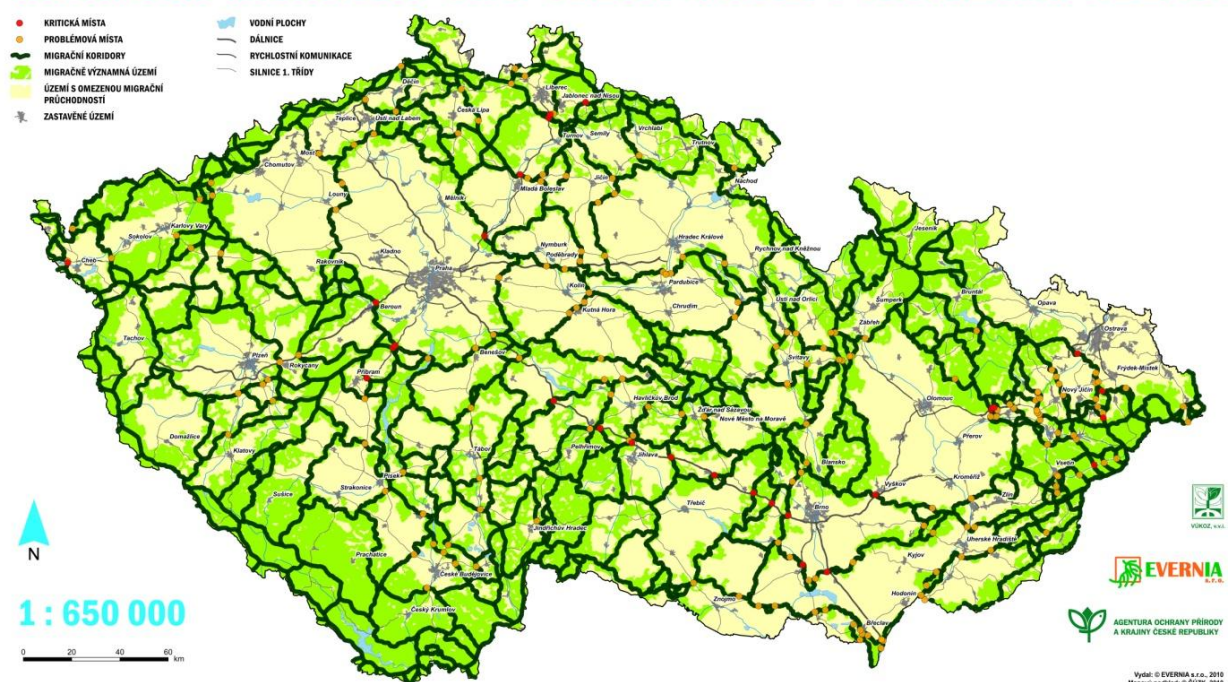
Bílé Karpaty a NP Podyjí jsou vzhledem k blízkosti k hranicím a výskytu kočky divoké v sousedních zemích lokality, u kterých se předpokládalo, že jsou pro kočky divoké velmi vhodné. NP Podyjí na základě modelu pokrývá nejvhodnější habitat (4HSI) téměř na celé ploše, v Bílých karpatech pak většinu území pokrývá vhodný habitat (3HSI) a jen v určitých partiích se nachází izolované plochy nejvhodnějšího habitatu (4HSI).

Co se týče Beskyd, odkud pochází nejvíce recentních pozorování, je zřejmé, že nejvyšší severní část Moravskoslezských Beskyd je pro výskyt kočky divoké nevhodná. Je to jednak z důvodu vysoké sněhové pokrývky, jednak z důvodu složení porostů, které jsou téměř všude monokulturní, smrkové. Hostýnské vrchy, Javorníky a Vizovické vrchy se jeví o poznání

vhodnější. Beskydy jsou však pravděpodobně důležitým disperzním územím pro výskyt na Moravě i ve Slezsku podobně jako je tomu v případě velkých šelem (Kutal & Suchomel 2014a).

Ostatní oblasti, spadající stále do vhodného habitatu jsou velmi fragmentované a z hlediska výskytu tak mohou sloužit spíše jako přestupní kameny pro disperzi (Obr. 34)(Anděl et al. 2010b). Přežití populace v ostrůvkovitých lokalitách vhodného habitatu na Vysočině nebo v severovýchodních Čechách se tak jeví nepravděpodobné.

MIGRAČNÍ KORIDORY PRO VELKÉ SAVCE V ČESKÉ REPUBLICĚ



Obr. 34: Mapa migračních koridorů pro velké savce v ČR (Anděl et al. 2010b)

Model velmi striktně vyloučil nevhodné oblasti ve vysokých nadmořských výškách, přestože na našem území tyto hostí jedny z nejzachovalejších přírodních oblastí (Krkonoše, Jeseníky, Šumava). V modelu jsme vzhledem na dostupné podklady, zadaly jako limitující hranici výskytu 75 dní trvání sněhové pokrývky vyšší 20cm. Nálezy koček divokých na Slovensku spadají téměř výhradně (Graf 7) pod hranici 50 dní trvání sněhové pokrývky >20 cm. Tento poznatek souhlasí s literárními údaji o sněhové pokrývce jako limitujícím faktoru (Sládek & Zejda 1974, Mermod a Liberek 2002, Kilshaw & MacDonald 2011) avšak posouvá limitující hranici výskytu ze 100 dní (Nowell & Jackson 1996) na 75 dní trvání (Graf 7), respektive lze usuzovat, že hranice 50 dní trvání sněhové pokrývky >20 cm je hranice optima výskytu.

Kromě horských oblastí model vyloučil rozsáhlou oblast Polabské nížiny a Moravských úvalů, oddělujících Západokarpatskou a Hercynskou podprovincii. V těchto oblastech se nachází rozsáhlé zemědělské plochy, které jsou pro výskyt kočky divoké naprosto nevhodné, navíc protkané hustou sítí komunikací tvořící bariéru pro disperzi (Kutal & Suchomel eds. 2014b). Vzhledem k rozsáhlosti mohou představovat významnou bariéru pro šíření druhu z jedné provincie do druhé a tím i bránit v kontaktu západoevropské a Karpatské populace. Z historických údajů není zřejmé, zda ke kontaktu obou subpopulací docházelo. Potenciální přestupní kameny jako např. Ždánický les a Chřiby mohou být silně izolovány od ostatních vhodných oblastí, přestože podle modelu by měly poskytovat vhodný habitat.

4.5. Současná situace v ČR

Fotografie z fotopastí na Šumavě, v Beskydech a v Českém lese potvrdily po šedesáti letech výskyt kočky divoké na našem území. Zda se u nás kočky divoké vyskytují trvale, však není jisté. Charakter pozorování nasvědčuje spíše tomu, že v případě vyfotografovaných exemplářů jde o potulující se jedince z německé a karpatské populace. V případě šumavského nálezu, by se mohlo jednat o samce, který si v době páření hledal partnerku, přičemž se vzdálil od svého stálého teritoria. Jeho opětovné zachycení na fotopast (Obr. 28) v NP Bavorský les však může svědčit o trvalém pobytu v této přeshraniční oblasti.

Pozorování při hranicích se Slovenskem zapadá do teorie o disperzní trase v prostorách hřebene Javorníků (Kutal & Suchomel 2014b), odkud pochází vícero nejen historických, ale i recentních pozorování (viz Tab. 5). Vzhledem k recentnímu nálezu kočky žijící v Bielych Karpatech (Obr. 6, Obr. 7), by tento i ostatní nálezy mohly svědčit o tom, že se v této oblasti kočka divoká již trvale vyskytuje a rozmnožuje. Jde však pouze o hypotézu, která má být teprve ověřena pomocí intenzivního fotomonitoringu v následujících letech. Nelze však vyloučit ani možnost, že by se mohlo jednat o jedince až z nejbližší známé populace ve Strážovských vrších s potenciálním disperzním koridorem v oblasti Považské Bystrice (Anděl et al. 2010a).

Nález z Doupovských hor je z hlediska trvalého výskytu u nás nejzajímavější, neboť Doupovské hory jsou již výrazně vzdálené od hranic, navíc oddělené řekou Ohří od německého pohraničí. Existuje tak možnost, že k nám kočky divoké pronikly, nebo pronikají právě až z oblasti Chebska, respektive německé strany (Fichtelgebirge) kde bylo recentně

prokázáno i jejich rozmnožování. Jedinec vyfotografovaný v Českém lese naproti tomu potvrzuje předpokládanou disperzní trasu z Německa na Šumavu (interaktivní mapa viz <http://wildkatzenwegeplan.geops.de>).

Situace v oblasti NP Podyjí, kde probíhal nejintenzivnější průzkum po několik let vzhledem k doloženému výskytu v sousedícím NP Thayatal se zdá jednoznačně negativní. Kočka divoká byla v NP Thayatal naposledy zaznamenána před dvěma lety a od té doby se nepodařilo získat žádný další důkaz o výskytu, přestože průzkum stále probíhá, a to jak na rakouské, tak na české straně. Je pravděpodobné, že tato lokalita je příliš malá pro udržení stabilní populace a se silným antropogenním vlivem (na české straně jde pravděpodobně především o odstřel domácích koček ve volné přírodě, rušení přemírou lesnických prací nejen v období rozmnožování a turistický ruch).

Nejvíce vizuálních pozorování pochází z oblasti severních Beskyd. To může naznačovat, že toto území je důležitou disperzní oblastí, což by odpovídalo teorii o řece Váh jako disperzní bariéře (Kokeš 1974). Řeka Váh by mohla být obcházena ze severu od NP Malá Fatra, kde by kočky překonaly řeku Váh mezi Strečnem a Vrútkami a dále pokračovaly po hřebenech Javorníků až na české pohraničí kolem vrcholu Makyty, kde se koncentruje množství pozorování kočky divoké (Tab. 5). Množství pozorování ze severních Beskyd ovšem může odrážet pouze aktivitu autorky, která se v této oblasti pohybovala s velkou intenzitou a díky síti kontaktů se tak dostala k mnoha informacím.

Pozorování z oblasti Jeseníků, ačkoliv se jedná o dost nevěrohodná data, jsou zajímavá tím, že se jedná o místa nejvzdálenější k současně známým populacím. Výskyt kočky divoké v Polsku se omezuje na oblast Karpat (Okarma et al. 2002). Přežití nějaké izolované populace v podhůří Jeseníků, byť i na polské straně, se jeví velmi nepravděpodobné. Mnohem pravděpodobnější je, že se do této oblasti mohou kočky divoké dostávat ze Slovenska přes Moravskoslezské Beskydy, Moravskou bránu a Oderské vrchy. Druhou disperzní možností by pak mohla být trasa vedoucí přes Bílé Karpaty, Chříby, Drahanskou a Zábřežskou vrchovinu.

Důkazy o výskytu na našem území i v přilehlých oblastech pohraničí jistě souvisí s rozsáhlým fotomonitoringem, který v posledních letech doznal velkého pokroku a především zintenzivnění (především v oblasti Beskyd a Javorníků, Šumavy a Českého lesa). Získané důkazy svědčí o trendu růstu populací vzácných šelem ve střední Evropě (Kutal & Suchomel 2014a), respektive jejich návratu do dříve tradičních oblastí výskytu. Zda byl tento trend zachycen v úplných počátcích, anebo až nyní díky rozvoji fotomonitoringu objevujeme něco,

co probíhá již delší dobu (v řádu desetiletí) je otázkou, na kterou snad brzy dostaneme odpověď.

Pokud by se potvrdil výskyt a rozmnožování kočky divoké v oblastech jako je například Křivoklátsko, Kokořínsko, nebo nízký Jeseník, mohlo by to znamenat, že tento trend úspěšně probíhá už desítky let a pouze unikal naší pozornosti.

4.6. Kontext práce a její přínos

Práce je součástí dlouhodobého úsilí autorky poznat současný stav populace kočky divoké a jejich prostorových a biologických nároků. Navazuje na dlouholetou terénní práci s využitím fotografických a chlupových pastí s cílem získat nejenom fotografie ale také genetický materiál pro další studie. Terénní výzkum stále pokračuje a v blízké budoucnosti snad bude moci doplnit dosavadní poznatky. Model je jedním z dosažených cílů, na cestě k poznání této šelmy a objasnění celé řady témat, z nichž některé byly nastíněny v této práci.

Zda se v modelových oblastech může kočka divoká trvale udržet, se ukáže až časem. Model však může být postupně vylepšován a doplňován o další proměnné, může sloužit jako vodítko pro terénní hodnocení konkrétních lokalit či podrobnější srovnání modelových lokalit v Česku a na Slovensku. Může sloužit také jako podklad pro plánování fotomonitoringu, reintrodukcí či územního plánování. Může být nápovědou v řešení dílčích projektů zaměřených na populační strukturu, hybridizaci a ochranu. K modelu bude v budoucnu vypracována také mapa potenciálních disperzních tras, která naváže na podobné modely ze sousedních zemí a usnadní tak spolupráci se zahraniční odbornou a ochranářskou komunitou.

5. Souhrn

Byl vytvořen model potenciálu krajiny pro výskyt kočky divoké v České a Slovenské republice a úspěšně ověřen nálezovými daty. V České republice je 27% rozlohy země vhodné pro výskyt kočky divoké, na Slovensku je to 44% rozlohy země. Vhodný habitat je zde vázán na listnaté lesy pahorkatin a vrchovin, s výraznou preferencí jižní expozice a limitujícím faktorem, více než 50 dní trvající sněhová pokrývka >20 cm. Ve větších celcích se jedná o Doupovské hory, Podkrušnohoří, České středohoří, Kokořínsko, Křivoklátsko, Dražanskou vrchovinu, Chříby, Ždánický les a Bílé Karpaty. Na Slovensku jde o rozsáhlé oblasti Malých Karpat, Bielych Karpat, Považského Inovce, Strážovských vrchů, Malé Fatry, Velké Fatry, Vtáčniku, Štiavnických vrchů, Slovenského Rudohoří, Čergova, Slánských vrchů, Ondavské vrchoviny a Vihorlatu.

V České republice byl za posledních pět let prokázán výskyt celkem čtyř jedinců kočky divoké na základě fotografií ze Šumavy, Doupovských hor, Českého lesa a Beskyd. Pozorování jedinci pochází ze západoevropské a karpatské populace a svědčí o trendu šíření této šelmy do oblastí historického výskytu. Zda je kočka divoká trvalou součástí naší fauny je ovšem nejisté do té doby, než se na našem území podaří prokázat její rozmnožování.

6. Literatura

- Adamec M., 2008: The situation of the european wildcat in Slovakia. *Experten Workshop die Wildkatze*, 30. September 2008. Wels, Österreich.
- Anděl P., Mináriková T. & Andreas M. (eds.), 2010a: *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Evernia, Liberec, 137 pp.
- Anděl P., Mináriková T. & Andreas M., 2010b: *Mapa migračních koridorů pro velké savce*. Evernia, Praha.
- Anděra M. & Červený J., 2009: *Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (Carnivora)*. Národní muzeum, Praha.
- Anile S., Bizzarri L. & Ragni B., 2010: Estimation of European wildcat population size in Sicily (Italy) using camera-trapping and capture recapture analyses. *Italian Journal of Zoology* **77**(2): 241–246.
- Anile S., Arrabito C., Mazzamuto M. V., Scornavacca D. & Ragni B., 2012: A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Sicily using hair trapping and camera trapping: does scented lure work? *Hystrix* **23**(2): 1–5.
- Artois M., 1985: Utilisation de l'espace et du temps chez le Renard (*Vulpes vulpes*) et le Chat forestier (*Felis silvestris*) en Lorraine. *Gibier Faune Sauvage* **3**: 33–57.
- Balharry D. & Daniels M. J., 1998: *Wild living cats in Scotland*. Scottish Natural Heritage Research, Survey and Monitoring Report No. 23. Edinburgh, Scotland.
- Beaumont M., Barratt E. M., Gottelli D., Ktchener A. C., Daniels M. J., Pritchard J. K. & Bruford M. W., 2001: Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Mol. Ecol.* **10**: 319–336.
- Beltrán J. F. & Delibes M., 1994: Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *Journal of Mammalogy* **75**: 382–393.
- Berghausen W., Radler K. & Willems H., 1989: Reproduktion des Uhus (*Bubo bubo* L.) in verschiedenen europäischen Teilpopulationen sowie einer „Population“ in gehogen. *Charadrius* **25**(2): 85–93.
- Birks J. D. S., Messenger J. E. & Halliwell E. C., 2005: Diversity of den sites used by pine martens *Martes martes*: A response to the scarcity of arboreal cavities? *Mammal Review* **35**: 313–320.
- Biró Z., Lanszki J., Szemethy L., Heltai M. & Randi E., 2005: Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* **266**: 187–196.
- Biró Z., Szemethy L. & Heltai M., 2003: Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris* f. *catus*) in a hilly region of Hungary. *Mamm. biol.* **69**: 302–310.
- Blazej A., Galatík A., Galatík J., Krul Z. & Mládek M., 1989: *Atlas of microscopic structures of fur skins 1*. Elsevier Science, New York, New York, USA.
- Bouchner M., 1990: *Stopy. Průvodce přírodou*. Aventinum, Praha.
- Boyce M. S. & McDonald L. L., 1999: Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 268–272.
- Clarke J. C., 1983: Moonlight's influence on predator/prey interactions between short eared owls (*Asio flammeus*) and deermice (*Peromyscus maniculatus*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* **13**: 205–209.
- Condé B. & Schauenberg P., 1974: Fortpflanzung der Wildkatze (*Felis silvestris*) in Nordostfrankreich. *Revue Suisse Zoologie* **81**: 45–52.
- Corbett L., 1978: Current research on wildcats – why have they increased? *Scottish Wildlife* **14**(3): 17–21.

- Corbett L. K., 1979: *Feeding ecology and social organization of wildcats (Felis silvestris) and domestic cats (Felis catus) in Scotland*. PhD Thesis. University of Aberdeen, Aberdeen.
- Culek M. a kol. 2005: *Biogeografické členění České republiky II. díl*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 589 pp.
- Černíková L., 2011: *Ochrana biodiverzity krajiny vojenských újezdů*. BSc Thesis. Jihočeská Univerzita, České Budějovice.
- Dalbeck L., 2005: Nahrung als limitierender Faktor für den Uhu *Bubo bubo* (L.) in der Eifel. *Ornithologischer Anzeiger* **44**: 99–112.
- Daly M., Behrend P. R., Wilson M. I. & Jacobs L. F., 1992: Behavioural modulation of predation risk: moonlight avoidance and crepuscular compensation in a nocturnal desert rodent, *Dipodomys meriami*. *Animal Behaviour* **44**: 1–9.
- Daniels M. J., 1997: *The biology and conservation of the wildcat in Scotland*. PhD Thesis. University of Oxford, Oxford.
- Daniels M. J., Balharry D., Hirst D., Kitchener A. C. & Aspinall R. J., 1998: Morphological and pelage characteristics of wild living cats in the north east of Scotland: Implication for defining the wildcat. *Journal of Zoology* **244**: 231–247.
- Daniels M. J., Beaumont M. A., Johnson P. J., Balharry D., Macdonald D. W. & Barratt E., 2001: Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. *Journal of Applied Ecology* **38**: 146–161.
- Davison A., Birks J. D. S., Brookes R. C., Braithwaite T. C. & Messenger J. E., 2002: On the origin of faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. *Journal of Zoology* **257**: 141–143.
- Day M. G., 1966: Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *Journal of Zoology* **148**: 201–217.
- Dieterlen F., 2005: Schermaus (Ostschermaus, Große Wühlmaus) *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758). In: Braun M., Dieterlen F. (eds): *Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2*. Eugen Ulmer, Stuttgart: 328–341.
- Dimitrijevic S., 1980: Ecomorphological characteristics of the wildcat (*Felis silvestris* Schreber, 1777) on the territory of Vojvodina. *Arhiv. biol. Nauka Beograd* **58**(3a): 219–282.
- Djabalarneli J., 2005: Hair Catching with the aid of the “Lure stick”. Proof of wildcat existence by genetic analysis. In: Herrmann M. (ed.): *Biology and Conservation of the European wildcat (Felis silvestris silvestris)*. Symposium abstracts. Vosges du Nord – Pfälzerwald, Germany, Jan 21st – 23rd 2005: 27.
- Dötterer M. & Bernhart F. 1996: The occurrence of wildcats in the southern Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* **41**: 205–209.
- Doyle A. T., 1990: Use of riparian and upland habitats by small mammals. *Journal of Mammalogy* **71**: 14–23.
- Driscoll C. A., Menotti-Raymond M., Roca A. L., Hupe K., Johnson W. E., Geffen E., Harley E. H., Delibes M., Pontie D., Kitchener A. C., Yamaguchi N., O’Brien S. J. & Macdonald D. W., 2007: The Near Eastern origin of cat domestication. *Science* **317**: 519–523.
- Driscoll C. & Nowell K. 2010: *Felis silvestris*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 March 2014.
- Edwards G. P., de Preu N. D., Shakeshaft B. J. & Crkaly I. V., 2000: An evaluation of two methods of assessing feral cat and dingo abundance in central Australia. *Wildlife Research* **27**: 143–149.
- Eichholzer A., 2010: *Testing the applicability of pictures taken by camera-traps for monitoring the European wildcat Felis silvestris silvestris in the Jura Mountains of Switzerland*. MSc Thesis. University of Zürich, Switzerland.

- Friembichler S., 2010: *Die potentielle Verbreitung der Wildkatze (Felis silvestris silvestris, Schreber 1777) in Österreich als Entscheidungsgrundlage für weitere Schutzmaßnahmen*. MSc Thesis. Universität Salzburg, Salzburg.
- García-Alaníz N., Naranjo E. J. & Mallory F. F., 2010: Hair-snares: A non-invasive method for monitoring felid populations in the Selva Lacandona, Mexico. *Trop. Conserv. Sci.* **3**(4): 403–411.
- Gehle T. & Herzog S., 2012: Sinn und Unsinn einer Differenzierung von Wild- und Hauskatze mit Hilfe genetischer Marker. *Säugetierkundliche Informationen* **8**(45): 329–336.
- Genovesi P. & Boitani L., 1992: Spacing patterns and activity rhythms of a wildcat (*Felis silvestris*) in Italy. *Seminar on the biology and conservation of the wildcat (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23–25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg, France: 98–101.
- Germain E., Benhamou S. & Poulle M. L., 2008: Spatio-temporal sharing between the European wildcat, the domestic cat and their hybrids. *Journal of Zoology* **276**: 195–203.
- Halle S., 1995: Effect of extrinsic factors on activity of root voles, *Microtus oeconomus*. *Journal of Mammalogy* **76**: 88–99.
- Harrington L. A., Harrington A. L., Hughes J., Stirling D. & Macdonald D. W., 2010: The accuracy of scat identification in distribution surveys: American mink, *Neovison vison*, in the northern highlands of Scotland. *Eur. J. Wildl. Res.* **56**: 377–384.
- Hartmann S. A., Steyer K., Kraus R. H. S., Segelbacher G. & Nowak C., 2013: Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conservation Genetics* **14**: 413–426.
- Hell P., Slamečka J. & Gašparík J., 2004: *Rys a mačka divá v slovenských Karpatoch a vo svete*. PaRPRESS, Bratislava.
- Heller M., 1992: Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in the region Baden-Württemberg/Southwest Germany. In: *Seminar on the biology and conservation of the Wildcat (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23–25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg, France: 38–41.
- Hemmer H., 1993: *Felis silvestris* Schreber, 1777 – Wildkatze. In: Niethammer J. & Krapp F. (eds): *Handbuch der Säugetiere Europas. 5/II*. AULA, Wiesbaden: 1076–1118.
- Henze O. & Zimmermann G., 1969: *Opeření přátelů*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Hertwig S. T., Schweizer M., Stepanow S., Jungnickel A., Böhle U.-R. & Fischer M. S., 2009: Regionally high rates of hybridization and introgression in German wildcat populations (*Felis silvestris*, Carnivora, Felidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **47**: 283–297.
- Hirzel A., Hausser J. & Perrin N., 2005: *Biomapper 3.2*. Laboratory of Conservation Biology. Department of Ecology and Evolution. University of Lausanne, Lausanne. Available at: <http://www.unil.ch/biomapper>.
- Hlaváčová P., 2009: *Srovnávací studie stop vybraných druhů lasicovitých šelem (Mustelidae)*. BSc Thesis. Univerzita Karlova, Praha.
- Hobson K. J., 2012: *An investigation into prey selection in the Scottish wildcat (Felis silvestris silvestris)*. MSc thesis. Imperial College of London.
- Hossfeld E., Reif U. & Reith U., 1992: The wildcat in the Taunus mountains: results of preliminary investigations and a draft of a research and protection project. *Seminar on the biology and conservation of the wildcat (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23–25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg, France: 46–51.
- Hötzel M., 2005: *Drei Jahre intensiver Beobachtung einer weiblichen Wildkatze (Felis silvestris silvestris) in der Eifel – Habitatpräferenzen, Nahrungsangebot und Raumnutzung*. MSc Thesis. Universität Bielefeld.

- Hupe K., Pott-Dörfer B. & Götz M., 2004: Nutzung autobahnnaher Habitate im Bereich der BAB 7 nördlich von Seesen durch die europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) unter dem Aspekt der Lebensraumzerschneidung. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* **6**: 266–278.
- Hupe K. & Simon O., 2007: Untersuchung zum Vorkommen der Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) in Wäldern und bewaldeten Höhenzügen zwischen Solling und Hainberg im Hinblick auf eine mögliche Vernetzung der Harz- und Sollingpopulation. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* **27**: 38–45.
- Jerosch S., Götz M., Klar N. & Roth M., 2010: Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* **18**: 45–54.
- Johnson J. B. & Omland K. S., 2004: Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* **19**: 101–108.
- Karanth K. U., 1995: Estimating tiger populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* **71**: 333–338.
- Kery M., Gardner B., Stoeckle T., Weber D. & Royle J. A., 2011: Use of spatial capture-recapture modelling and DNA data to estimate densities of elusive animals. *Conservation Biology* **25**(2): 356–364.
- Kilshaw K. & Macdonald D. W., 2011: *The use of camera trapping as a method to survey for the Scottish wildcat*. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 479.
- Kitchener A. C., 1991: *The natural history of the wild cats*. Christopher Helm, London.
- Kitchener A. C., Yamaguchi N., Ward J. M. & Macdonald D. W., 2005: A diagnosis for the Scottish wildcat: a tool for conservation action for a critically-endangered felid. *Animal Conservation* **8**: 223–237.
- Klar N., 2005: Wildcats in the southern Eifel: Why are they bound to forest? In: Herrmann M. (ed.): *Biology and Conservation of the European wildcat (Felis silvestris silvestris)*. Symposium abstracts. Vosges du Nord – Pfälzerwald, Germany, Jan 21st – 23rd 2005: 18.
- Klar N., Fernandez N., Kramerschadt S., Herrmann M., Trinzen M., Buttner I. & Niemitz C., 2008: Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* **141**(1): 308–319.
- Klar N., Herrmann M., Henning-Hahn M., Pott-Dörfer B., Hofer H. & Kramer-Schadt S., 2012: Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connecting forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning* **105**(4): 376–384.
- Klar N., Herrmann M. & Kramer-Schadt S., 2009: Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *Journal of Wildlife Management* **73**(5): 631–638.
- Knick S. T. & Dyer D. L., 1997: Distribution of black-tailed jackrabbit habitat determined by GIS in Southwestern Idaho. *Journal of Wildlife Management* **61**: 75–85.
- Kokeš O., 1974: Z dějin výskytu kočky divoké (*Felis silvestris* Schreber, 1777) v českomoravských krajích. *Lynx, n. s.* **15**: 9–21.
- Krištofik J. & Danko Š. (eds), 2012: *Cicavce Slovenska – rozšírenie, bionómia a ochrana*. VEDA, Bratislava.
- Krüger M., Hertwig S. T., Jetschke G. & Fischer, M. S., 2009: Evaluation of anatomical characters and the question of hybridization with domestic cats in the wildcat population of Thuringia, Germany. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* **47**: 268–282.
- Kutal M., 2014: *Ekologie rysa ostrovida (Lynx lynx) a vlka obecného (Canis lupus) v oblasti Západních Karpat a jejich význam v lesním ekosystému*. PhD Thesis. Mendelova univerzita v Brně, Brno.

- Kutal M. & Suchomel J. (eds.), 2014a: *Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. 189 pp.
- Kutal M. & Suchomel J. (eds.), 2014b: *Analýza výskytu velkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech*. Mendelova univerzita v Brně, Brno. 48 pp.
- Liberek M., 1999: *Eco-ethologie du chat sauvage Felis s. silvestris, Schreber 1777 dans le Jura Vaudois (Suisse)*. Influence de la couverture neigeuse. PhD Thesis. Université de Neuchâtel.
- Liberek M., 2002: Distribution, home range, activity periods and habitat use of four wildcats (*Felis s. silvestris*) in Swiss Jura mountains: first results. *Säugetierkundliche Informationen* **5**: 233–238.
- Liberg O. & Sandell M., 1988: Spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cat and other felids. In: D.C. Turner D. C. & Bateson P. (eds): *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge: 83–98.
- Lima S. L. & Dill L. M., 1990: Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**: 619–640.
- Long A., MacKay P., Zielinski W. J. & Ray J. C., 2008: Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington.
- Losík J. & Háková A., 2007: *Ochrana přírody* **62**(4): 2-4.
- Lozano J., Moléon M. & Virgós E., 2006: Biogeographical patterns in the diet of the wildcat (*Felis silvestris* Schreber) in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. *Journal of Biogeography* **33**: 1076–1085.
- Lozano J., Virgós E. & Cabezas-Díaz S., 2013: Monitoring European wildcat *Felis silvestris* populations using scat surveys in central Spain: are population trends related to wild rabbit dynamics or to landscape features? *Zoological Studies* **52**: 16.
- Lozano J. & Urrea F., 2007: El gato doméstico, *Felis catus* Linnaeus, 1758. *Galemys* **19**: 35–38.
- Mermod C. P. & Liberek M., 2002: The role of snowcover for European wildcat in Switzerland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **48**: 17–24.
- Miller G. S., 1912: *Catalogue of the mammals of western Europe (Europe exclusive of Russia) in the collection of British Museum*. British Museum (Natural History), London.
- Morrison M. L., Marcot B. G. & Mannan R. W., 1992: *Wildlife-Habitat Relationships: Concepts and Applications*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Mowat G., Slough B. G. & Rivard R., 1994: A comparison of three live capture devices for lynx: capture efficiency and injuries. *Wildlife Society Bulletin* **22**: 644–655.
- Muntyanu A. I., Vasiliev A. G. & Chegorka P. T., 1993: Distribution and number of the European wildcat (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in R. Moldova. *Seminar on the biology and conservation of the wildcat (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23-25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg, France: 59–61.
- Nowell K. & Jackson P., 1996: European wildcat, *Felis silvestris, silvestris* group Schreber, 1775. In: Nowell K. & Jackson P. (eds): *Wild cats: Status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland: 110–113.
- Nussberger B., Weber D., Hefti-Gautschi B. & Lüps P., 2007: Neuester Stand des Nachweises und der Verbreitung der Waldkatze (*Felis silvestris*) in der Schweiz. *Mitt. Natf. Ges. Bern* **64**: 67–80.
- Nybakk K., Kjørstad M., Overskaug K., Kvam T., Linnell J. D. C., Andersen R. & Berntsen F., 1996: Experiences with live capture and radio collaring of lynx *Lynx lynx* in Norway. *Fauna Norvegica* **17**: 17–27.
- O'Brien J., Devillard S., Say L., Vanthomme H., Léger F., Ruetten S. & Pontier D., 2009: Preserving genetic integrity in a hybridising world: are European Wildcats (*Felis*

- silvestris silvestris*) in eastern France distinct from sympatric feral domestic cats? *Biodiversity and Conservation* **18**: 2351–2360.
- O’Connell A. F., Nichols J. D. & Karanth K. U. (eds), 2011: *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer, Tokyo, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.
- Okarma H., Śnieżko S. & Olszanska A., 2002: Occurrence of wildcat in the Polish Carpathian Mountains. *Acta Theriologica* **47**(4): 499–504.
- Oliveira R., Godhino R., Pierpaoli M., Randi E., Ferrand N. & Alves P. C., 2008: Molecular analysis of hybridisation between wild and domestic cat (*Felis silvestris*) in Portugal: implication for conservation. *Conservation Genetics* **9**: 1–11.
- Pearce J. L., Cherry K., Drielsma M., Ferrier S. & Whish G., 2001: Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology* **38**: 412–424.
- Peterson J. T. & Dunham J. A., 2003: Combining inferences from models of capture efficiency, detectability, and suitable habitat to classify landscapes for conservation of threatened bull trout. *Conservation Biology* **17**: 1070–1077.
- Piechocki R., 1990: *Die Wildkatze Felis silvestris*. Die Neue Brehm-Bücherei, 189. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Piechocki R., 2001: Lebensräume – Die Verbreitung der Wildkatze in Europa. In: Grabe H. & Worel G. (eds): *Die Wildkatze – Zurück auf leisen Pfoten*. Buch und Kunstverlag Oberpfalz, Amberg: 14–29.
- Pielou E. C., 1961: Segregation and symmetry in two-species populations as studied by nearest-neighbour relationships. *J. Ecol.* **49**: 255–269.
- Pierpaoli M., Birò Z. S., Herrmann M., Hupe K., Fernandes M., Ragni B., Szemethy L. & Randi E., 2003: Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Mol. Ecol.* **12**: 2585–2598.
- Piñeiro A. 2012: *Eco-etología y respuestas de estrés fisiológico en el gato montés (Felis silvestris): implicaciones para su conservación*. PhD Thesis. Autónoma University of Madrid.
- Piñeiro A. & Barja I., 2012: The plant physical features selected by wildcats as signal posts: an economic approach to fecal marking. *Naturwissenschaften* **99**: 801–809.
- Pospíšková J., 2010: *Úvod do problematiky rozšíření kočky divoké (Felis silvestris): evoluční a ekologický přístup*. BSc Thesis. Univerzita Karlova, Praha.
- Pospíšková J., Kutal M., Bojda M., Bufková-Danisová K. & Bufka L., 2013: Nové nálezy *Felis silvestris* v České republice (Carnivora: Felidae). *Lynx, n. s.* **44**: 139–147.
- Potocnik H. & Kos I., 2000: [Habitat, distribution and threats for the wildcat (*Felis silvestris*) in dinaric forest region]. [In: Adamic M. (ed.): *Conservation management of the threatened wildlife species*.] Biotechnical faculty, Ljubljana: 1–29. [In Slovenian]
- Potocnik H., Kljun F., Racnik J., Skrbinek T., Adamic M. & Kos I., 2002: Experience obtained from box trapping and handling wildcats in Slovenia. *Acta Theriologica* **47**: 211–219.
- Potocnik H., Skrbinek T., Kljun F. & Kos I., 2005: Wildcats’ habitat utilization in the region of the Dinaric Mountains (Slovenia). In: Herrmann M. (ed.): *Biology and Conservation of the European wildcat (Felis silvestris silvestris)*. Symposium abstracts. Vosges du Nord – Pfälzerwald, Germany, Jan 21st – 23rd 2005: 20.
- Prugh L. R. & Ritland C. E., 2005: Molecular testing of observer identification of carnivore feces in the field. *Wildlife Society Bulletin* **33**: 189–194.
- Ragni B., 1993: Status and conservation of the wildcat in Italy. *Seminar on the biology and conservation of the wildcat (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23-25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg, France: 40-41.

- Raimer F., 2001: Heimlichkeit in weiten Wäldern: Der Schutz der Wildkatze und ihrer Lebensräume. In: In: Grabe H. & Worel G. (eds): *Die Wildkatze – Zurück auf leisen Pfoten*. Buch und Kunstverlag Oberpfalz, Amberg: 71–91.
- Raydelet P., 2009: *Le chat forestier*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Rhymer J. M. & Simberloff D., 1996: Extinction by hybridization and introgression. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **27**: 83–109.
- Sawyer H., Nielson R. M., Lindzey F. & McDonald L. L., 2006: Winter habitat selection of mule deer before and during the development of a natural gas field. *Journal of Wildlife Management* **70**: 396–403.
- Schadt S., Knauer F., Kaczensky P., Revilla E., Wiegand T. & Trepl L., 2002: Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the eurasian lynx. *Ecological application* **12**(5): 1469–1483.
- Schauenberg P., 1970: Le chat forestier d'Europe *Felis s. silvestris* Schreber, 1777 en Suisse. *Rev. Suisse Zool.* **77**(1): 127–160.
- Schauenberg P., 1981: Elements d'écologie du chat forestier d'Europe *Felis silvestris* Schreber, 1777. *Revue d'écologie (Terre & Vie)* **35**: 3–36.
- Schröpfer R., 2012: Hat die Wildkatze eine Chance? Die Stellung der Wildkatze *Felis silvestris silvestris* in der Kleinraubtiergilde Mitteleuropas. *Säugetierkundliche Informationen* **8**(45): 337–446.
- Silva A. P., Kilshaw K., Johnson P. J., Macdonald D. W., & Rosalino L. M., 2013: Wildcat occurrence in Scotland: food really matters. *Biodiversity research* **19**: 232–243.
- Singh P., Gopalaswamy A. M., Royle A. J., Kumar N. J. & Karanth K. U., 2010: *SPACECAP: A Program to Estimate Animal Abundance and Density using Bayesian Spatially-Explicit Capture-Recapture Models*. Wildlife Conservation Society – India Program, Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India. Version 1.0.
- Sládek J., 1972: Geografické rozšírenie a početnosť mačky divej (*Felis silvestris*) na Slovensku. *Lesnícky časopis* **18**(1): 49–60.
- Sládek J., 1976: Farebné anomálie v západokarpatskej populácii mačky divej (*Felis silvestris* Schreber, 1777). *Lynx* **18**: 73–83.
- Sládek J. & Zejda J., 1974: Výsledky a aspekty ekologického studia v theriologii. *Zprávy Čs. Společ. Zool.* **4-6**: 77–84.
- Soule M. E., 1987: Introduction. In: Soule M. E. (ed.): *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge: 1–10.
- Spassov N., Simeonovski V., Sporidonov G., 1997: The wild cat (*Felis silvestris* Schr.) and the feral domestic cat: Problems of morphology, taxonomy, identification of hybrids and purity of the wild population. *Historia Naturalis Bulgarica* **8**: 101–120.
- Stahl P., 1986: *Le Chat forestier d'Europe (Felis silvestris Schreber, 1777): Exploitation des ressources et organisation spatiale*. PhD Thesis. University of Nancy, Nancy.
- Stahl P. & Artois M., 1991: *Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim*. Council of Europe, Strasbourg.
- Stahl P. & Artois M., 1994: Major problems and implications for conservation. In: Stahl P. & Artois M. (eds): *Status and conservation of the wildcat (Felis silvestris) in Europe and around the Mediterranean rim*. Council of Europe Press, Strasbourg: 57–60.
- Stahl P. & Leger F., 1992: Le chat sauvage d'Europe (*Felis silvestris* Schreber, 1777). In: *Encyclopédie des Carnivores de France; 17*. Société Française pour l'étude et la protection des Mammifères, Puceul.
- Steinmeyer L., Klimšová V. & Ohm J., 2009: *Habitat and activity pattern of a European wildcat via 24h observations by using VHF telemetry in the Swiss Jura Mounatins*. Unpublished.

- Steyer K., Simon O., Kraus R. H. S., Haase P. & Nowak C., 2012: Hair trapping with valerian-treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low-density habitats. *Eur. J. Wildl. Res.* **59**(1): 39–46.
- Sunde P., Snorre O. S. & Kvam T., 1998: Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population. *Wildlife Biology* **4**: 177–183.
- Teerink B. J., 1991: *Hair of West European mammals. Atlas and identification key.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Tolasz R., Brázdil R., Bulíř O., Dobrovolný P., Dubrovský M., Hájková L., Halášová O., Hostýnek J., Janouch M., Kohut M., Krška K., Křivancová S., Kvētoň V., Lepka Z., Lipina P., Macková J., Metelka L., Míková T., Mrkvica Z., Možný M., Nekovář J., Němec L., Pokorný J., Reitschläger J. D., Richterová D., Rožnovský J., Řepka M., Semerádová D., Sosna V., Stříž M., Šercl P., Škáchová H., Štěpánek P., Štěpánková P., Trnka M., Valeriánová A., Valter J., Vaníček K., Vavruška F., Voženílek V., Vráblík T., Vysoudil M., Zahradníček J., Zusková I., Žák M. a Žalud Z., 2007: *Atlas podnebí Česka.* 1. vydání. Praha, Olomouc: Český hydrometeorologický ústav, Universita Palackého, 256 s.
- Tóth M., 2003: *Information content of mammalian hair – hair-diagnostics and its practical application.* PhD Thesis. Eötvös Loránd University, Budapest, Hungary. [In Hungarian with English Summary and Thesis]
- Tóth M., 2008: A new noninvasive method for detecting mammals from birds' nests. *Journal of Wildlife Management* **72**(5): 1237–1240.
- Uttendörfer O., 1952: *Neue Ergebnisse über die Ernährung der Raubvögel und Eulen.* Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Waller G. R., Price G. H. & Mitchell E. D., 1969: Feline attractant, cis,trans-nepetalactone: metabolism in the domestic cat. *Science* **164**(3885): 1281–1282.
- Webbon C., Baker P. J. & Harris S., 2004: Faecal counting for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *J. Appl. Ecol.* **41**: 768–779.
- Weber D., 2008: *Monitoring Wildcats (Felis silvestris silvestris): Guidance for a systematic survey of the distribution of wildcats and for monitoring population changes over time.* Hintermann & Weber, Rodersdorf, Switzerland.
- Weingarth K., Bufka L., Daniszova K. & Zeppenfeld T., 2012: Reducing monitoring effort by improving the study design of systematic camera trap monitoring of lynx (*Lynx lynx*) in protected areas. *Säugetierkundliche Informationen* **8**(45): 439–441.
- White G. C., Burnham K. P., Otis D. L. & Anderson D. R., 1978: *User's Manual for Program CAPTURE.* Utah State University Press, Logan, Utah.
- Wittmer H. U., 2001: Home range size, movements, and habitat utilization of three male European wildcats (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Saarland and Rheinland-Pfalz (Germany). Short communication. *Mamm. Biol.* **66**: 365–370.