



INTERREG V-A
SLOVENSKÁ REPUBLIKA
ČESKÁ REPUBLIKA



EURÓPSKA ÚNIA
EURÓPSKY FOND
REGIONÁLNEHO ROZVOJA
SPOLOČNE BEZ HRANÍC

INTERREG V-A SK-CZ

304021D016

**Koordinácia ochrany, monitoringu a manažmentu západokarpatskej
populácie vlka dravého a rysa ostrovida na česko-slovenskom pomedzí
ŠELMY SKCZ**

Štúdiá s odporúčaniami pre starostlivosť o veľké šelmy v cezhraničnom regióne SR-ČR

ÚBO AV ČR, v.v.i., Brno: Krojerová J., Barančková M., Turbaková B., Homolka M., Koubek P.

Hnutí DUHA Olomouc: Kutal M., Duřa M., Bojda M.

NLC: Slamka M., Bučko J., Sedliak M., Sujová K.

ŠOP SR: Záhorec L., Hletko M.



December 2019

Obsah

Úvod – popis projektu	4
ODBORNÁ ČASŤ – SÚHRN POZNATKOV	4
1. Ekologické nároky skúmaných druhov	4
1.1 Rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	5
1.2 Vlk dravý (<i>Canis lupus</i>)	5
2. Charakteristika predmetného územia	6
3. Výsledky projektu ŠELMY SKCZ	9
3.1 Satelitná telemetria rysa ostrovida	9
3.1.1 Úvod	9
3.1.2 Metodika	10
3.1.3 Výsledky	11
3.1.4 Srovnání s předchozími výsledky	20
3.1.5 Závěr	25
3.2 Terénny monitoring a fotomonitoring rysa strovida a vlka obecného	25
3.2.1 Úvod	25
3.2.2. Metodika	26
3.2.3. Výsledky	27
3.2.4 Porovnanie s predchádzajúcimi výsledkami	33
3.2.5 Závěr	34
3.3 Genetický monitoring rysa ostrovida a vlka obecného	34
3.3.1 Úvod	34
3.3.2. Materiál a metodika	35
3.3.3 Výsledky – rys ostrovid	37
3.3.4 Výsledky - vlk obecný	43
3.3.5 Srovnání s předchozími výsledky	51
3.3.6 Závěr	52
3.4 Súčasný stav biotopov v predmetnom území	53
3.4.1 Úvod	53
3.4.2 Metodika	53
3.4.3 Výsledky	53
3.4.4 Porovnanie s predchádzajúcim obdobím	55
3.4.6 Závěr	57
3.5 Škody spôsobené veľkými šelmami na hospodárskych zvieratech za posledních deset let	58
3.5.1 Úvod	58
3.5.2 Metodika	58
3.5.3 Výsledky	58
3.5.4 Porovnaní s předchozími výsledky	58
3.5.5 Závěr	59
3.6 Škody spôsobené veľkými šelmami na raticovej zveri na Slovensku	59
3.6.1 Úvod	59
3.6.2 Metodika	59
3.6.3 Výsledky	60
PRAKTICKÁ ČASŤ – NÁVRH OPATŘENÍ	65
4. Definování rizikových faktorů	65
4.1 Ilegální lov	65
4.2 Úmrtnost na dopravních komunikacích	66
4.3 Fragmentace krajiny	66
4.4 Ztráta vhodných habitatů	67

4.5 Hybridizace vlka se psem	67
4.6 Odmítavý postoj veřejnosti	67
4.7 Snížení početnosti kořisti	68
5. Navrhovaná opatření	68
Opatření 1: Zachování průchodnosti krajiny	69
Opatření 2: Snížení mortality na pozemních komunikacích	74
Opatření 3: Preventivní opatření a proplácení škod na hospodářských zvířatech	75
Opatření 4: Kontinuální přeshraniční monitoring populací obou druhů	76
Opatření 5: Genetický monitoring populace rysa a vlka	76
Opatření 6: Ochrana biotopu a vymezení klidových zón	77
Opatření 7: Výchova a osvěta	77
Opatření 8: Boj proti nelegálnímu lovu a omezení lovu vlka na Slovensku	78
6. Mapové přílohy – výstupy (ukazatele) projektu	78
Použitá literatura	79

Úvod – popis projektu

Rys ostrovid a vlk dravý predstavujú v Slovenskej aj v Českej republike zákonom chránené veľké šelmy, pričom vďaka rozdielnej hustote ich populácií majú aj-rozdielny spôsob ochrany a manažmentu. Projekt 304021D016 „*Koordinácia ochrany, monitoringu a manažmentu západokarpatskej populácie vlka dravého a rysa ostrovida na česko-slovenskom pomedzí*“ (Akronym: Šelmy SKCZ) realizovaný v priebehu rokov 2018 a 2019 bol financovaný z operačného programu Interreg V-A Slovenská republika – Česká republika 2014-2020. Vedúcim partnerom projektu bola Štátna ochrana prírody SR, hlavným cezhraničným partnerom bol Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i a ďalšími partnermi boli na slovenskej strane Národné lesnícke centrum Zvolen a na českej strane Hnutí DUHA Olomouc. Miesto realizácie projektu predstavuje okraj areálu rozšírenia vlka a rysa v Západných Karpatoch. Výskyt týchto druhov na území Českej republiky, v rámci Moravy a Sliezska je závislý predovšetkým na početnosti na slovenskej strane štátnej hranice.

Obidve krajiny v predchádzajúcom období nezávisle realizovali viaceré projekty v rámci rôznych operačných programov (napr. ČR: Monitoring veľkých šelem na území EVL Beskydy, SR: Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovenku), pričom ich výstupy neboli konfrontované. Pretože väčšina populácií veľkých šeliem zasahuje na územia viacerých štátov, je ich nadnárodný manažment a monitoring doporučený Európskou komisiou aj expertmi z Large Carnivore Initiative for Europe. Zisťovanie stavu vičej populácie na Slovensku je nevyhnutné aj z dôvodu tu prebiehajúceho legálneho lovu (porušenie legislatívy EÚ – konanie Európskej komisie č. 2013/4081).

Jedným z hlavných dôvodov realizácie projektu bolo získanie empirických materiálov pomocou zjednotenia formy monitoringu a vytvorením spoločnej databázy ako prostriedku pre cezhraničnú ochranu a manažment týchto druhov. Ciele projektu sú v súlade so smernicami ES - Smernica Rady č. 79/409/EHS o ochrane voľne žijúcich vtákov a Smernica Rady č. 92/43/EHS o ochrane biotopov (implementované v NATURA 2000), ku ktorým sa obe krajiny zaviazali pri vstupe do EÚ.

V prihraničných oblastiach SR a ČR prebiehal koordinovaný monitoring rysa ostrovida a vlka dravého s cieľom nastaviť spoločné nástroje pre ich ochranu a manažment (metodiky, databáza), vyhodnotiť využívanie krajiny (migračné trasy, bariéry) a odhadnúť ich početnosť, genetickú variabilitu, pohlavnú a vekovú štruktúru. Súčasťou projektu bola aj problematika zisťovania a šetrenia škôd spôsobených veľkými šelmami na hospodárskych zvieratách a raticovej zveri. Zároveň jedným zo stanovených cieľov projektu bolo zvýšenie informovanosti o biológii a etológii veľkých šeliem u odbornej a laickej verejnosti v prihraničných oblastiach. Získané dáta boli podkladom pre vytvorenie tejto záverečnej štúdie obsahujúcej získané výsledky a súbor doporučených opatrení pre efektívnu cezhraničnú ochranu a manažment populácií týchto druhov s cieľom stabilizovať ich populácie a zvýšiť ich početnosť na území ČR.

Odborná časť – súhrn poznatkov

1. Ekologické nároky skúmaných druhov

Veľké šelmy majú značné nároky na životné prostredie. Majú rozsiahle domovské okrsky, a preto oblasť vhodná pre výskyt životaschopnej populácie musí mať rozlohu niekoľko tisíc štvorcových kilometrov. Jednotlivé chránené územia predstavujú svojou rozlohou len zlomok tejto plochy. V dôsledku toho je pre udržanie životaschopnej populácie rysa a vlka v Karpatoch potrebné vybudovať sieť chránených

území, ktoré budú vzájomne prepojené a zvieratá medzi nimi budú môcť migrovať. Zároveň by v rámci jednotlivých chránených území mali byť zachované odpočinkové zóny, s minimálnou ľudskou aktivitou, ktoré umožnia veľkým šelmám nerušene sa rozmnožovať. Rys aj vlk sú potravné závislí na raticovej zveri, ktorá sa všeobecne vyskytuje v značnej početnosti na českej aj slovenskej strane hranice. Na Slovensku je jej denzita nižšia, v čom hrá svoju úlohu aj celkovo vyššia početnosť všetkých troch druhov veľkých šeliem vrátane medveďa. Vzájomná konkurencia medzi nimi tak môže zvyšovať predačný tlak na zver. Zároveň je potravné chovanie veľkých šeliem v rozpore so záujmami užívateľov poľovních revírov. Presvedčenie, že šelmy majú negatívny dopad na populácie lovej zveri, a túžba po trofeji vedú k nelegálnemu lovu veľkých šeliem, o ktorom sú dôkazy na oboch stranách hranice a ktorý je celoeurópskym problémom (Breitenmoser et al. 2010, Okarma et al. 2002, Hell et al. 2004, Andrén et al. 2006, Linnell et al. 2009, Liberg et al. 2012, Kowalczyk et al. 2015, Mykrä et al. 2017, Červený et al. 2019).

1.1 Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

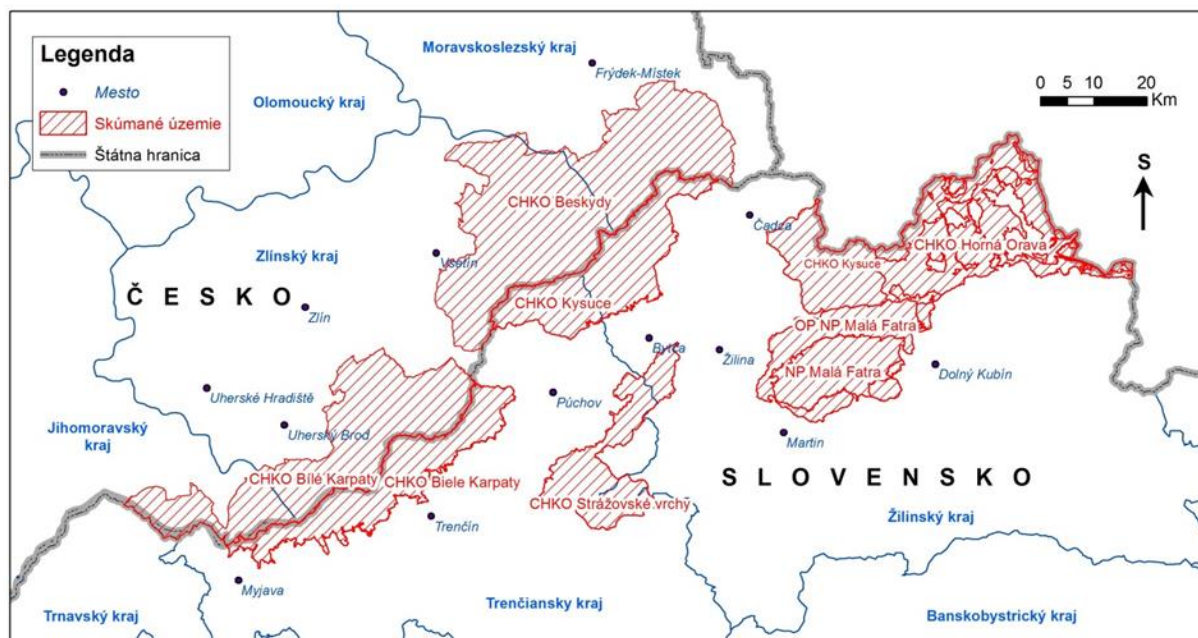
Rys ostrovid je samotárske teritoriálne zviera, domovské okrsky jedincov rovnakého pohlavia sa môžu z malej časti prekrývať a dosahujú rozlohy až niekoľko stoviek km². Teritórium samca býva väčšie a obvykle zahŕňa niekoľko teritórií samíc. Rys je aktívny hlavne v noci. V krajine obýva veľké lesné celky. Nevadí mu ani intenzívne hospodársky využívané lesy, kde sastreďajú porasty rôzneho veku s čistinami. Práve naopak, takéto členité lesné prostredie mu poskytuje dostatok úkrytov aj príležitosti k lovu. Zároveň rozvinutá krovinná etáž, či už na rúbaniskách alebo ako podrast v lese, predstavuje potravnú bázu pre srnca, jeho hlavnú korisť. Doba ruje rysa trvá od konca januára do polovice apríla. Mláďatá sa rodia od apríla až do polovice júna. Samica rodí v húštine, v skalnej dutine alebo pod vývratom stromu väčšinou 2–3 mláďatá. Samica ich kojí 2–3 mesiace, ale zhruba od veku 30–40 dní už môžu konzumovať mäsitú potravu. Samostatne dokážu uloviť menšiu korisť veľkosti zajaca zhruba vo veku 3 mesiacov. Mláďatá sa osamostatňujú približne okolo jedného roku veku a hľadajú si nové teritória spravidla v okrajových častiach územia alebo obsadzujú teritória uvoľnené po uhynutí dospelých rysov.

1.2 Vlk dravý (*Canis lupus*)

Vlk dravý je veľká psovité šelma, ktorá v oblastiach trvalého výskytu obýva rozsiahly domovský okrsk, ktorý dosahuje niekoľko stoviek kilometrov štvorcových. V porovnaní s rysom je menej viazaný na lesný ekosystém a dokáže sa viac prispôbiť ľudským aktivitám a obývať aj územia s hustejším osídlením. Jedinci i menšie skupiny sa niekedy potulujú mimo teritória vlastnej svorky. Jedná sa predovšetkým o mladšie zvieratá, vo veku okolo jedného roku, tesne pred definitívnym opustením rodnej svorky. Pri týchto potulkách sú schopní ubehnúť 20–30 km za deň. Hlavné faktory ovplyvňujúce opustenie svorky sú nedostatok potravy, sociálny stres a dosiahnutie pohlavnej dospelosti mladých vlkov. Hlavným zdrojom potravy vlka je opäť raticová zver, v našich podmienkach je to najčastejšie jeleň lesný, diviak a srnec poľný, významnú súčasť potravy tvoria zdochliny, doplnková je aj rastlinná potrava. V oblastiach trvalého výskytu môže vlk napadať domáce zvieratá, predovšetkým ovce a kozy, a priživovať sa na odpadkoch v blízkosti ľudských sídel. Obdobie párenia prebieha od polovice januára do konca marca a po 9–10 týždňoch rodí samica v brlohu zvyčajne 4–8 mláďat. Vĺčatá sú kojene 6–8 týždňov. Mäsitú potravu začínajú prijímať asi v jednom mesiaci života, v ďalšom mesiaci sa začínajú učiť loviť a na jeseň už normálne lovia so svorkou.

2. Charakteristika predmetného územia

Projekt sa realizoval v rámci prihraničného územia zahrňujúceho oblasti CHKO Bílé Karpaty a CHKO Beskydy v Českej republike, CHKO Biele Karpaty, CHKO Strážovské vrchy, CHKO Kysuce, NP Malá Fatra, CHKO Horná Orava v Slovenskej republike (obr. 1).



Obr. 1 Zaujmové územie s vyznačením veľkoplošných chránených území.

Chránená krajinná oblasť Biele Karpaty

CHKO Biele Karpaty bola vyhlásená v roku 1979 a jej rozloha je 44 657 ha. Oblasť sa nachádza na západnom Slovensku, od okresu Skalica na juhozápade smerom k okresu Púchov na severovýchode, pričom kopíruje hranicu medzi Slovenskom a Českom v dĺžke približne 80 km. Celkovo spadá do oblasti šiestich okresov (Myjava, Skalica, Ilava, Trenčín, Púchov, Nové Mesto nad Váhom). V súčasnosti je územie tvorené prelínajúcim sa systémom lesných komplexov (lesnatosť 67 %) prevažne pôvodného druhového zloženia (buk, dub, hrab, javor, jaseň, lipa), poľnohospodárskou vidieckou krajinou s ornou pôdou, lúkami a pasienkami, riekami a potokmi, lemovanými brehovými vrbovo-jelšovými porastami, množstvom starých ovocných sádov, remízok a medzí. Najvyšším bodom je Veľká Javorina (968,8 m n. m.). Veľké šelmy sa tu vyskytujú podľa súčasných poznatku len sporadicky.

Chránená krajinná oblasť Strážovské vrchy

Nachádza sa na strednom Slovensku a viaže sa na dva orografické celky, Strážovské vrchy a Súľovské vrchy. Zasahuje do okresov Bytča, Ilava, Považská Bystrica, Prievidza, Púchov a Žilina. Chránená krajinná oblasť bola založená v roku 1989 a má rozlohu 30 979 ha. Prevládajúcimi, prirodzene rozšírenými lesnými spoločenstvami sú bučiny. Najrozšírenejším lesným biotopom sú vápnomilné bukové lesy, ktoré majú v Strážovských vrchoch centrum svojho rozšírenia na Slovensku. V najvyšších nadmorských výškach, okolo vrcholu Strážova (1 213 m n. m.) sa vyskytujú javorovo-bukové horské

lesy. Hojne sú tu zastúpené aj bukové a jedľovo - bukové kvetnaté lesy. Pozornosť si zasluhujú porasty s dubom plstnatým v Podhradskej doline.

Rastlinstvo územia sa vyznačuje bohatou a pestrou vápnomilnou flórou so zastúpením teplomilných (panónskych) i horských (karpatských) druhov. Zaujímavé sú vrcholové časti Súľovských skál, Manínskej tiesňavy, Podskalského Roháča, Strážova a Vápča s floristicky pestrou skalnou vegetáciou. Okolo vrcholu Strážova sa vyskytuje najviac horských, v Podhradskej doline teplomilných druhov. V Manínskej tiesňave a Súľovských skalách sa v dôsledku chladnej mikroklimy vyskytujú horské druhy v malých nadmorských výškach. Sú tu prítomné viaceré západokarpatské endemity ako hmyzovník Holubyho, klinček lesklý, klinček včasný pravý, poniklec prostredný, prilbica tuhá manínska, soldanelka karpatská, stoklas jednoteblový. Strážovské vrchy sa vďaka svojmu vápenatému podložíu vyznačujú aj mimoriadnym bohatstvom druhov z čeľade vstavačovité (Orchidaceae). Živočíšstvo oblasti predstavujú prevažne druhy zóny listnatých lesov, menej stepného bezlesia. Z veľkých šeliem sa v oblasti vyskytuje medveď hnedý, rys ostrovid a aj vlk dravý, ktorých prítomnosť ŠOP SR každoročne monitoruje.

Chránená krajinná oblasť Kysuce

Nachádza sa na severozápade Slovenska v geomorfologických celkoch Kysucké Beskydy, Turzovská vrchovina, Javorníky a Kysucká vrchovina. Vyhlásená bola v roku 1984 a má rozlohu 65 462 ha. Rozkladá sa na území okresov Bytča, Čadca, Dolný Kubín, Považská Bystrica, Púchov a Žilina. Tvoria ju dve samostatné navzájom oddelené časti, západná javornická a východná beskydská. Viac ako polovicu územia pokrývajú lesy. Väčšinu z nich, najmä v beskydskej časti tvoria rovnorodé, rovnoveké smrekové porasty. Pôvodné zmiešané lesy sú zachované najmä vo vrcholových polohách, najzachovalejšie pralesovité porasty možno vidieť v Prírodných rezerváciách Veľká Rača, Javorinka alebo Čierna Lutiša. Vďaka klimatickým a geologickým pomerom má územie bohatú sieť tokov, množstvo prameňov, prechodných rašelinísk a slatinných lúk. CHKO Kysuce predstavuje západnú hranicu rozšírenia veľkých šeliem Slovenska - vlka, medveďa a rysa.

Národný park Malá Fatra

Národný park Malá Fatra sa nachádza v severozápadnej časti Západných Karpát. Vyhlásený bol v roku 1988, jeho celková rozloha je 22 630 ha a rozkladá sa na území okresov Dolný Kubín, Martin a Žilina. Územie samotného národného parku zaberá krivánsku časť orografického celku Malej Fatry. V rámci karpatského oblúka je to najzápadnejší národný park a zároveň posledné západne položené územie s pomerne zachovalou karpatskou prírodou a ekosystémami, v ktorých sa ešte udržiavajú základné ekologické procesy. Toto postavenie je významné z dôvodu možného šírenia západokarpatských druhov (osobitne veľkých šeliem) do susedných území, najmä smerom na západ a severozápad, kde tieto druhy v dôsledku ľudskej činnosti ustúpili, alebo boli vyhubené.

Chránená krajinná oblasť Horná Orava

Zasahuje do geomorfologických celkov Podbeskydská vrchovina, Podbeskydská brázda, Oravské Beskydy, Oravská kotlina a Oravská Magura a do okresov Dolný Kubín, Námestovo a Tvrdošín. Vyhlásená bola v roku 1979 a má rozlohu 58 738 ha. Nachádza sa v najsevernejšej časti Slovenska, veľkú časť zaberajú flyšové pohoria s flyšovými horninami hlavne magurského flyšu. Takmer polovicu územia chránenej krajiny zaberajú lesy. Značnú časť pokrývajú najmä lesy bukovo-jedľového vegetačného stupňa so silne zastúpenými smrekovými monokultúrami. Výnimku tvoria lesné komplexy Babej hory, Pilska a Paráča s pralesovitými porastami smreka s prímiesou jarabiny. Stupeň kosodreviny

je vyvinutý na Babej hore a Pilsku. Vo vrcholových častiach Babej hory je zreteľne vyvinutý aj alpínsky stupeň reprezentovaný alpínskymi lúkami. Z veľkých šeliem sa tu vyskytujú medveď a vlk, vzácnejší je rys. Bežná je raticová zver - jelenia, srnčia i diviacia.

Chránená krajinná oblasť Beskydy

Územie CHKO Beskydy sa nachádza na severovýchode Českej republiky a zahŕňa tri na seba naväzujúce geomorfologické celky - Moravskoslezské Beskydy, Vsetínske Beskydy a Javorníky. CHKO bola vyhlásená v roku 1973 a má rozlohu 116 000 ha. Najvyššie položené sú vrcholy hôr v severnej časti územia s nadmorskou výškou viac ako 1200 m n. m., najnižšie položeným bodom je údolie Rožnovskej Bečvy pri obci Zubří (350 m n. m.). Územie CHKO zo 71 % pokrývajú lesy, hlavne smrekové monokultúry. Len malú časť pokrývajú pozostatky pôvodných bukovo-jedľových lesov. Pozoruhodné sú druho-pestre lúky a pastviny, unikátne povrchové aj podzemné pseudokrasové javy. Pohoria sú značne členité, často s príkrymi svahmi predovšetkým v severnej časti CHKO. Vďaka členitému reliéfu sú tieto časti pomerne ťažko prístupné a preto zatiaľ relatívne nedotknuté človekom a jeho aktivitami. Práve tieto oblasti poskytujú veľkým šelmám odpočinkové zóny, kde nachádzajú dostatok bezpečných úkrytov a kde môžu vychovávať svoje mláďatá. Pre rysa sú dôležité početné skalné útvary, ktoré rysy často využívajú pre značkovanie svojich teritórií a pre vzájomnú komunikáciu. Prírodné prostredie najviac narušujú husto osídlené údolia Vsetínskej a Rožnovskej Bečvy pokryté súvislou zástavbou. Miestami zástavba zasahuje až po horské hrebene (napr. Soláň, Karlovice – Kasárna, Bílý Kříž). Lesné celky sú často narušené roztrúsenou zástavbou ako napr. vo Vsetínskych Beskydách a Javorníkoch. Beskydy tiež predstavujú obľúbenú turistickú destináciu. Fragmentácia lesnatého komplexu a množstvo ľudí pohybujúcich sa v teréne obmedzuje priestorovú aktivitu veľkých šeliem. Doposiaľ bolo v rámci CHKO vyhlásených 59 maloplošných zvlášť chránených území. V rámci budovania európskej sústavy chránených území Natura 2000 bola celá CHKO navrhnutá ako Európsky významná lokalita a v roku 2005 tu boli zriadené dve významné vtáčie oblasti – Beskydy a Horní Vsacko. Predmetom ochrany EVL Beskydy sú mimo iné práve veľké šelmy – rys, vlk a medveď.

Chránená krajinná oblasť Bílé Karpaty

Nachádza sa na východe ČR na území okresov Hodonín, Uherské Hradiště, Vsetín a Zlín. Vyhlásená bola v roku 1980 a má rozlohu 71 500 ha. Os CHKO tvorí pohraničné pohorie Bílé Karpaty. Z ochrannárskeho hľadiska sú významné rozsiahle kvitnúce karpatské lúky s vysokým zastúpením kriticky ohrozených druhov, predovšetkým rôznych druhov orchideí, ktoré patria k najcennejším prvkom lúčnych spoločenstiev Európy. Veľmi cennými sú aj rozsiahle lesné komplexy v centrálnej a severnej časti Bílých Karpat. Prostredie tvorí mozaika rôznych druhov biotopov. Lesnatosť územia je nižšia ako v prípade CHKO Beskydy (45 %). Zvyšky pôvodných listnatých bukových lesov predstavujú vhodný biotop napr. pre mačku divú, častým návštevníkom je aj medveď hnedý. Rys a vlk sa sporadicky vyskytujú hlavne severozápadnej časti územia, ktorá priamo naväzuje na oblasti s výskytom oboch druhov. Viac otvorená krajina by mohla vyhovovať hlavne vlkovi, ktorý je menej viazaný na lesné prostredie.

Začlenenie projektového územia podľa NUTS

Predmetné územie v Slovenskej republike spadá do oblasti Žilinského a Trenčianskeho samosprávneho kraja a nasledujúcich okresov:

- Žilinský samosprávny kraj: Bytča, Čadca, Dolný Kubín, Martin, Námestovo, Tvrdošín, Žilina

- Trenčiansky samosprávny kraj: Ilava, Myjava, Nové Mesto nad Váhom, Považská Bystrica, Prievidza, Púchov, Trenčín

Predmetné územie v Českej republike spadá do oblasti Moravskoslezského a Zlínského kraja a nasledujúcich okresov:

- Moravskoslezský kraj: Frýdek-Místek, Nový Jičín
- Zlínský kraj: Uherské Hradiště, Vsetín, Zlín

3. Výsledky projektu ŠELMY SKCZ

3.1 Satelitná telemetria rysa ostrovida

3.1.1 Úvod

Na rozdiel od VHF telemetrie, ktorá bola využívaná zejména v druhej polovine minulého storočia, je možné pomocou satelitnej telemetrie zvieru kontinuálne sledovať po určitú dobu a získať presná pozíčná data v ktorejkoľvek ročnej a dňovej dobe s ohľadom na nastavený program (angl. *schedule*). Pri programovaní sa musí brať do úvahy životnosť batérie. Hmotnosť obojku (pre rysa maximálne 400 g) je daná práve veľkosťou a hmotnosťou použitej batérie. V súčasnej dobe používané batérie majú životnosť zhruba 1 rok. Samozrejme celkovou dobou životnosti batérie môžu negatívne ovplyvniť faktory prostredia, napr. teplota okolitého prostredia (v zime pri mrazoch klesá kapacita batérie mnohým rýchlejšie než v lete), úspešnosť zaměřování v závislosti od pokrytí oblasti GPS satelity a konfigurácie terénu (dlhšia doba trvajúci vyhľadávání satelitů vybíjí baterii), zasílání SMS zpráv, stahování dat na dálku atd.

Zvíře je po celou dobu sledování pod kontrolou bez potřeby jeho dalšího vyrušování, které by mohlo ovplyvniť jeho chování. Data získaná pomocou satelitnej telemetrie, zejména pozice označené 3D YES, jsou tak přesná, že pokud jsou k dispozici potřebná data o prostředí, je možné je využít i pro studium preference habitatu. Pomocí shluků pozic je možné detekovat místo s kořistí a studovat tak potravní chování zvierete a také je možné zvíře u kořisti pomocou fotopasti vyfotografovať a mít tak k dispozici aktuální data o jeho kondici. Oproti VHF telemetrii, nám satelitná telemetria umožňuje sledovať i krátkodobé migrace mimo tradiční areál výskytu jedince, napr. v období reprodukce, což VHF telemetrie neumožňovala - zvíře šlo jen stěží dohledat, pokud migrovalo do vzdálenosti několik desítek kilometrů. Právě znalost migračních tras je důležitá pro ochranu druhu. V případě úhynu obojek vyšle tzv. mortality signál, a informace o úhynu je doručena do 24 hodin, kdy je možné ještě zvíře dohledat nebo alespoň najít místo, kde k úhynu došlo.

Abychom mohli zvíře telemetricky sledovať, je nutné ho nejdříve odchytit, což je zejména v oblastech s nízkou populační hustotou rysa velice problematické. Je k tomu zapotřebí znalost prostředí, znalost pohybu zvířat získaná pomocou důsledného předchozího monitoringu pomocou fotopastí i pobyťových znaků. Dobu odchytu je nutné omezit jen na zimní období, kdy nehrozí, že může být odchycena březí samice, nebo samice s mláďaty. Mimo toto období lze chytat jen na místech, kde je dlouhodobě sledován výskyt samce bez přítomnosti samice, ale i to nese své riziko, protože samice se v dané oblasti může objevit (Krojerová et al. 2014).

3.1.2 Metodika

Na odchyt jedincov rýsa ostrovida sa využili priechodné nášľapné pasce s rozmerom 2,50 x 0,80 x 0,60 m. Tieto boli vybavené satelitným alarmom TT3 GLOBALSTAR Trap Transmitter a GSM alarmom MinkPolice, ktoré bezprostredne po padnutí dvierok odosielali informáciu o odchytení prostredníctvom SMS správy a emailu. Narkotizáciu odchyteného jedinca vykonal veterinárny lekár s dlhoročnou praxou v obore.

Samotnému odchytu rysov predchádzal výber vhodných lokalít, vybavenie príslušných povolení, získanie súhlasov na odchyt od vlastníkov a užívateľov poľovných revírov a v neposlednom rade nákup a testovanie satelitných telemetrických obojkov. Z uvedených dôvodov sa s odchytom začalo až v druhej polovici septembra 2018. Odchytové zariadenie bolo aktivované až po predchádzajúcom potvrdení výskytu jedinca v danej oblasti. Bohužiaľ v priebehu tohto obdobia museli byť odchytové zariadenia na kratšiu či dlhšiu dobu niekoľkokrát odstavené. Prestávky boli spôsobené poruchou satelitného alarmu, poškodením spúšťacieho zariadenia medveďom hneďm a najmä z dôvodu nevyhovujúcich klimatických podmienok. Najmä v priebehu decembra a januára boli vplyvom silných vetrov a bohatej snehovej pokrývky podmienky na odchyt veľmi nepriaznivé. Odchyt sa realizoval s ohľadom na minimalizáciu rizika možného poranenia alebo usmrtenia zvierat.

Sledovanie rýsa ostrovida pomocou satelitnej telemetrie bolo založené na získavaní polohy pomocou GPS v prednastavených hodinách počas dňa. Telemetrické obojky (obr. 2) fungovali na princípe prenosu údajov cez satelitné spojenie v systéme Iridium. Poloha obojku bola spracovaná a zaznamenaná v informačnom systéme spoločnosti Followit Sweden AB, ktorý slúžil na nastavovanie, sledovanie funkčnosti a sťahovanie zaznamenaných údajov o polohe obojku. Ukladanie polohy obojku bolo nastavené na 5 pozícií za deň (o 5:00; 11:00; 18:00; 20:00; 22:00 hodine času platného pre Slovenskú republiku), so zohľadnením prechodov zo zimného času na letný a opačne.



Obr. 2 Satelitný telemetrický obojok Tellus Small

Spracovanie týchto údajov bolo základom pre vyhodnotenie pohybu rýsa a analýzu získaných dát. Údaje boli exportované zo systému Followit vo formáte tabuľky Microsoft Office Excel v súradnicovom systéme WGS84. Získané údaje o polohe boli skontrolované a boli z nich vymazané chybné uložené záznamy (napr. s nulovou hodnotou súradníc). Takto pripravené údaje boli transformované do priestorovej vektorovej vrstvy (bodová vrstva) a do metrického súradnicového systému S-JTSK. Následne boli použité pre geopriestorové analýzy v softwéri ArcGIS Desktop 10. Pre identifikáciu celkového územia výskytu rýsa a početnosti výskytu rýsa na území pomocou 5-dňových periód (určenie

jadrového územia) bol použitý nástroj *Minimum Bounding Geometry (MBG)* – s parametrom *Convex Hull* a nástroje mapovej algebry (*Raster Calculator*). Aby sme v záverečnej správe mohli porovnávať výsledky s telemetrovanými jedincami v predchádzajúcom období, spracovali sa získané údaje aj metódou MCP a Kernel rovnakými metodickými prístupmi ako Krojerová et al. (2014).

Pre analýzu potenciálnych prechodov rysa cez cestné komunikácie v prostredí ArcGIS Desktop 10 bola použitá cestná databanka Slovenskej správy ciest z roku 2019 a bodová vektorová vrstva zaznamenananej polohy rysa. Na základe času uloženia pozície boli odvodené priestorové spojnice dvoch susedných bodov. Miesto potenciálneho prechodu rysa bolo určené ako priestorový prienik spojnice bodov a zóny širokej 100 m okolo hodnotených ciest (nástroj *Buffer*). Keďže bol známy časový interval prechodu (hodina na začiatku spojnice a hodina na konci spojnice), boli tieto údaje použité aj v popise výsledkov.

Korist' a miesta odpočinku sa posudzovali a vyhľadávali na základe zhukov súradníc. Počet návratov rysov ku koristi, jej využitie a kleptoparazitizmus sa hodnotil na základe údajov z fotopascí a fyzických kontrol. Migračné bariéry tvorené cestnými komunikáciami boli posudzované na základe údajov cestnej databanky. Boli posudzované objekty, ako sú napr. mosty, tunely, podchody, priepusty, oplotenie, spevnenie svahov a protihlukové steny.

3.1.3 Výsledky

V priebehu marca a apríla 2019 boli v pohorí Javorníky odchytené dva jedince rysa ostrovida. Konkrétne išlo o trojročného samca a deväťročnú samicu. Vek oboch jedincov bolo možné určiť presne na základe dlhodobého monitoringu pomocou fotopascí, ktorý v rámci Javorníkov prebieha už od roku 2011 (údaje Hnutí Duha Olomouc, ŠOP SR) a ktorý umožňuje identifikáciu konkrétnych jedincov rysa na základe charakteristickej škvrnitosti.

Tabuľka 1. Základné údaje o odchytených jedincoch rysa ostrovida a ich telemetrickom sledovaní

	Samec	Samica
Pracovné označenie	Rufus	Hermína
Miesto odchyty	Kaniakova skala	Kaniakova skala
Katastrálne územie	Horná Maríková	Horná Maríková
Pohorie	Javorníky	Javorníky
Dátum odchyty	21.-22.3.2019	14.-15.4.2019
Vek zvierťaťa	3 roky	9 rokov
Hmotnosť	21,8 kg	23,20 kg
Chrup	nepoškodený	nepoškodený
Kondícia	Dobrá vzhľadom na ročné obdobie	Dobrá vzhľadom na ročné obdobie
Kvalita osrstenia	dobrá	dobrá
Satelitný obojok	Tellus Ultra Light (Followit)	Tellus Ultra Light (Followit)
Doba sledovania	253 dní	141 dní
Obdobie sledovania	marec – november 2019	apríl – september 2019
Počet získaných GPS súradníc	1 295	780
Počet využiteľných GPS súradníc	1 225	729
Prejdená priama vzdialenosť	1 213 km	358,6 km
Počet dohľadaných koristí	24	9

Po úspešnej imobilizácii, veterinárnej prehliadke a nasadení satelitných telemetrických obojkov boli následne v lokalite odchyty vypustené. U oboch jedincov sme zistili dobrú fyzickú kondíciu, kvalitu osrstenia a nepoškodený chrup. Základné údaje o odchytených jedincoch sú uvedené v tabuľke 1.

Priestorová aktivita

Samec Rufus

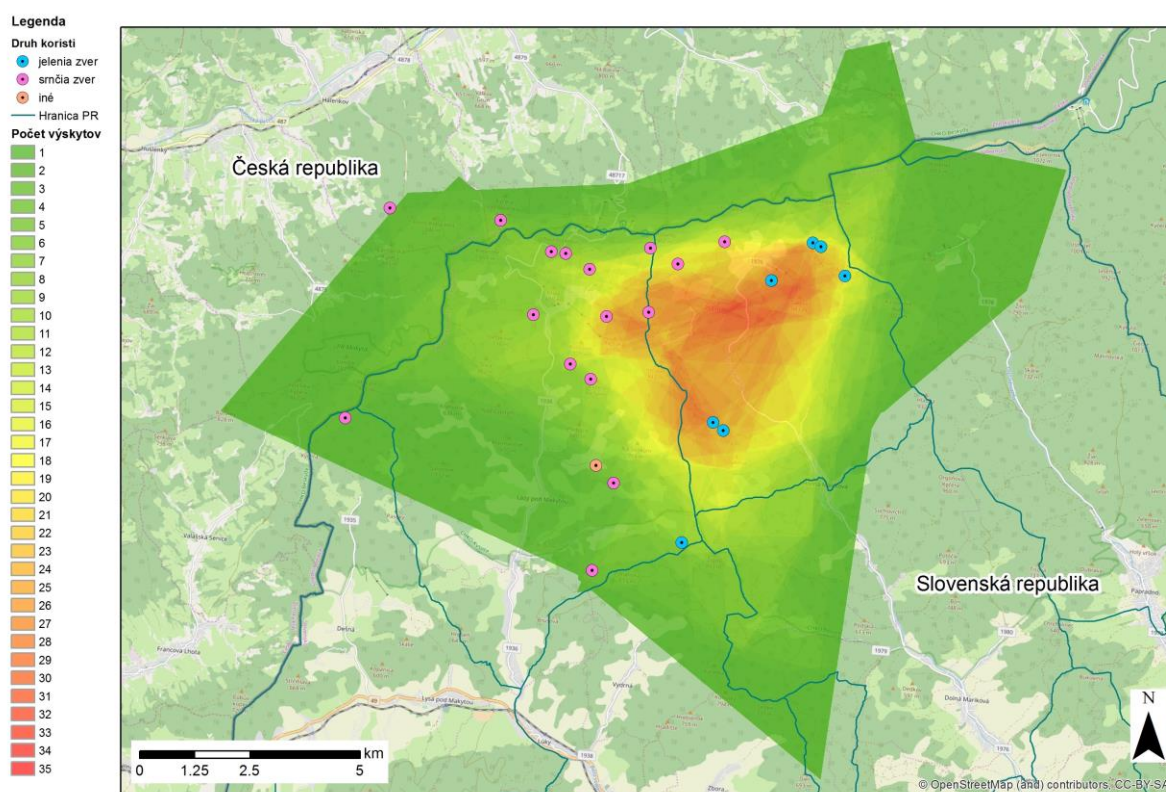
Samec Rufus (obr. 3) bol odchytený v noci z 21. na 22. marca 2019. Po signalizácii alarmov prostredníctvom mailu a sms správ vo večerných hodinách, bola na miesto okamžite vyslaná kontrolná hliadka, ktorá ohlásila odchytenie rysa. K pasci bol následne privolaný veterinárny lekár, pracovník ŠOP SR a užívateľ poľovného revíru. Po veterinárnej prehliadke a založení obojku bol rys vypustený. Obojok bol rysovi diaľkovo odpojený 1.12.2019. Už v priebehu novembra sme opakovane zaznamenali kolísanie napätia batérie v obojku, ktoré sme konzultovali s výrobcom. Pokyn na odpojenie bol odoslaný po klesnutí napätia pod limitnú hodnotu.

V období od 23.3.2019 do 30.11.2019 (253 dní) bolo prijatých celkovo 1 295 súradníc sledovaného jedinca, z toho využiteľných bolo 1 225 (úspešnosť 95 %). Veľkosť domovského okrsku sa pre celé sledované obdobie vypočítala na 144,33 km², v letných mesiacoch na 74,04 km² a v jesenných na 102,70 km² (tab. 2). Jadrová oblasť výskytu je tvorená prevažne smrekovými (53 % zastúpenie) hospodárskymi lesmi (93 % zastúpenie), ktorá sa rozprestiera v centrálnej časti pohoria Javorníkov s hraničnými vrchmi Galbov, Dubová a Ráztoka mala 19,4 km². Z hľadiska pohybovej aktivity bola celková prejdená priama vzdialenosť medzi súradnicami 1 203,42 km, v priemere 4,76 km za deň. V jarných mesiacoch sme zaznamenali krátke obdobie s priemernou prejdenou lineárnou vzdialenosťou 9 km za 24 hodín.



Obr.3 Samec Rufus po založení telemetrického obojku (foto Slamka 2019)

V letných mesiacoch bola prejdená priemerná lineárna vzdialenosť 405,7 km, v priemere 4,4 km na deň a v jesenných mesiacoch 426,2 km, v priemere 4,7 km na deň. Domovský okrsk samca zasiahol na území Slovenskej republiky do územia siedmich poľovných revírov a jadrová oblasť do územia dvoch poľovných revírov (obr. 4). V rámci priestorovej aktivity samca sme zaznamenali tri významnejšie miesta prechodov cez cestné komunikácie a dve miesta prechodov cez štátnu hranicu SK- CZ, ktoré sú ďalej podrobnejšie špecifikované. Na lov využíval rys prevažne lesy s mozaikovitou štruktúrou starších porastov, mladín a horských lúk, na odpočinok husté prevažne smrekové mladiny.



Obr. 4 Početnosť výskytov a lokalizácia koristi rysa Rufusa v období 23.3.2019 – 30.11.2019

Samica Hermína

Samica Hermína bola odchytená a označená obojkou 15. apríla 2019 v nočných hodinách (obr. 5). Po signalizácii alarmov prostredníctvom mailu a sms správ bola na miesto vyslaná kontrolná hliadka, ktorá ohlásila odchytenie rysa. K pasci bol opäť privolaný veterinárny lekár, pracovník ŠOP SR a užívateľ poľovného revíru. Po veterinárnej prehliadke a založení obojku bola samica vypustená. Jej sledovanie bolo ukončené 6. septembra 2019 po náhlom poklese stavu napätia batérie obojku pod limitnú hodnotu.

V období od 16.4.2019 do 5.9.2019 (141 dní) bolo prijatých celkovo 780 súradníc sledovaného jedinca, z toho využiteľných bolo 729 (úspešnosť 94 %). Veľkosť domovského okrsku za uvedené obdobie sa vypočítala na 50,24 km², v letných mesiacoch 45 km² (tab. 2). Z hľadiska pohybovej aktivity bola celková prejdená lineárna vzdialenosť 330,98 km, v priemere 2,34 km za deň. Vzorec správania sledovanej samice sa významne zmenil 6.5.2019 keď, ako sme neskôr zistili, porodila mláďatá. Podľa získaných GPS pozícií brloh na väčšiu vzdialenosť po prvý raz opustila až po štyroch dňoch (10.5.2019 večer). Na lokalite sa potom zdržovala v priebehu mája aj júna, pričom mláďatá dva krát premiestnila. Lovila v okolí brlohu do vzdialenosti zhruba 1 – 1,5 km. V priebehu mája klesla priama priemerná denná

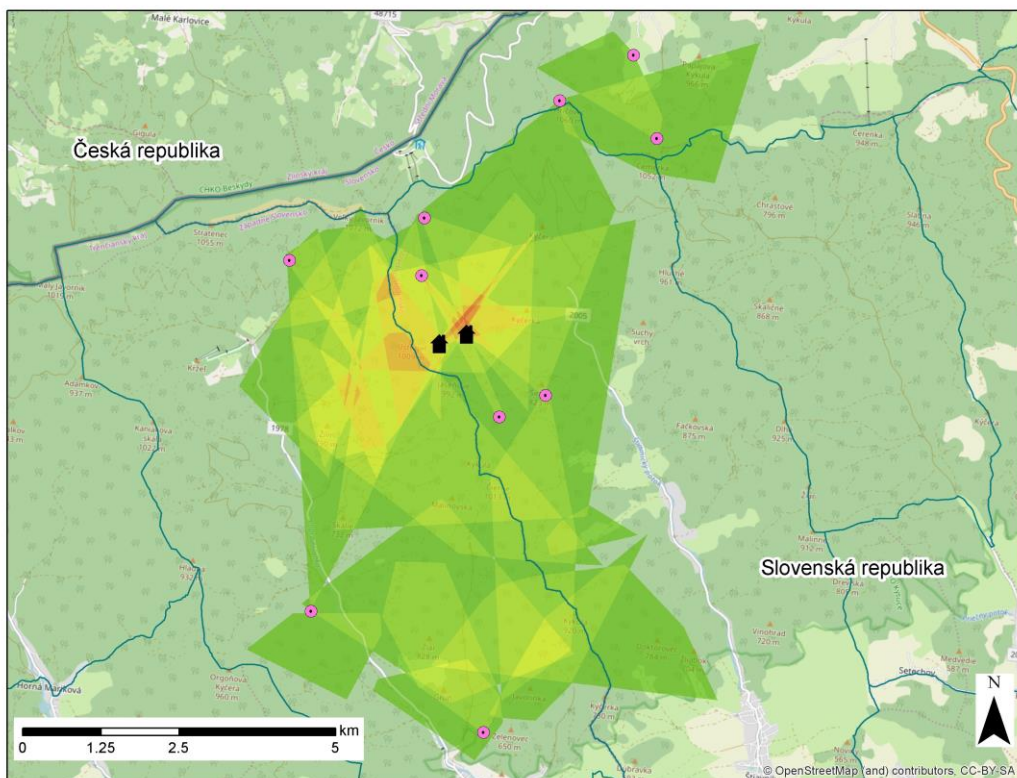
vzdialenosť na 1,87 km, v priebehu júna stúpla na 2,83 km. Domovský okrskok samice zasiahol do štyroch poľovných revírov, významnejšie do územia dvoch z nich (obr. 6).



Obr. 5 Označenie odchytenej samice Hermíny (foto Drengubiak 2019).

Legenda

- Brloh
- Druh koristi
 - smčia zver
 - Hranica PR
- Počet výskytov
 - 1
 - 2
 - 3
 - 4
 - 5
 - 6
 - 7
 - 8
 - 9



Obr. 6 Početnosť výskytov, lokalizácia koristi a brlohov rysice Hermíny v období 15.4. – 5.9. 2019

Tabuľka 2: Odhad veľkosti domovského okrsku sledovaných rysov v závislosti od použitej metódy výpočtu

	Obdobie	Počet súradníc*	MCP 50	MCP 95	MCP 100	Kernel 50	Kernel 95	MBG
Hermína	jar	73	0,32	18,66	26,86	3,41	31,94	-
	leto	66	23,96	55,1	57,4	39,24	44,06	45,00
	celkom**	142	9,54	55,77	59,97	17,44	84,89	50,24
Rufus	jar	90	30,62	85,05	106,06	39,59	142,35	-
	leto	92	19,26	65,7	105,62	31,79	122,12	74,04
	jeseň	61	10,45	65,14	82,62	28,85	125,35	102,70
	celkom***	251	23,59	103,13	140,17	31,76	133,95	144,33

* 3D súradnice, 1 súradnica na deň v ranných hodinách, pri absencii preferovaného času súradnica v najbližšom možnom čase do 12:00

** celkový počet použitých súradníc a odhad HR za obdobie od 16.4. do 5.9.2019

*** celkový počet použitých súradníc a odhad HR za obdobie od 23.3. do 30.11.2019

Potravná ekológia

Samec Rufus

Počas ôsmich mesiacov sledovania samca Rufusa v období od 23.3.2019 a 1.12.2019 bolo dohľadaných 23 kusov ulovenej raticovej zveri (tab. 3). V 16 prípadoch išlo o zver srnčiu, v siedmich prípadoch to bola zver jelenia. V jednom prípade boli dohľadané zvyšky poštového holuba. Zo všetkých úlovkov bolo 88 % nájdených na území dvoch poľovných revírov. Rys sa k úlovkom srnčej zveri vracal zvyčajne počas 2 – 3 dní, k jelenej zveri niekedy aj počas ôsmich dní/nocí. Vo viacerých prípadoch bola korisť intenzívne konzumovaná diviачou zverou.

Samica Hermína

Počas necelých piatich mesiacov sledovania Hermíny, v období od 16.4.2019 a 6.9.2019, bolo dohľadaných 9 kusov ulovenej raticovej zveri. Vo všetkých prípadoch išlo o zver srnčiu (tab. 3.) V jednom prípade boli podľa GPS súradníc dohľadané zvyšky zajačej srsti, avšak chýba konkrétny dôkaz, že zajaca skutočne ulovila sledovaná rysica. Prvý úloвок po odchyte bol zaznamenaný deväť dní po odchyte (25.4.2019). Ulovenému srnčiatu chýbalo stehno a krčná chrbtica. K úlovkovi sa samica vrátila počas nasledujúcich štyroch nocí. Do termínu predpokladaného narodenie mláďat bol zaznamenaný ešte jeden úloвок (srna, 29.4.2019, 7:00), jedna dohľadávka bola neúspešná. Ďalšie úlovky srnčej zveri boli zaznamenané postupne 4.6, 7.6, 3.8, 19.8, 29.8, 1.9 a 3.9. Ku koristiam sa samica vracala počas 1 až 3 dní/nocí. V niektorých prípadoch bola korisť intenzívne konzumovaná diviачou zverou. Úlovky samice spadajú do územia troch poľovných revírov.

Tabuľka 3: Dohľadané úlovky telemetricky sledovaných rysov.

Jedinec	Jelenia zver				Srnčia zver				Iné	Spolu				
	Jeleň		Jelenica		Srnec		Srna							
	I	II	III	IV	I	II	III	N						
Rufus	0	0	0	1	4	2	4	6	0	1	0	5	1	24
Hermína	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	1	4	1*	10

Poznámky: N – pohlavie neurčené; I, II, III, IV – vekové triedy; *nepotvrdené;

Popis prechodov telemetricky sledovaných rysov cez cestné komunikácie

Jedným z cieľov podrobného telemetrického sledovania pohybu rysa bolo získať poznatky o využívaných migračných koridoroch pri presunoch medzi horskými celkami, ktoré sú v súčasnosti všetky viac alebo menej ohraničené údolnou zástavbou a cestnými komunikáciami. Aj keď rezidentné jedince, ktoré boli odchytené, na významnejšie prechody nepoukázali, zhodnotili sme ich prechody cez miestne účelové komunikácie, ktoré môžu v budúcnosti nadobudnúť z hľadiska urbanizácie väčší význam a prechody cez ne sú významné z hľadiska možnej kolízie s dopravnými prostriedkami.

Názov: Rieka (obr. 7)

Územná pôsobnosť: CHKO Kysuce

Katastrálne územie: Lazy pod Makytou

Okres: Púchov

Súradnice: 49°16'6" N; 18°13'17" E

Orografický celok: Javorníky

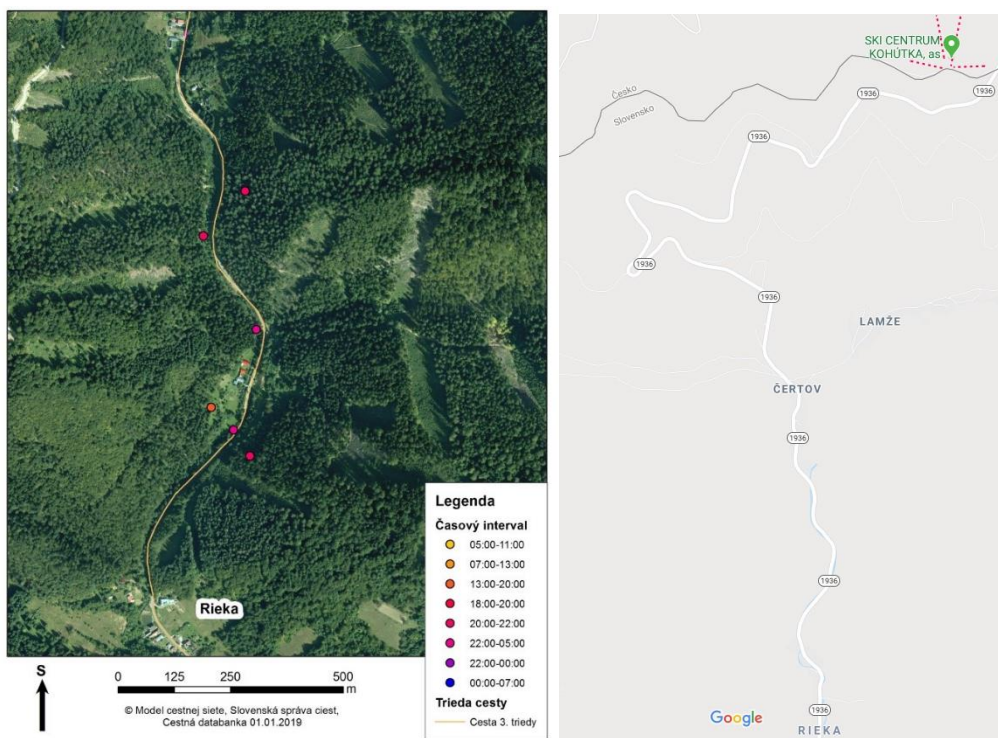
Dopravná infraštruktúra: cesta III. triedy

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa približne 450 m za obcou Rieka v nadmorskej výške 520 m n. m.. Dĺžka prechodu cez cestnú komunikáciu je približne 700 metrov. V úseku sa nachádzajú 3 domy. Miesto prechodu je obklopené lesnými porastmi, miestami s obnovnými prvkami

Počet zaznamenaných prechodov v rámci sledovaného obdobia: 6

Cesta III. triedy 1936 zabezpečuje prepojenie medzi sídelnými jednotkami obce Lazy pod Makytou. V súčasnosti nepredstavuje z hľadiska intenzity dopravy pre migráciu zveri významnejšiu bariéru. Migrácia zveri by mohla byť v budúcnosti ohrozená rozširovaním územných plánov sídelných častí, prípadne aktivitami spojenými s rozširovaním rekreačného strediska a nárastom intenzity dopravy.

V prípade rozširovania územných plánov odporúčame ponechať nezastavané a neoplotené úseky v dĺžke minimálne 2 km.



Obr. 7 Využívaný prechod rysa cez cestu III. triedy 1936 nad obcou Rieka a časové intervaly jeho využitia (Zdroj NLC a Google Maps)

Názov: Vlkov – Ráztoka (obr. 8)

Územná pôsobnosť: CHKO Kysuce

Katastrálne územie: Horná Maríková

Okres: Považská Bystrica

Súradnice: 49°16'55" N; 18°16'51.61" E

Orografický celok: Javorníky

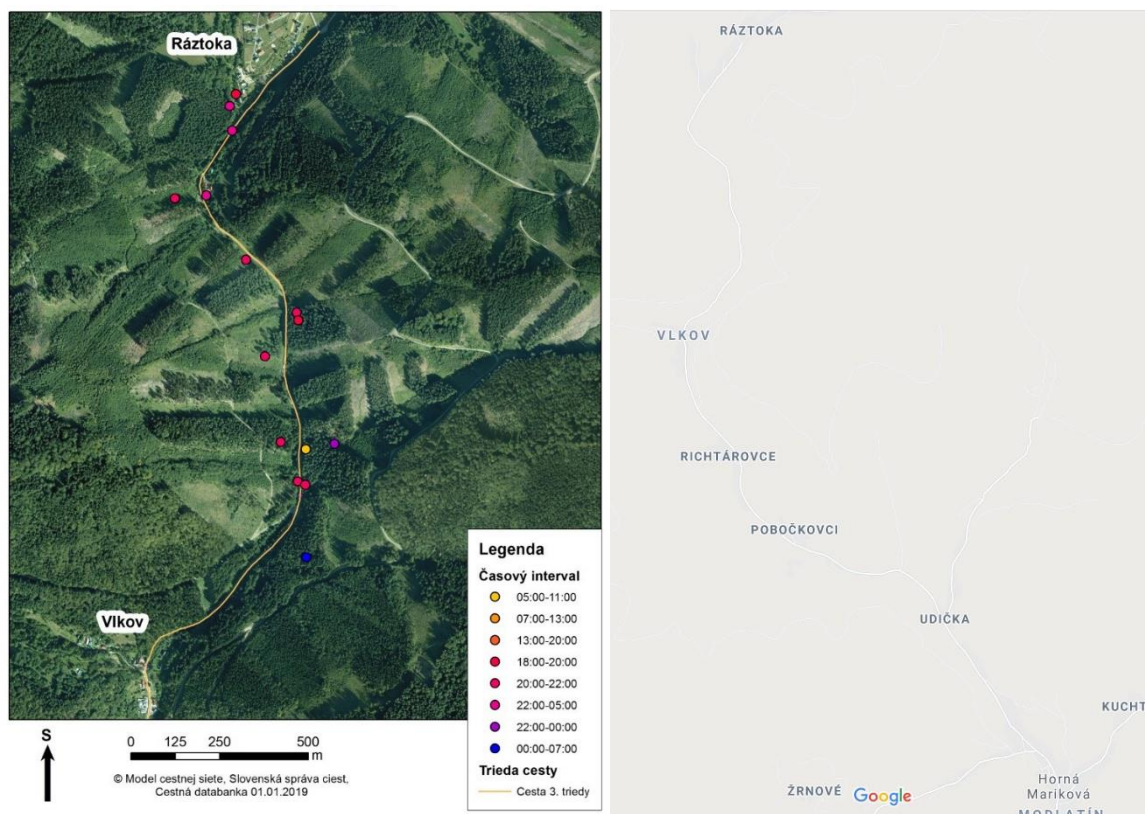
Dopravná infraštruktúra: cesta III. triedy

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa medzi dvomi miestnymi časťami obce Horná Maríková s názvom Vlkov a Ráztoka v nadmorskej výške 575 až 615 m n.m.. Dĺžka prechodu cez cestnú komunikáciu je približne 1350 metrov. V severnej časti úseku sa nachádza viacero domov, ktoré tvoria začiatok miestnej časti Ráztoka. Miesto prechodu je obklopené lesnými porastmi s početnými obnovnými prvkami.

Počet zaznamenaných prechodov v rámci sledovaného obdobia: 15

Cesta III. triedy 1976 zabezpečuje prepojenie medzi sídelnými jednotkami obce Horná Maríková. V súčasnosti nepredstavuje z hľadiska intenzity dopravy pre migráciu zveri významnejšiu bariéru. Migrácia zveri by mohla byť v budúcnosti ohrozená rozširovaním územných plánov sídelných častí, prípadne aktivitami spojenými s rozširovaním rekreačného strediska a nárastom intenzity dopravy.

V prípade rozširovania územných plánov odporúčame ponechať nezastavané a neoplotené úseky v dĺžke minimálne 1,5 – 2 km.



Obr.8 Využívaný prechod rysa cez cestu III. triedy medzi dvomi miestnymi časťami obce Horná Maríková s názvom Vlkov a Ráztoka a časové intervaly jeho využitia (Zdroj NLC 2019 a Google Maps).

Názov: Udička – Pobočkovci (obr. 9)

Územná pôsobnosť: CHKO Kysuce

Katastrálne územie: Horná Maríková

Okres: Považská Bystrica

Súradnice: 49°16'55" N; 18°16'51.61" E

Orografický celok: Javorníky

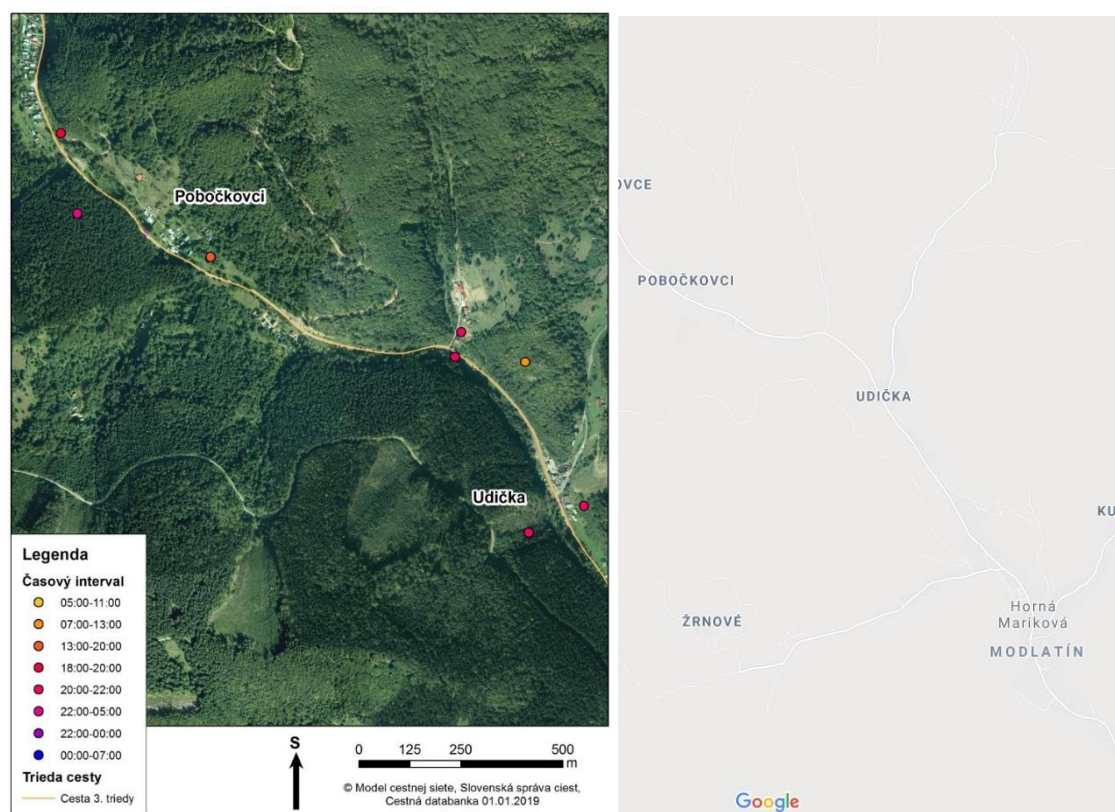
Dopravná infraštruktúra: cesta III. triedy

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa medzi dvomi sídelnými časťami obce Horná Maríková s názvom Udička a Pobočkovci v nadmorskej výške 500 až 530 m n.m.. Dĺžka prechodu cez cestnú komunikáciu je približne 1650 metrov. V celom úseku sa nachádza viacero skupín domov, ktoré sú obklopené menšími záhradami a lúkami, následne lesnými porastmi. Lesné porasty majú celistvý charakter.

Počet zaznamenaných prechodov v rámci sledovaného obdobia: 8

Cesta III. triedy 1976 zabezpečuje prepojenie medzi sídelnými jednotkami obce Horná Maríková. V súčasnosti nepredstavuje z hľadiska intenzity dopravy pre migráciu zveri významnejšiu bariéru. Migrácia zveri by mohla byť v budúcnosti ohrozená rozširovaním územných plánov sídelných častí, prípadne aktivitami spojenými s rozširovaním rekreačného strediska a nárastom intenzity dopravy.

V prípade rozširovania územných plánov odporúčame ponechať nezastavané a neoplotené úseky prechádzajúce lesným porastom v dĺžke minimálne 1,5 km.



Obr. 9 Využívaný prechod rýsa medzi dvomi sídelnými časťami obce Horná Maríková s názvom Udička – Pobočkovci a časové intervaly jeho využitia (Zdroj NLC 2019 a Google Maps)

Názov: Papradno (obr. 10)

Územná pôsobnosť: CHKO Kysuce

Katastrálne územie: Papradno

Okres: Považská Bystrica

Súradnice: 49°15'46" N; 18°22'18" E

Orografický celok: Javorníky

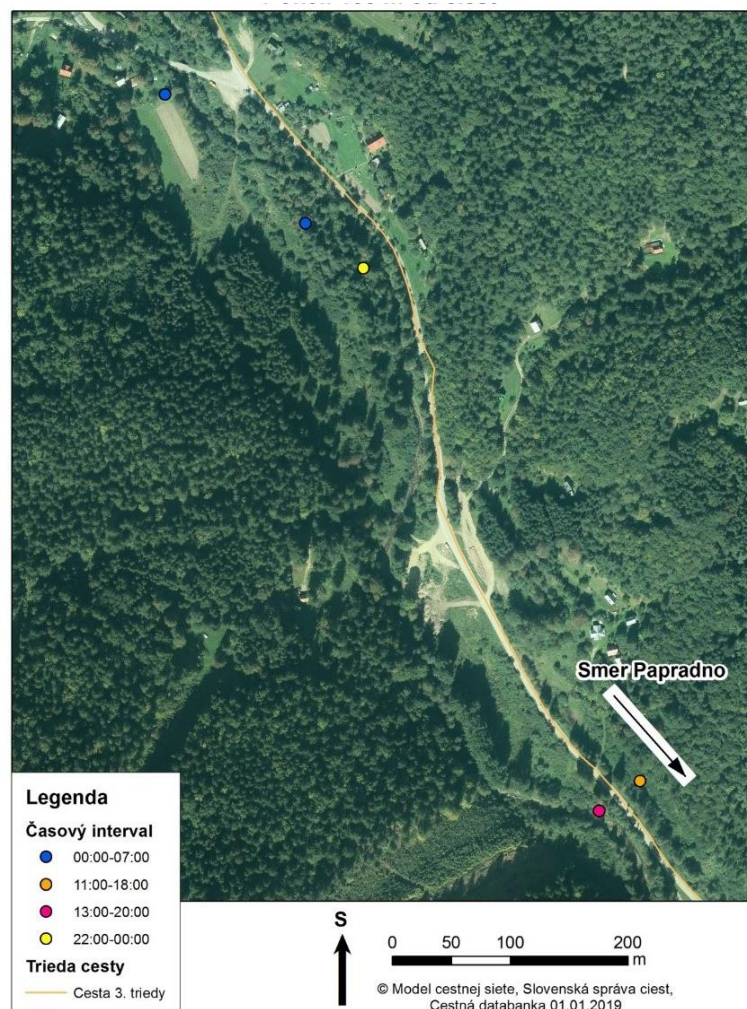
Dopravná infraštruktúra: cesta III. triedy

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa približne 2700 m za obcou Papradno v nadmorskej výške 510 m n.m. Dĺžka prechodu cez cestnú komunikáciu je približne 750 metrov. V úseku sa nachádza niekoľko skupín domov. Miesto prechodu je obklopené lesnými porastmi, miestami s obnovnými prvkami

Počet zaznamenaných prechodov v rámci sledovaného obdobia: 5

Cesta III. triedy 1978 zabezpečuje prepojenie medzi sídelnými jednotkami obce Papradno. V súčasnosti nepredstavuje z hľadiska intenzity dopravy pre migráciu zveri významnejšiu bariéru. Migrácia zveri by mohla byť v budúcnosti ohrozená rozširovaním územných plánov sídelných častí pozdĺž údolia.

V prípade rozširovania územných plánov odporúčame ponechať nezastavané a neoplotené úseky prechádzajúce lesným porastom v dĺžke minimálne 1,5 – 2 km.



Obr.10 Využívaný prechod rysa nad obcou Papradno a časové intervaly jeho využitia (zdroj NLC 2019).

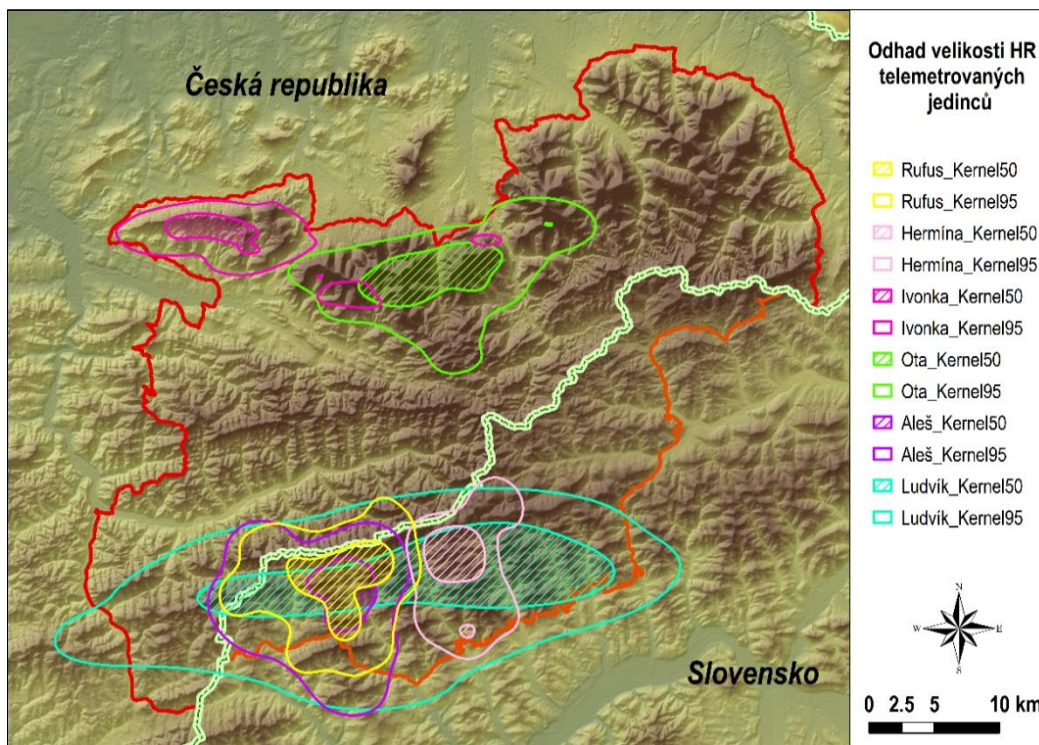
3.1.4 Srovnání s předchozími výsledky

Velikost domovského okrsku u rysa ostrovida ovlivňuje několik různých faktorů, které mohou působit současně. Velikost domovského okrsku (HR) závisí na:

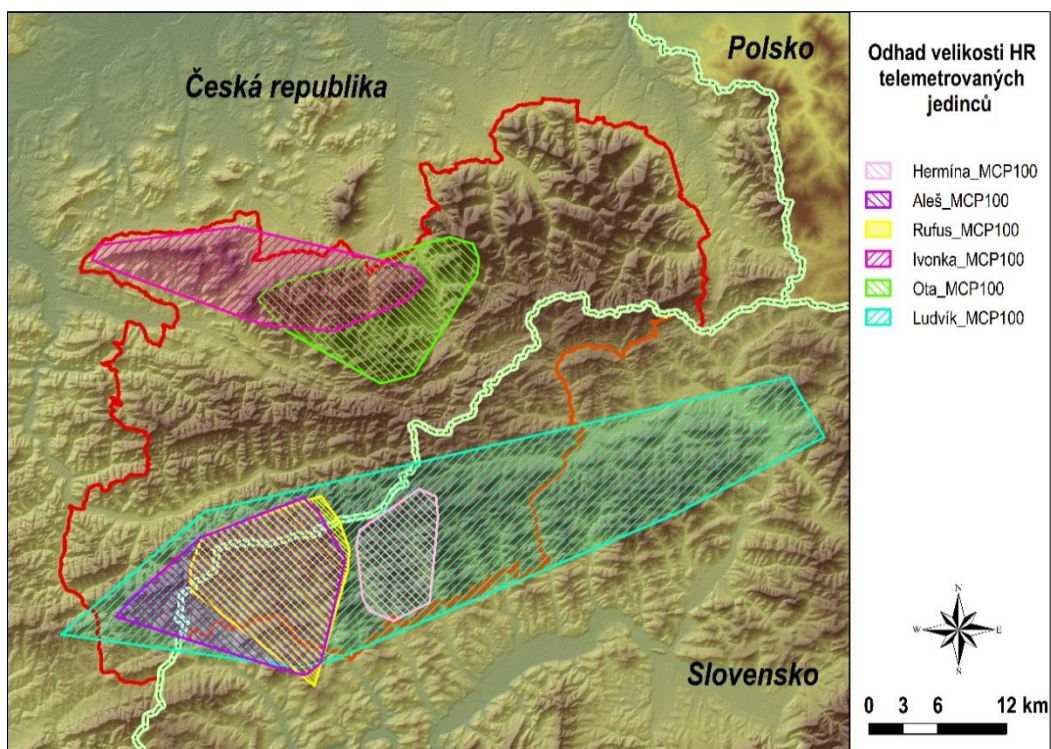
- pohlaví jedince - u samic bývá menší než u samců
- věku jedince - mladší jedinci mají menší HR
- hustotě rysí populace – čím vyšší hustota tím menší průměrná velikost HR
- denzitě kořisti, v našich podmínkách především srnčí a jelení zvěře – čím větší potravní nabídka, tím menší HR
- ročním obdobím v kombinaci s reprodukčním cyklem – v období říje se okrsek zvětšuje, v době březosti a první dva měsíce po narození mláďat je okrsek samic nejmenší.

Odhad velikosti HR ovlivňuje také délka sledování, počet získaných pozic a použitá metoda výpočtu. Kromě HR ještě rozlišujeme tzv. jádrovou oblast výskytu daného jedince (angl. *core area*), která je definována jako část HR, kde se živočich nejčastěji pohybuje. Data získaná v průběhu projektu Šelmy SKCZ byla srovnána s telemetrickými daty získanými v oblasti CHKO Beskydy a CHKO Kysuce v letech 2011-2014 při realizaci projektu Monitoring velkých šelem v EVL Beskydy (Krojerová et al. 2014).

Zvířata byla v dané oblasti sledována v různých letech, a tedy nelze vyhodnotit vzájemný překryv jejich okrsků. Je ale možné vyhodnotit velikost domovských okrsků rysů v dané oblasti vzhledem k pohlaví a jejich sociálnímu statusu (obr. 11, 12).



Obr. 11 Grafické znázornění odhadovaných celkových domovských okrsků všech sledovaných jedinců rysa ostrovida metodou Kernel 95 a Kernel 50 (jádrová oblast výskytu; 2011 - 2019).



Obr. 12 Grafické znázornění odhadovaných celkových domovských okrsků všech sledovaných jedinců rysa ostrovida metodou Minimum convex polygon MCP 100 (2011 – 2019).

V případě samic byla v letech 2011-2012 sledována v rámci předchozího projektu samice Ivonka. Šlo o subadultní samici, která v tomto období neměla kořata. Ve srovnání s adultní samicí Hermínou, která v roce 2019, kdy byla monitorována, měla 4 kořata, je zřejmé, jak tato skutečnost výrazně ovlivnila velikost jejího sezónního domovského okrsku (tab. 4). Jarní okrsek Hermíny měl dle metody Kernel 95 velikost jen 32 km², tedy zhruba třetinovou velikost než okrsek Ivonky, která naopak v té době aktivně hledala samce i mimo svůj tradiční okrsek (HR = 119 km²). I když se Ivonka pohybovala na mnohem větším území (svědčí o tom velikost HR vypočtená metodou MCP 100), její jádrová oblast výskytu byla naopak mnohem menší než v případě Hermíny a také její domovský okrsek vypočítaný metodou Kernel je menší, i když byla sledována mnohem delší období. Tato skutečnost odráží pravděpodobně zvýšené potravní nároky samice Hermíny při odchovu mláďat.

Tabulka 4: Odhady velikostí domovských okrsků samic v průběhu jednotlivých sezon.

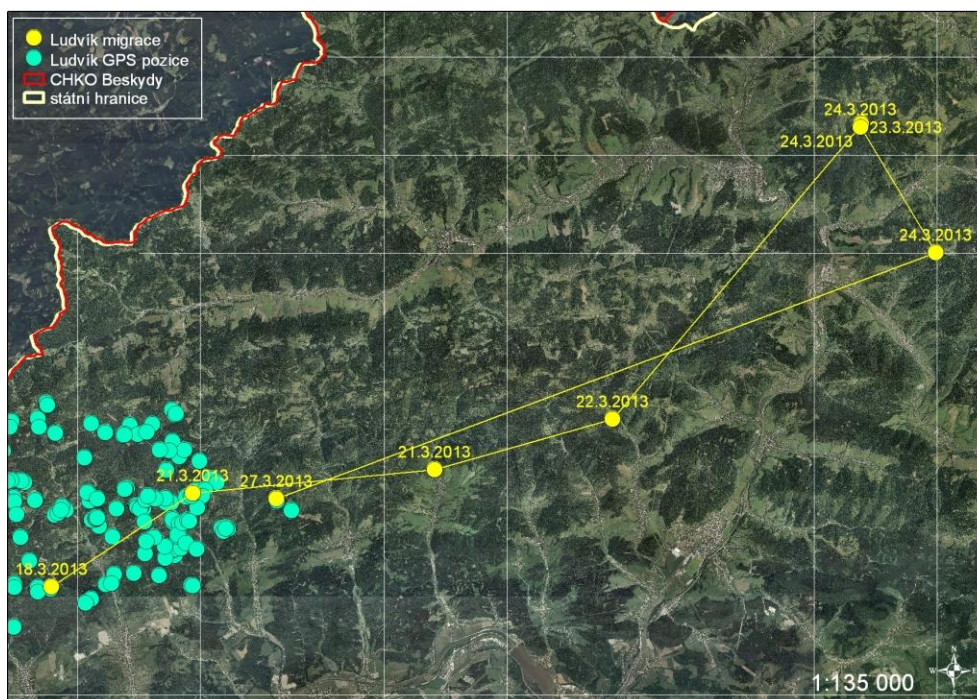
ID	Období	MCP 50 (km ²)	MCP 95 (km ²)	MCP 100 (km ²)	Kernel 50 (km ²)	Kernel 95 (km ²)
Hermína	jaro	0.32	18.66	26.86	3.41	31.94
	léto	23.96	55.1	57.4	39.24	44.06
	celkem (16.4.2019-5.9.2019)	9.54	55.77	59.97	17.44	84.89
Ivonka	jaro	17.78	57.73	119.99	19.12	119.07
	léto	11.55	36.94	66.74	12.63	65.32
	podzim	11.41	48.13	71.09	16.1	88.37
	zima	8.99	29.51	53.28	9.92	40.38
	celkem (24.3.2011-15.5.2012)	14.15	60.04	155.86	12.61	68.9

Tabulka 5: Odhady velikostí domovských okrsků samců v průběhu jednotlivých sezon.

ID	Období	MCP 50 (km ²)	MCP 95 (km ²)	MCP 100 (km ²)	Kernel 50 (km ²)	Kernel 95 (km ²)
Rufus	jaro	30.62	85.05	106.06	39.59	142.35
	léto	19.26	65.7	105.62	31.79	122.12
	podzim	10.45	65.14	82.62	28.85	125.35
	celkem (23.3.2019-30.11.2019)	23.59	103.13	140.17	31.76	133.95
Ludvík	léto	140.21	262.08	286.28	126.89	443.32
	podzim	88.67	299.51	309.44	141.24	656.31
	zima	83.35	471.56	518.77	192.22	947.49
	jaro	0.07	83.44	83.44	128.71	399.57
	celkem (2.7.2012-21.4.2013)	152.86	351.57	699.18	149.32	578.18
Oto	jaro	14.98	78.41	79.03	29.71	126.36
	léto	30.23	132.4	137.01	46.14	183.79
	podzim	8.63	43.19	137.01	30.59	160.19
	zima	10.57	23.46	32.34	16.17	58.9
	celkem (26.4.2013-3.1.2014)	23.88	134.02	141.35	32.51	148.39
Aleš	jaro	27.34	101.91	108.17	36.62	150.5
	léto	32.87	101.97	129.44	46.84	168.29
	podzim	26.59	90.68	138.56	36.02	166.26
	celkem (14.4.2014-30.11.2014)	33.37	119.03	168.99	38.12	158.4

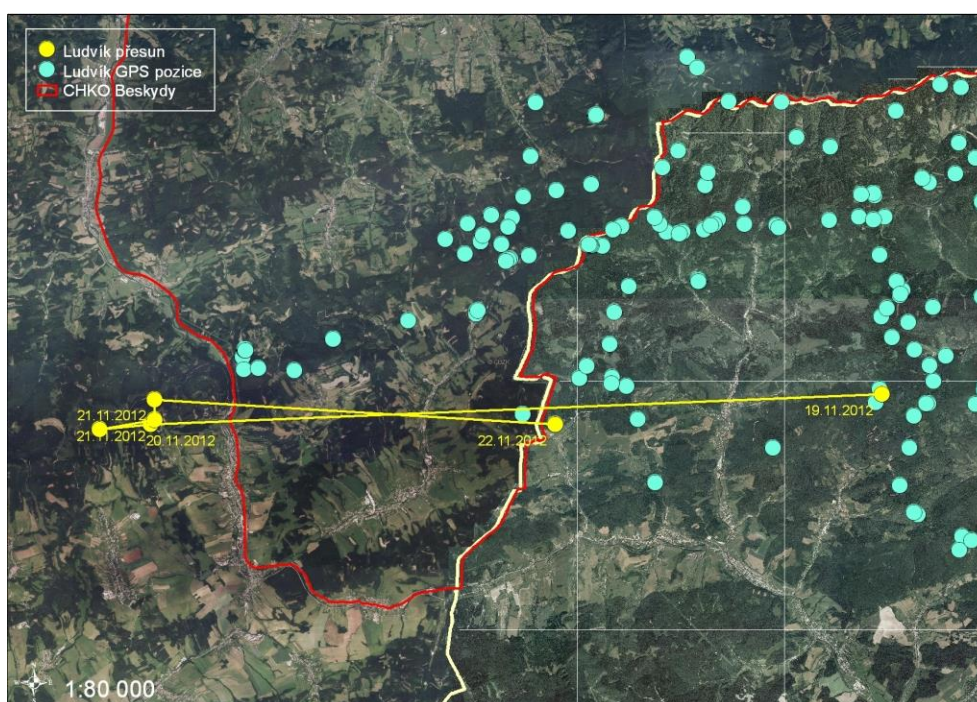
Při srovnání čtyř sledovaných samců byl největší domovský okrsek zjištěn u samce Ludvíka, který byl v době sledování dominantním samcem v dané oblasti (tab. 5). Jednalo se o staršího samce, který se pohyboval po celém hřebenu Javorníků a v době říje se dokonce na krátkou dobu přesunul i do oblasti Kysuckých Beskyd, kde pravděpodobně hledal vhodnou samici k páření. Všichni tři další samci byly zhruba stejně staří jedinci (3-4 roky). Jednalo se tedy o dospělé mladší jedince a také velikosti jejich domovských okrsků jsou srovnatelné (zhruba kolem 150 km²). Dokonce v případě samce Rufusa a samce Aleše, oba obývali v různých letech stejný domovský okrsek a je zajímavé, že odhadované HR se téměř zcela překrývají. V roce 2019 byl samec Aleš na území Javorníků stále přítomen, ale jen fotomonitoringová data nebo genetická data pomohou odhalit, zda se přesunul do jiné oblasti a jak velký byl vzájemný překryv okrsků těchto dvou jedinců. V roce 2019 byl už Aleš 8letým samcem, a tedy je pravděpodobné, že jeho HR mohl být v tomto roce už mnohem větší než v roce 2014, obdobně jako tomu bylo předtím u samce Ludvíka. Telemetrická data tedy naznačují, že domovské okrsky samců se s věkem pravděpodobně zvětšují, čímž mohou část svého okrsku přenechat jinému jedinci. Může se jednat o příbuzného jedince, jako tomu bylo v případě Aleše a Ludvíka (Aleš byl synem Ludvíka).

Data z GPS telemetrie nasbíraná v rámci obou projektů prozatím nepřinesla podrobnější poznatky o disperzi rysů na větší vzdálenosti. Nejdelší přesun byl zaznamenán u rysa Ludvíka, který ke konci říje migroval z Javorníků až do oblasti Kysuckých Beskyd a zpět (obr. 13; Krojerová et al. 2014). Přitom musel překonat nejen řeku Kysuci, ale také frekventovanou železniční a silniční komunikaci mezi Čadcou a Žilinou. Bohužel v době této migrace byla již kapacita baterie nízká a obojek nezaměřoval všechny pozice dle zadaného programu. Proto konkrétní místo přechodu přes krajinné bariéry je možné pouze odhadnout.



Obr. 13 Migrace rysa Ludvíka do Kysuckých Beskyd a zpět do Javorníků (Krojerová et al. 2014).

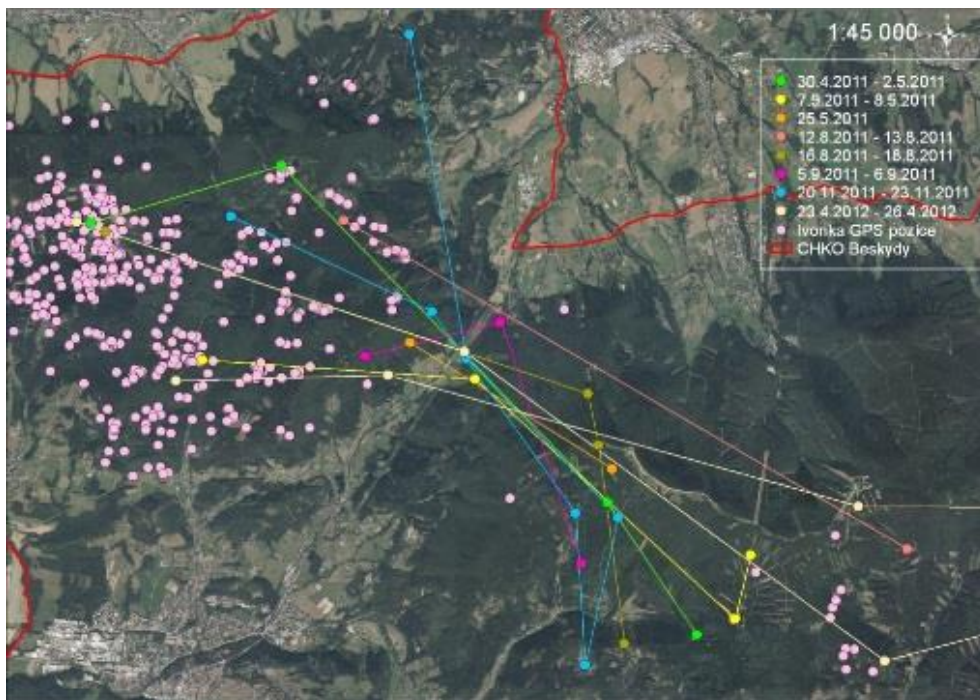
Podobně v případě přechodu Ludvíka na Vizovickou vrchovinu na konci listopadu 2012 nelze z dat přesně určit místo přechodu (obr. 14). Dá se ale vzhledem k ostatním získaným pozicím předpokládat, že to bylo mezi obcemi Lužná a Lidečko (Krojerová et al. 2014).



Obr. 14 Přechod rysa Ludvíka na Vizovickou vrchovinu a zpět do Javorníků (Krojerová et al. 2014).

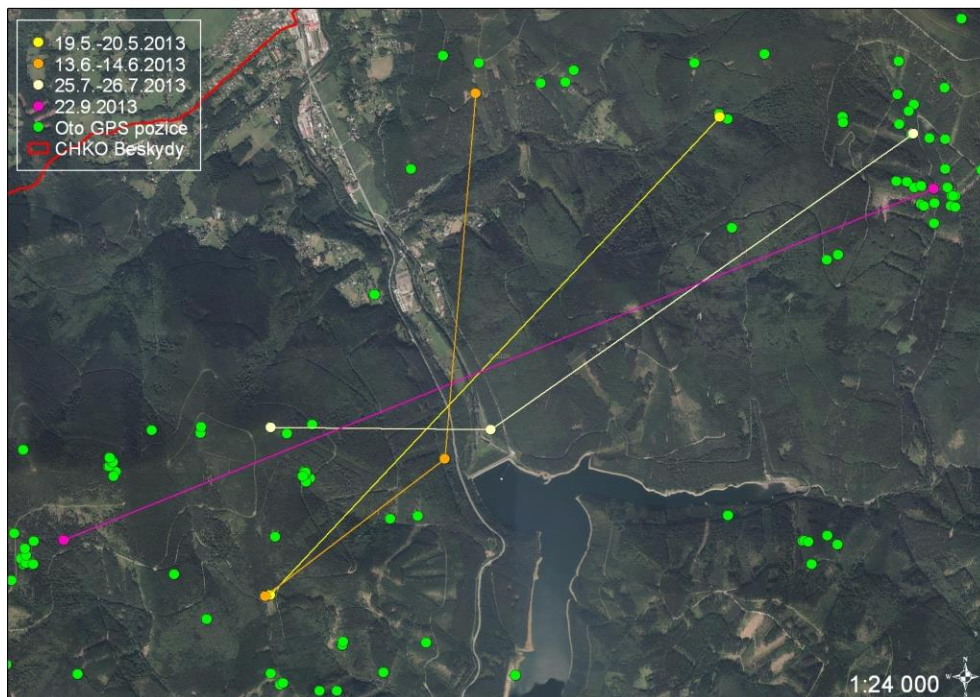
Telemetrická data získaná sledováním rysice Ivonky také upozorňují na důležitost průsmyku Pindula jako spojnice mezi masivem centrálních MS Beskyd (Smrk-Kněhyně-Radhošť) a západní částí MS Beskyd - Veřovické vrchy, případně migrace dál na západ mimo hranice EVL. V průběhu sledování Ivonka několikrát přešla tímto průsmykem a překonala silnici I/58 mezi Frenštátem pod Radhoštěm a

Rožnovem pod Radhoštěm (obr. 15). Pro průchod si vybrala úsek, kde je les zachován po obou stranách silnice (i když na jedné straně les tvoří jen úzký pás) a kde nejsou žádné lidské stavby. Tento úsek je v současnosti dlouhý pouze cca 1 km.



Obr. 15 Přechody rysice Ivonky průsmykem Pindula (Krojerová et al. 2014).

Telemetrické sledování rysa Oty potvrdilo skutečnost, že území mezi vodní nádrží Šance a Ostravicí je zatím průchodné. Rys Ota v rámci svého domovského okrsku opakovaně procházel mezi masivy Smrku a Lysé hory v úseku pod hrází nádrže (obr. 16; Krojerová et al. 2014).



Obr. 16 Přechody rysa Oty mezi Lysou horou a Smrkem (Krojerová et al. 2014).

Všechny zaznamenané přechody přes cestní komunikace byly následně využity při vytipování úseků cestních komunikací, které slouží pro přechod velkých šelem mezi jednotlivými oblastmi (více viz praktická část a opatření).

3.1.5 Závěr

Telemetrické sledování dvou jedinců rýsa ostrovida potvrdilo předchozí poznatky o prostorové aktivitě rysů, o tom jak a v jakém rozsahu využívají prostředí na zkoumaném území na české i slovenské straně státní hranice. Detailní informace o pohybu zvířete nemohou být zjištěny žádnou jinou metodou. I když počet dosud monitorovaných šesti jedinců se může jevit jako malý, vzhledem k nízké početnosti rysí populace v Beskydech, bylo pomocí GPS obojků označeno odhadem kolem 50 % populace. Výsledky potvrdily rozdíly ve velikosti HR mezi samci a samicemi a také mezi samci a samicemi různého věku a sociálního statusu. Velikost HR rýsa v dané oblasti jsou porovnatelné s velikostí domovských okrsků rysů např. v přilehlých polských Karpatech (150–200 km²; Okarma et al. 2007).

Celková plocha CHKO Beskydy a CHKO Kysuce (západní javornická část) je 1160 + 429 km². Z této rozlohy lesní komplexy, které byly rysy preferované, tvoří přibližně 50 % území, tj. přibližně 800 km². Teoreticky by tedy vzhledem ke zjištěným velikostem domovských okrsků zde mohlo žít 5–6 samců a přibližně 8 samic rýsa, tedy 13–14 dospělých jedinců. V současnosti odhadovaná početnost je do 10 jedinců a je tedy jasné, že početnost je nižší než by zde mohla být, což dokládají i některé rysem neobsazené části území.

Přesun Ludvíka ze slovenských Javorníků do Kysuckých Beskyd také potvrzuje skutečnost, že populace v Javorníkách zatím naštěstí není zcela izolovaná od zbytku slovenské populace a noví jedinci mohou migrovat i na území EVL Beskydy.

3.2 Terénny monitoring a fotomonitoring rýsa ostrovida a vlka obecného

3.2.1 Úvod

Okrem štandardného zberu a dokumentácie pobytových znakov veľkých šeliem sa v posledných dvoch dekádach stali automatické kamery - fotopasce novým neinvazívnym prístupom k hodnoteniu stavu populačnej dynamiky rýsa ostrovida a vlka dravého (O'Connell et al. 2011, Kelly et al. 2011). Fotopasca je zariadenie vybavené pohybovým senzorom, objektívom a zdrojom žiarenia (biely a čierny blesk, infračervené diódy), ktorých kombinácia umožňuje zaznamenať pohybujúci sa objekt v danom čase na danom mieste (Meek et al. 2012). Vďaka unikátnemu sfarbeniu niektorých mačkovitých šeliem, medzi ktoré patrí kvôli svojej škrvnitosti aj rys, možno na základe fotografickej identifikácie jednotlivých jedincov zachytiť ich opakovaný výskyt a tak zhodnotiť populačný trend zvierat na sledovanom území (Breitenmoser et al. 2006; obr. 17).



Obr. 17 Unikátna škvritnosť rysov umožňuje spoľahlivú identifikáciu jednotlivých jedincov a aplikáciu priestorových modelov pre odhad veľkosti populácie a populačnej hustoty. Na fotografiách sú zobrazené dva rôzne jedince (samica vľavo a samec vpravo)

3.2.2. Metodika

Zber a vyhodnotenie pobytových znakov

Údaje o výskyte rysa ostrovida a vlka dravého boli systematicky zbierané formou fotomonitoringu a mapovania pobytových znakov (stopové dráhy, trus, korist' a pod.) v rámci všetkých pohorí skúmaného územia (viď obr. 18). Vyhodnotenie získaných údajov k výskytu veľkých šeliem na projektovom území bolo viazané na dodržanie metodických prístupov a objektívneho vyhodnotenia výskytu, reprodukcie a distribúcie záujmových druhov s ohľadom na dlhšie časové obdobie s trvaním od 1.5.2014 do 30.4.2019. Definované obdobie bolo rozdelené na rysie (vlčie) roky. Rysí resp. vlčí rok je definovaný ako monitorovacie obdobie, ktoré začína od 1. mája príslušného kalendárneho roka a končí 30. apríla nasledujúceho roku, čo odpovedá reprodukčnému cyklu záujmových druhov, kde je zachytenie reprodukcie pravdepodobné až v priebehu mája a júna (Kutal et al. 2017a). Získané údaje boli klasifikované a hodnotené podľa vierohodnosti získaných dát metodikou SCALP (Status and Conservation of Alpine Lynx Population; Molinari- Jobin et al. 2006, 2012, Spoločná cezhraničná metodika projektu Interreg 2018). Potvrdenie výskytu druhu na záujmovom území bolo vyhodnotené v 90 kvadrátoch kvadrátovej siete EEA (European environmental agency) o veľkosti 10 × 10 km, za využitia vierohodných C1 (fotografie z fotopascí, priame pozorovanie) a C2 (stopy, trus a pod.) údajov v programe ArcMap 10.7 (ESRI 2016) podobne ako v prípade práce Duľa et al. (2017). Detailné vyhodnotenie výskytu a reprodukcie rysa a vlka pomocou metodiky SPOIS 2012, 2017 (Species Online Information System) (Kaczensky et al. 2013, Chapron et al. 2014) bolo viazané na oblasť dlhodobého intenzívneho a extenzívneho fotomonitoringu a monitoringu pobytových znakov v 46 kvadrátoch EEA. Výskyt a reprodukcia bola hodnotená v piatich po sebe nasledujúcich rysích (vlčích) rokoch (2014/2015, 2015/2016, 2016/2017, 2017/2018, 2018/2019). Údaje mimo časovej realizácie projektovej aktivity Interreg ŠELMY SKCZ pochádzali z publikovaných štúdií Duľa et al. (2017) a Kutal et al. (2017a,b).

Intenzívny a extenzívny fotomonitoring

Intenzívny (deterministický) fotomonitoring rysa prebiehal v mesiacoch november až december/január v dĺžke 60-80 dní, rozdelených do 12-16 periód (5 dní = 1 perióda), podobne ako u Weingarth et al. (2012, 2015). Fotomonitoring prebiehal v dvoch záujmových územiach: Beskydy & Javorníky (marginálne územie výskytu karpatskej populácie rysa) a Kysuce & Malá Fatra (jadrové

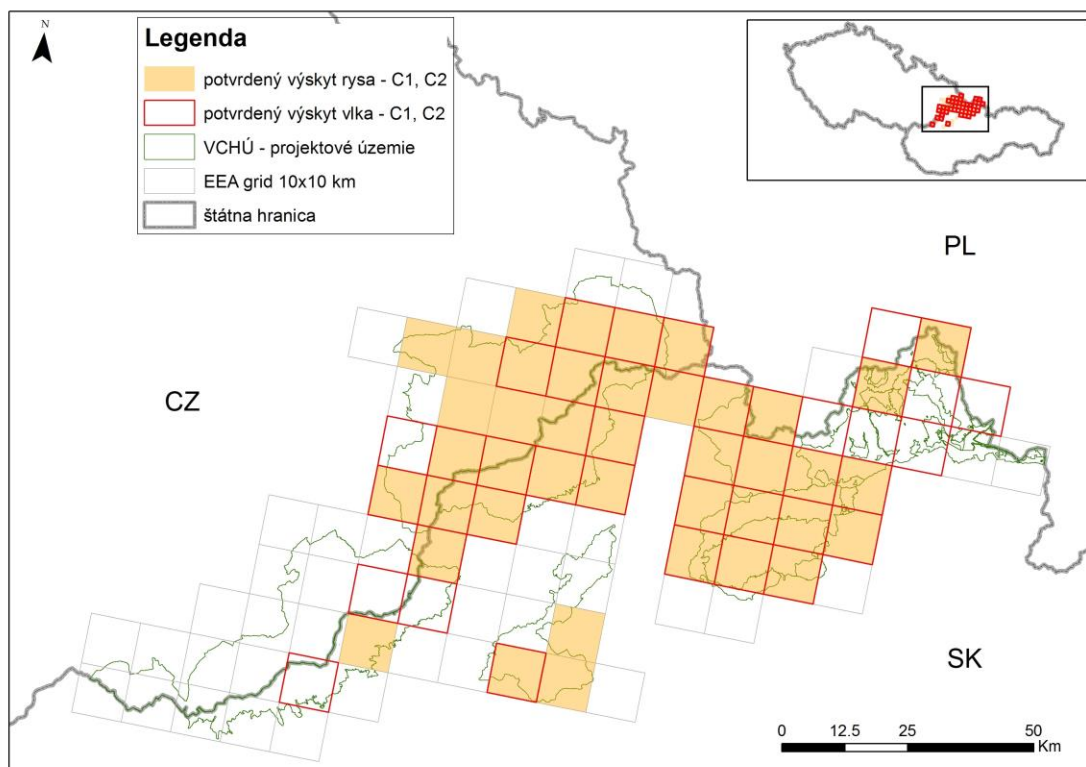
územie výskytu karpatskej populácie rysa). Fotopasce boli systematicky rozmiestnené v kvadrátovej sieti European Environmental Agency (EEA kvadráty 5 x 5 km). V jednom kvadráte sú na základe pobytových znakov rysa ostrovida (stopy, trus, značkovacie miesto) alebo na jeho typických miestach výskytu (skalnaté hrebienky, skalnaté útvary, lesné chodníky atď.) umiestnené 1-2 bleskové/infračervené fotopasce (Cuddeback Ambush, Cuddeback C, Cuddeback H20 IRm, Browning Spec. Ops a pod.). Rozmiestnenie fotopascí bolo navrhnuté tak, aby každé zviera malo šancu byť zaznamenané, to znamená, že ich pokrytie zodpovedá potencionálne najmenšiemu okrsku samice, ktorý v Karpatoch predstavuje veľkosť 124 km² (Okarma et al. 2007). Fotopasce boli kontrolované približne v dvojtýždňových intervaloch, kvôli ich údržbe, výmene batérií a exportu získaných údajov. Do samotnej analýzy a vyhodnotenia početnosti a populačnej hustoty rysa na záujmových územiach boli zaradené len samostatné adultné a subadultné jedince rysa ostrovida (Pesenti & Zimmermann 2013). Na odhad početnosti a populačnej hustoty rysa boli použité priestorové modely (SECR- spatially explicit capture-recapture). Samotné analýzy prebiehali v prostredí R a rozšírenom module SPACECAP (Gopalaswamy et al. 2012) version 1.1.0 (Gopalaswamy et al. 2014) využívajúcim Bayesiánsku štatistiku (Royle et al. 2009 a,b). Pre samotnú analýzu v module SPACECAP sme použili tri vstupné súbory: jednotlivé záznamy zvierat na jednotlivých lokalitách (fotopasciach), aktivita jednotlivých fotopascí v priebehu intenzívneho fotomonitoringu a potenciálne centrá domovských okrskov rysov s definovaným údajom vhodnosti habitatu: „0“ - nevhodný habitat, „1“ - vhodný habitat (Gopalaswamy et al. 2012). Pre definíciu celkového zaznamenávaného územia (state space) sme k MCP (minimálny konvexný polygón) pripočítali obalovú zónu (buffer) o šírke 1–19 km s rozmedzím 2 km (Pesenti & Zimmermann 2013). Odhad populačnej hustoty sme testovali pre každú obalovú zónu samostatne. Stabilizovaním odhadov v príslušnej šírke obalovej zóny sme určili výslednú populačnú hustotu, ktorá vyjadruje počet jedincov na 100 km² vhodného habitatu. Pre špecifický odhad populačnej hustoty danej obalovej zóny sme následne uskutočnili viacnásobnú analýzu a konvergenciu reťazcov, ktorá bola testovaná v programe R Gelman-Rubínovým testom (Gelman et al. 2004).

Pre zohľadnenie dynamiky populácie rysa a vlka a potvrdenie rozmnožovania na predmetnom území sme využívali monitoring fotopascami počas celého roka, pred a po začatí príslušného determinačného fotomonitoringu. Fotopasce boli umiestnené na stálych značkových miestach rysa a na vybraných lokalitách s najväčšou šancou zdokumentovať vlky a rysy pohybujúce sa v danom území (lesné cesty, chodníčky, skalné hrebienky a pod.).

3.2.3. Výsledky

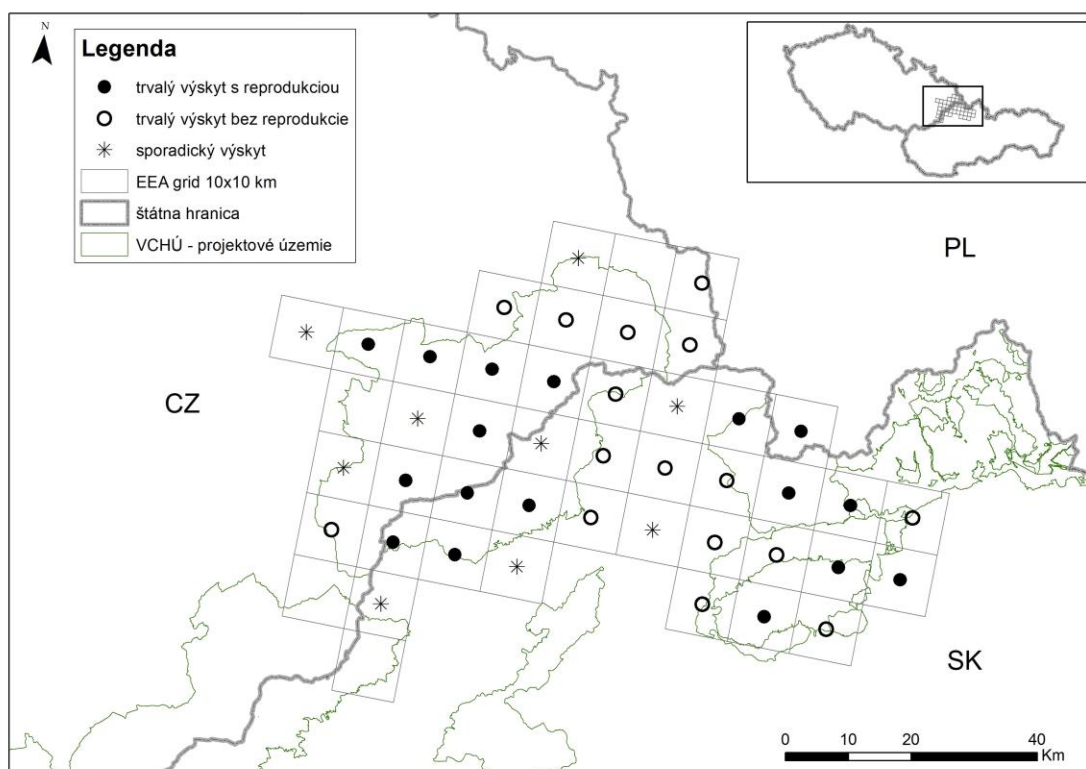
Výskyt, rozšírenie a reprodukcia rysa ostrovida a vlka dravého v predmetnom území

Výskyt oboch druhov na základe fotomonitoringu a monitoringu pobytových znakov (C1 a C2 údaje) bol potvrdený zhodne v 41 mapovacích kvadrátoch (45.5 % mapovaného územia). Výskyt aspoň jednej šelmy bol celkovo zaznamenaný v 51 kvadrátoch, čo tvorí viac ako 56 % mapovanej plochy (obr. 18).



Obr. 18: Mapa zobrazujúca potvrdený výskyt rysa a vlka v záujmovom území v sezónach 2017/18 a 2018/19 (zdroj dát Hnutí DUHA Olomouc & Štátna ochrana prírody 2020).

V rámci detailného hodnotenia výskytu pomocou metodiky SPOIS sme potvrdili trvalý výskyt rysa s reprodukciou v prípade 17 kvadrátov, trvalý výskyt bez reprodukcie v 16 a sporadický výskyt v 9 mapovacích kvadrátoch. Celkovo bol trvalý výskyt rysa potvrdený v rysích rokoch 2014-2018 až v 33 zo 46 vymedzených kvadrátov (71,7 %). Zdokumentovaná reprodukcia bola v sledovanom období viazaná na centrálnu časť Moravskosliezskych Beskyd (CHKO Beskydy) a slovenskej časti Javorníkov (CHKO Kysuce) v marginálnej oblasti výskytu karpatskej populácie rysa. V jadrovej oblasti bola reprodukcia potvrdená v Kysuckých Beskydách, Kysuckej vrchovine (oba CHKO Kysuce), Oravskej Magure (CHKO Horná Orava) a Malej Fatre (NP Malá Fatra) (obr. 19).



Obr. 19 Mapa zobrazujúca potvrdený výskyt a reprodukciu rysa na záujmovom území v priebehu piatich rysích rokov (2014-2018) (zdroj dát Hnutí DUHA Olomouc & Štátna ochrana prírody 2020).

Na území s intenzívnym fotomonitoringom a monitoringom pobytových znakov (46 kvadrátov EEA) sme v priebehu realizácie projektu zaznamenali sedem rôznych vodiacich rysíc s celkovým počtom 19 mláďat, priemerne 2 mláďatá na samicu v Moravskosliezskych Beskydách a Javorníkoch (marginálne územie) a 2,2 mláďaťa v Kysuckých Beskydách, Kysuckej vrchovine, Oravskej Magure a Malej Fatre (jadrové územie) (tab. 6, obr. 20).

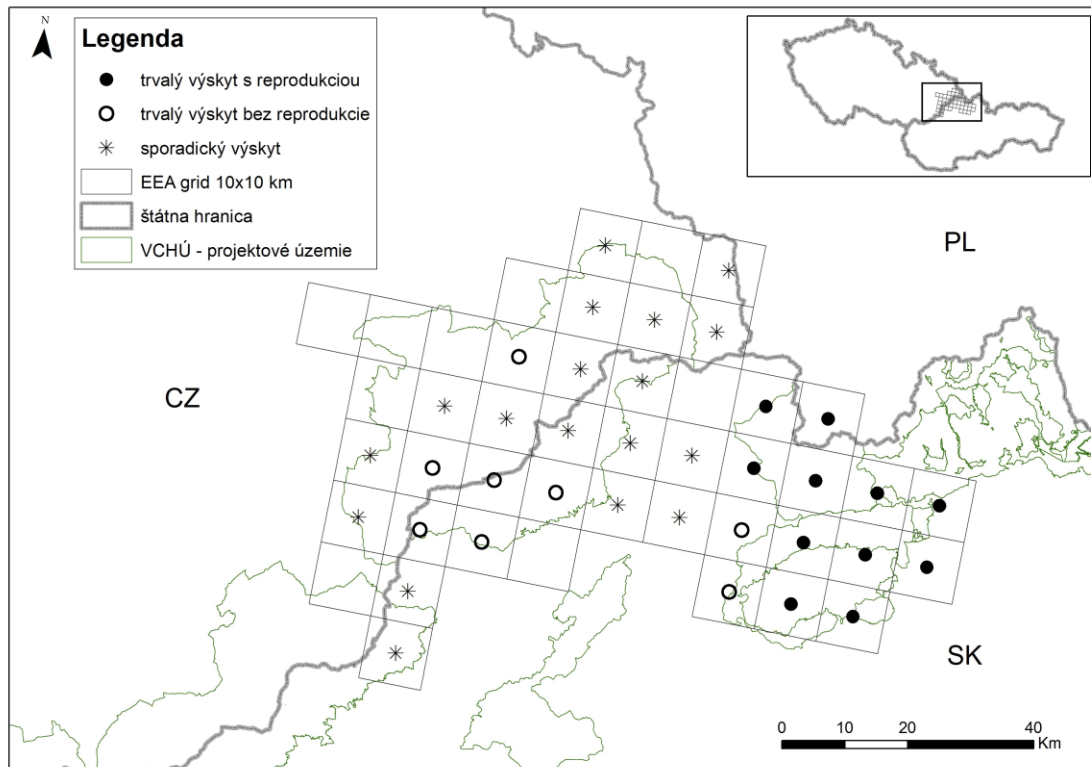
Tabuľka 6: Počet vodiacich samíc a mláďat zaznamenaných na jednotlivých územiach, † alebo †?- značí potvrdenú alebo pravdepodobnú mortalitu mláďat od 1.5.2017 do 30.4.2019.

Vodiace samice					Mláďatá			
Rok	Beskydy	Javorníky	Kysuce	Spolu	Beskydy	Javorníky	Kysuce	Spolu
2017/18	2(1†)	1	2	5	2(2†?)+2	3	2+2	11
2018/19	1	0	3	4	1	0	3+3+1	8



Obr. 20 Vodiace samice v Kysuckých Beskydách (ryšica Ondrinka s dvoma mláďatami vľavo a ryšica Ľudmila s jedným mláďaťom vpravo)

Trvalý výskyt vlka s potvrdenou reprodukciou sme pomocou metodiky SPOIS zaznamenali v 11 kvadrátoch, trvalý výskyt bez reprodukcie v 8 a sporadický výskyt až v 18 mapovacích kvadrátoch. Celkovo bol trvalý výskyt vlka potvrdený vo vlčích rokoch 2014-2018 v 19 z 46 vymedzených kvadrátov (41 %) čo je v porovnaní s rysom o 30 % menej. Zdokumentovaná reprodukcia bola v sledovanom období viazaná výhradne na východnú časť Kysúc (Kysucké Beskydy a Kysucká vrchovina), Oravskú Maguru a Malú Fatru (obr. 21).



Obr. 21 Mapa zobrazujúca potvrdený výskyt a reprodukciu vlka na záujmovom území v priebehu piatich vlčích rokov (2014-2018) (zdroj dát Hnutí DUHA Olomouc & Štátna ochrana prírody 2020).

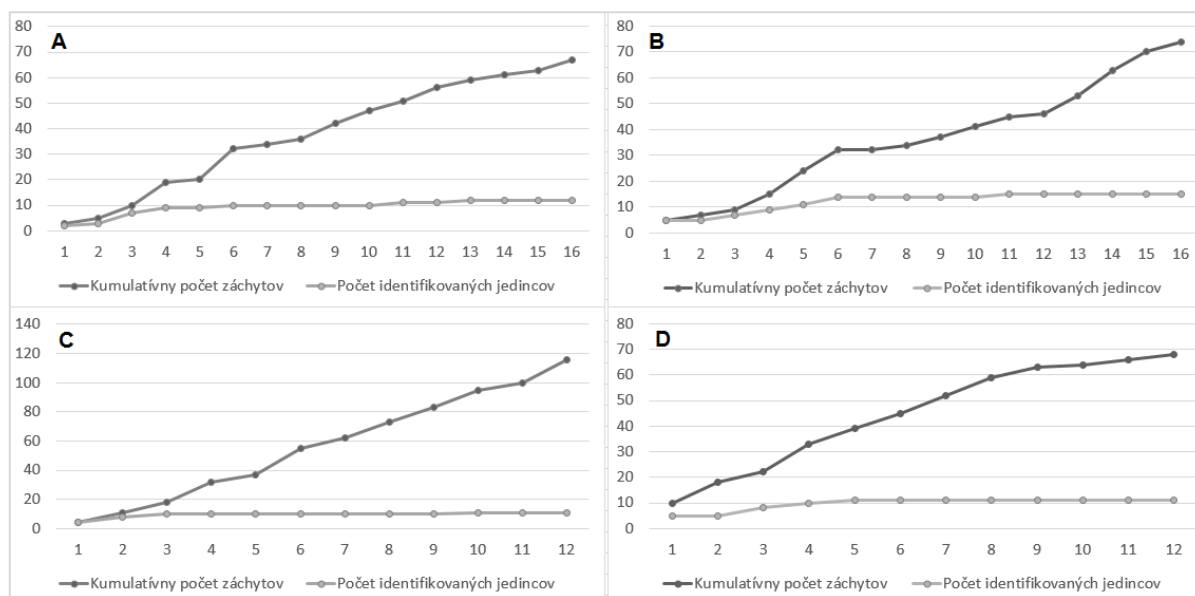
Na území s intenzívnym fotomonitoringom a monitoringom pobytových znakov (46 kvadrátov EEA) sme v dvoch vlčích rokoch (2017, 2018) zaznamenali tri reprodukčné svorky (Kysucká vrchovina – centrálna časť, Oravská Magura –západná časť a Malá Fatra – východná časť). Ani u jednej svorky sa nepodarilo potvrdiť reprodukciu v dvoch po sebe nasledujúcich rokoch (obr. 21, 22).



Obr. 22 Zdokumentované vlčiatá v Malej Fatre (vľavo) a v Kysuckej vrchovine (vpravo)

Odhady abundancie a populačnej hustoty rysa ostrovida

Intenzívny deterministický fotomonitoring rysa ostrovida prebiehal v prvej sezóne v rámci 80 dňovej periódy od 1.11.2017-19.1.2018 a v druhej sezóne od 1.11.2018 do 31.12.2018, teda 60 dní (obr. 23). Skrátenie periódy v druhej sezóne fotomonitoringu bolo spôsobené vysokou snehovou pokrývkou a zlými poveternostnými podmienkami, ktoré znefunkčnili väčšinu inštalovaných fotopascí, znemožnili pokrytie obsadených kvadrátov a znížili objektivitu zberu dát. I napriek tomu, sme v oboch záujmových územiach a sezónach získali dostatočný počet údajov pre objektívne vyhodnotenie odhadu početnosti a populačnej hustoty rysa ostrovida (tab. 7).

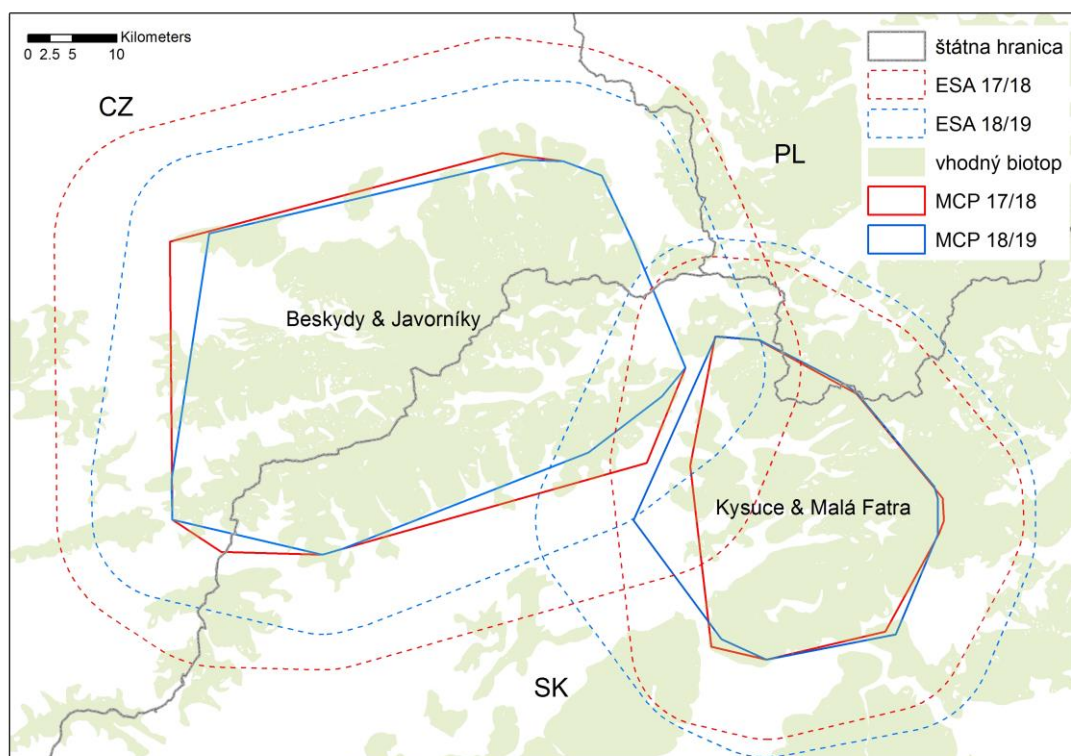


Obr. 23 Kumulatívny počet záchytov a počet identifikovaných jedincov v jednotlivých sezónach (17/18, 18/19) intenzívneho fotomonitoringu v marginálnom (A, C) a jadrovom území (B, D)

Počas dvoch sezón intenzívneho fotomonitoringu sme v oboch záujmových územiach o celkovej veľkosti 2 855 km² identifikovali 35 samostatných jedincov z toho 22 samcov, 11 samíc a 2 jedincov neurčeného pohlavia. Počet unikátnych záchytov v priebehu 60–80 dennej periódy sa v oboch záujmových územiach pohyboval v rozpätí 67–116, s počtom identifikovaných jedincov 11–15 (tab. 7).

Tabuľka 7: Detailné údaje dvoch sezón intenzívneho fotomonitoringu rysa.

Územie	Sezóna	Dĺžka periódy	Počet záchytov	Počet jedincov	MCP (km)	Úspešnosť fotopascí	Fotopascodni (celkové/efektívne)
Marginálne	2017/2018	80	67	12	2031	116/30	9 280/8 455
Marginálne	2018/2019	60	116	11	1838	113/50	1 356/1 235
Jadro	2017/2018	80	74	15	744	54/35	4 320/3 925
Jadro	2018/2019	60	68	11	851	58/28	3 480/3 220



Obr. 24 Mapa zobrazujúca minimálne konvexné polygóny – vonkajšie hranice fotopascí (MCP) a efektívne zaznamenané územie (ESA – effective sampling area) v marginálnej (Beskydy & Javorníky) a jadrovej (Kysuce & Malá Fatra) časti v dvoch po sebe nasledujúcich sezónach intenzívneho fotomonitoringu rýsa

Počet zaznamenaných jedincov bol v druhej sezóne fotomonitoringu na oboch záujmových územiach (obr. 24) rovnaký, veľkosť územia pokrytého fotopascami (MCP) a efektívneho veľkosť zaznamenaného územia však bola v prípade marginálneho územia väčšia. Naopak odhad populačnej hustoty a abundancie bol výrazne nižší a v oboch sezónach porovnateľný: 0,74, resp. 0,73 jedinca/100 km² vhodného biotopu (tab. 8). Naopak odhad populačnej hustoty v jadrovom území (Kysuce & Malá Fatra) dosahoval 1,58 resp. 1,11 jedinca/100 km² vhodného biotopu a medzi rokmi značne fluktoval (tab. 8). Príklady zachytených jedincov sú na obrázku 25.

Tabuľka 8: Detailné odhady početnosti a populačnej hustoty rýsa ostrovida.

Územie	Sezóna	Efektívna veľkosť územia (km ²)	Vhodný biotop (km ²)	Odhad populačnej hustoty (jedinec/100 km ²)	Odhad veľkosti populácie (jedinci)
Marginálne	2017/2018	4 299.75	1 917	0.74 ± 0.08	14.24 ± 1.68
Marginálne	2018/2019	3 586.5	1 748.25	0.73 ± 0.08	12.91 ± 1.51
Jadro	2017/2018	1 944	1 201.5	1.58 ± 0.20	19.09 ± 2.41
Jadro	2018/2019	2 425.5	1 431	1.11 ± 0.19	15.94 ± 2.41



Obr. 25 Záchyty rôznych jedincov rýsa v priebehu intenzívneho determinačného fotomonitoringu.

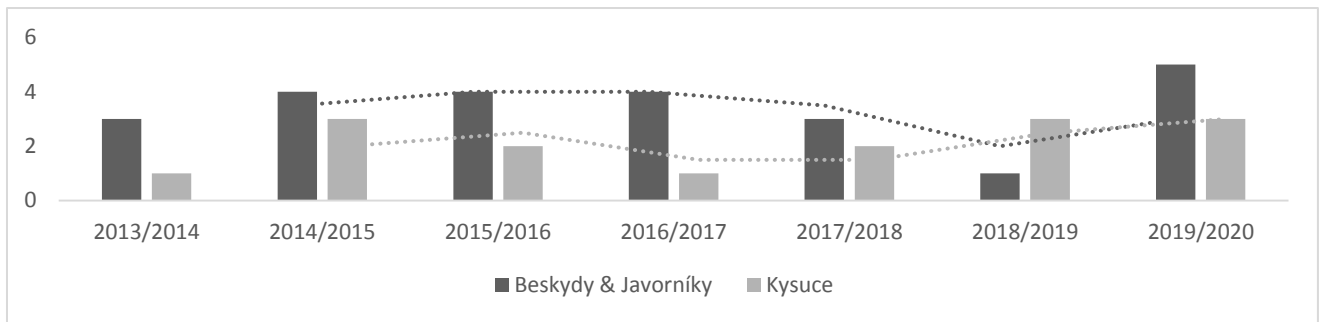
3.2.4 Porovnanie s predchádzajúcimi výsledkami

V porovnaní s predchádzajúcimi výsledkami fotomonitoringu od roku 2011 (Krojerová et al. 2014, Kutal et al. 2015, Kutal et al. 2016a) bola populácia rýsa na česko-slovenskom pomedzí v sledovanom období relatívne stabilná a pohybovala sa s výnimkou periódy 2013/2014 medzi 10–12 jedincami (tab. 9). V ďalších rokoch bolo možné použiť k odhadu populačnej denzity robustné priestorové analýzy a s ich použitím sa v sezónach 2015/2016 až 2018/2019 populačná hustota rýsa pohybovala v rozpatí 0,64–0,74 jedinca na 100 km².

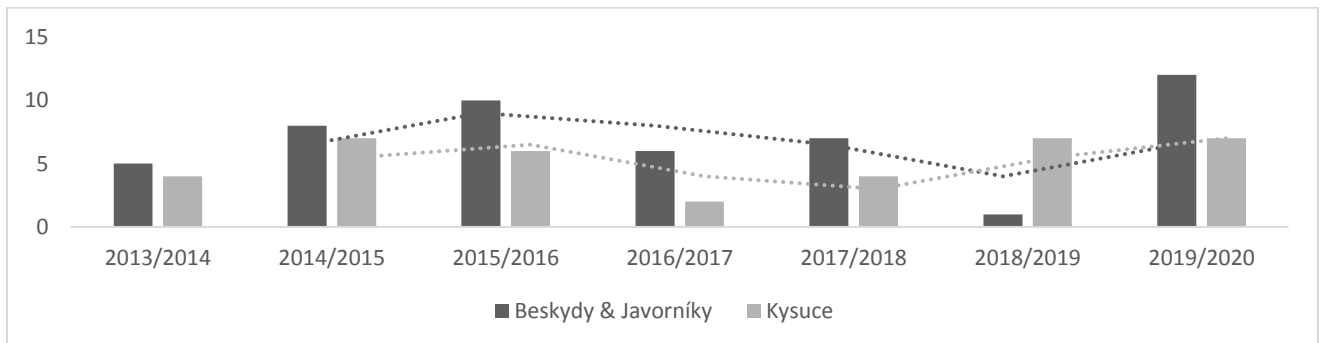
Tabuľka 9: Početnosť rýsa ostrovida na česko-slovenskom pomedzí stanovená na základe fotomonitoringu.

Perioda	Beskydy	Javorníky	Spolu
2011/2012	5	6	11
2012/2013	2	8	10
2013/2014	3	4	7
2014/2015	7	5	12
2015/2016	5	5	10
2016/2017	5	7	12
2017/2018	4	8	12
2018/2019	3	8	11

Reprodukcia bola na česko-slovenskom pomedzí i v jadrovej oblasti (Kysuce & Malá Fatra) zaznamenaná každoročne. Počet vodiacich samíc a mláďat dlhodobo kolísal medzi 1-5 na okraji populácie a 1-3 v jadrovej oblasti (obr. 26, obr. 27). Je však nutné podotknúť, že veľkosť monitorovaného územia v prípade jadrového územia bola približne štyrikrát menšia. V prípade vlka sa situácia na česko-slovenskom pomedzí významne nezmenila. Medzi rokmi 2002/2003 až 2016/2017 bol výskyt vlka v Beskydách a Javorníkoch len sporadický (Krojerová et al. 2014, Kutal et al. 2016b, Kutal et al. 2017a), od sezóny 2017/2018 je však v oblasti Javorníkov zdokumentovaná prítomnosť svorky.



Obr. 26 Počet vodiacich rysíc v sezónach 2013/2014–2019/2020.



Obr. 27 Počet mláďat v sezónach 2013/2014–2019/2020.

3.2.5 Záver

Populácia rysa na česko-slovenskom pomedzí je na základe dát z fotomonitoringu relatívne stabilná, avšak jej početnosť i populační hustota je v porovnaní s inými populáciami v Európe pomerne nízka a počet vodiacich samíc dlhodobo kolíše. Rys pritom neobsadzuje všetky vhodné biotopy, hlavne v oblasti Moravskosliezskych Beskýd a dlhodobo absentuje vo Vsetínskych Beskydách, ležiacich medzi oboma hlavnými oblasťami výskytu v okrajovej časti územia. Relatívne veľká obmena jedincov v populácii, ktorá bola zaznamenaná medzi jednotlivými sezónami intenzívneho fotomonitoringu v oboch skúmaných celkoch nasvedčuje tomu, že je populácia vystavená vysokej miere antropogénnej mortality. Tento jav potvrdzujú nielen zdokumentované prípady pytliactva, ale i kolízie s dopravnými prostriedkami. Rovnakým hrozbám čelí i vlk, nakoľko bol jeho výskyt na česko-slovenskom pomedzí donedávna len sporadický.

3.3 Genetický monitoring rysa ostrovida a vlka obecného

3.3.1 Úvod

Ochranárska genetika je v súčasnosti nepostradatelnou súčasťou výskumu a ochrany veľkých šelem. Získaná data jsou využívána nejen pro potvrzení jejich přítomnosti, ale také k identifikaci jedinců, zhodnocení příbuzenských vztahů, sledování prostorové aktivity a k odhadu početnosti populace. Dalším důležitým cílem analýzy DNA je zjištění genetické variability populace na sledovaném území a její srovnání s jinými populacemi. Jako vzorek pro analýzu DNA lze použít prakticky jakýkoliv biologický vzorek, který za sebou zvíře zanechá a který obsahuje buňky s DNA. Pro výzkum málo početných a skrytým způsobem žijících druhů, mezi které velké šelmy patří, je tedy možné využít DNA obsaženou v kořincích nalezených chlupů, v moči nebo v povrchové vrstvě trusu (odloupnuté buňky z epitelu střeva nebo močových cest). Při získávání těchto vzorků (tzv. neinvazivní DNA) nepřichází zvíře vůbec do styku s člověkem a není tak stresováno ani poraněno.

3.3.2. *Materiál a metodika*

Sběr vzorků

V projektu byly, s výjimkou srovnávacích vzorků a jednoho vzorku tkáně sraženého rysa, všechny vzorky vlka obecného a rysa ostrovida z cílového území neinvazivní. Vzorky se získávaly v rámci monitoringu pobytových znaků, nebo cíleným vyhledáváním při kontrolách značkovacích míst a fotopastí. Při odběru vzorků byl kladen důraz na co největší možnou sterilitu, aby se předešlo kontaminaci. Vzorky trusu, moči, krve, nebo sekretu pachových žláz byly skladovány ve speciálních plastových nádobkách s čistým 96% lihem, nebo byly zamrazeny. Nalezené chlupy a stěry z kořisti byly umístěny do papírového pytlíku a ten byl potom skladován při pokojové teplotě v plastovém sáčku se silikagelem.

Izolace DNA a PCR

Při analýze DNA se nejdříve musí DNA z buněk izolovat. Pro izolaci DNA se využívají sady komerčních chemikálií, tzv. izolačních kitů. Pro izolaci z trusu byl použitý QIAamp Fast DNA Stool Mini Kit (Qiagen) a pro izolaci z jiných typů vzorků Blood/Tissue DNA Mini Kit (Geneaid). V prvním kroku izolace jsou nejdříve pomocí speciálního pufru a enzymu „proteinázy K“ rozloženy stěny buněk, a přitom dojde k uvolnění DNA. DNA je následně promývána v několika krocích dalšími roztoky, kdy se odstraní jiné organické části buněk jako bílkoviny a tuky, pak také soli a další nečistoty. Takto izolovanou DNA je možné uskladnit při teplotě -20 °C, dlouhodobé uskladnění se doporučuje při -80 °C. Dalším krokem analýzy DNA je polymerázová řetězová reakce (angl. polymerase chain reaction, PCR), při které dochází k mnohonásobnému zmnožení vybraných úseků jádrové či mitochondriální DNA, sloužících jako genetické markery.

Analýza mitochondriální DNA (mtDNA)

Prvním markerem, který byl při analýze vlka obecného použit, byl cca 500 bp (párů bází) dlouhý úsek kontrolního regionu (Dloop), který je součástí mtDNA. Procesem sekvenování (u firmy MACROGEN) pak byla pro tento úsek stanovena sekvence (pořadí) nukleotidů (adenin, cytosin, guanin, thymin), které jsou základními stavebními jednotkami DNA. Takto získaná sekvence je druhově specifická a jejím porovnáním s databází známých sekvencí bylo tak možné určit druhovou příslušnost každého vzorku. Srovnávání sekvencí určovaných vzorků probíhalo pomocí online aplikace BLAST v databázi GenBank, nebo srovnáváním se vzorky vlastní databáze v programu SEQUENCHER. O zařazení tohoto kroku do analýzy DNA bylo rozhodnuto na základě předchozích zkušeností, kdy ne všechny vzorky, které byly získány v terénu, patřily druhu *Canis lupus* sp. Díky analýze mtDNA tak do dalších, finančně nákladných analýz, vstupovaly jenom vzorky náležící druhu *Canis lupus* sp.

Fragmentační analýza (analýza pomocí mikrosatelitů)

Nejdůležitějším krokem v analýze DNA byla analýza krátkých, rychle mutujících a vysoce variabilních úseků jádrové DNA, tzv. mikrosatelitů. Mikrosatelitový polymorfismus byl následně analyzován pomocí fragmentační analýzy na sekvenátoru ÚBO umístěném na externím pracovišti ve Studenci. Primery použité pro analýzu byly fluorescenčně značeny čtyřmi různými barvami – červená (PET), zelená (VIC), modrá (FAM) a žlutá (NED). Pro rysa byla použita již předem sestavená a optimalizovaná sada mikrosatelitů. V případě vlka byla využita sada mikrosatelitů využívaná kolegy z ČZU a UK, tak aby bylo možné výsledky projektu Šelmy SK-CZ srovnat a spojit s výsledky projektu OPŽP.

V případě rysa ostrovida se jednalo o 16 mikrosatelitů rozdělených do šesti PCR setů (tab. 10). V případě vlka se jednalo o sadu 22 mikrosatelitů. V průběhu analýz se ukázalo, že dva ze zvolených lokusů jsou vzhledem k jejich umístění na chromozomech a vzájemné provázanosti problematické, a proto byly

po vzájemné diskuzi s kolegy z ČZU a UK z dalších analýz vyloučeny. Pro analýzu tak bylo použito 20 mikrosatelitů rozdělených do dvou PCR setů (9 a 11 mikrosatelitů; tab. 11).

Tabulka 10: Sada mikrosatelitů pro fragmentační analýzu vzorků rysa ostrovida.

Panel	PCR set	Lokus	Annealingová teplota (°C)	Počet cyklů	Barva	Rozsah (bp)	Zdroj primeru
A1	1	LC110	58	35	PET	95-101	Carmichael et al. 2000
		FCA035			NED	132-140	Menotti-Raymond et al. 1999
	2	FCA001	58	45	VIC	174-186	Menotti-Raymond et al. 1999
		FCA208			6-FAM	301-305	Menotti-Raymond et al. 1999
A2	3	FCA149	58	35	VIC	123-127	Menotti-Raymond et al. 1999
		FCA008			6-FAM	131-133	Menotti-Raymond et al. 1999
		FCA476			PET	223-229	Menotti-Raymond et al. 1999
		FCA031			NED	197-201	Menotti-Raymond et al. 1999
		Amelogenin			NED	193 (Y), 213 (X)	Pilgrim et al. 2005
B3	4	LC106	56	35	PET	99-107	Carmichael et al. 2000
		FCA506			PET	188-202	Menotti-Raymond et al. 1999
	5	F115	50	45	6-FAM	217-245	Menotti-Raymond et al. 1999
B4	6	FCA077	61	40	6-FAM	129-135	Menotti-Raymond et al. 1999
		F53			VIC	159-175	Menotti-Raymond et al. 1999
		FCA096			NED	207-217	Menotti-Raymond et al. 1999
		FCA232			NED	111-113	Menotti-Raymond et al. 1999

Tabulka 11: Sada mikrosatelitů pro fragmentační analýzu vzorků vlka obecného.

Panel	PCR set	Lokus	Annealingová teplota (°C)	Barva	Rozsah (bp)	Zdroj primeru	
A	1	INRA21	60		PET	93-119	Mariat et al. (1996)
		FH2088			6-FAM	87-127	Francisco et al. (1996)
		CXX279			NED	108-134	Ostrander et al. (1993)
		FH2001			PET	127-155	Francisco et al. (1996)
		FH2054			6-FAM	136-172	Francisco et al. (1996)
		REN169O18			NED	151-169	Breen et al. (2001)
		REN169D01			PET	195-219	Breen et al. (2001)
		FH2097			NED	262-290	Francisco et al. (1996)
		FH2087			VIC	219-255	Francisco et al. (1996)
		AHTk211			VIC	81-101	Lingaas et al. (1997)
		FH2096			6-FAM	91-103	Francisco et al. (1996)
		FH2140			NED	99-163	Francisco et al. (1996)
		CPH5			PET	105-123	Fredholm and Winterø (1995)
vWF	VIC	116-182	Shibuya et al. (1994)				
B	2	REN64E19	60		PET	135-163	Breen et al. (2001)
		FH2137			6-FAM	151-179	Francisco et al. (1996)
		Amelogenin			NED	176 / 212	Chen et al. (1999)
		INU055			6-FAM	193-217	Ichikawa et al. (2002)
		FH2010			PET	217-241	Francisco et al. (1996)
		FH2161			VIC	219-263	Francisco et al. (1996)

Pro jednotlivé jedince bylo s použitím PCR reakce a fragmentační analýzy stanoveno pohlaví. Pro tyto účely jsme použili u obou druhů genetický marker (mikrosatelit) amplifikovaný v rámci genu pro

amelogenin, jehož délka se liší mezi X a Y chromozomem.

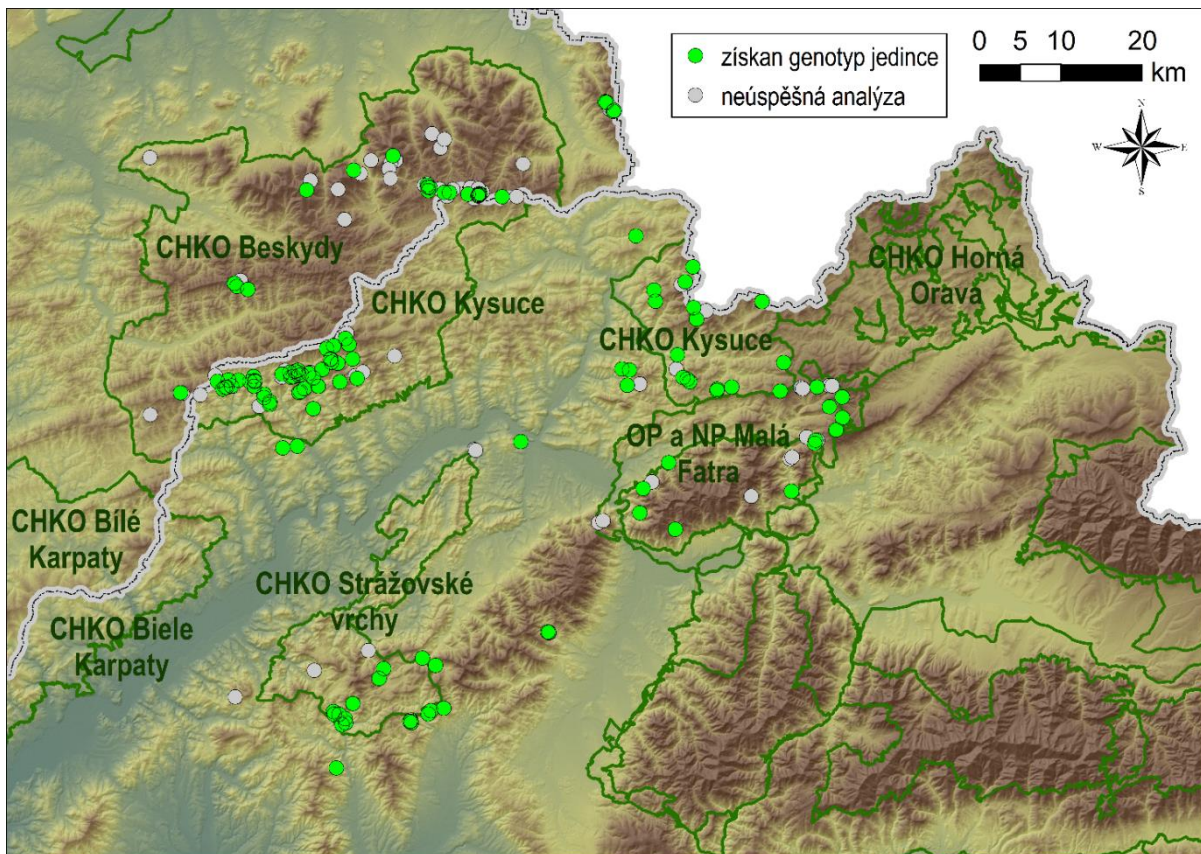
Výstupy z fragmentační analýzy byly vyhodnocovány v programu GENEMAPPER vs. 3.7 (Applied Biosystems). Základní charakteristiky genetické variability populace byly analyzovány v programu GENEPOP version 3.4 (Raymond and Rousset 1995), FSTAT 2.9.3.2 (Goudet 2001), GENALEX v.6 (Peakall and Smouse 2006) a GIMLET v.1.3.1 (Valiére 2002) a COANCESTRY 1.0 (Wang 2011). Velikost populace byla u rýsa vypočítána v programu CAPWIRE (Miller et al. 2005). Příbuzenské vztahy v populaci byly zjišťovány pomocí programů CERVUS 3.0.3 (Kalinowski et al. 2007), ML-RELATE (Kalinowski et al. 2006) a COLONY v.2.0.6.5 (Jones & Wang, 2010), pro jejich grafické zobrazení byl využit program Gephi. Dále byly použity programy STRUCTURE version 2.1 (Pritchard et al. 2000) a GENETIX 4.05.2 (Belkhir et al. 1996-2004), které umožnily rozlišení vlčích a psích vzorků a analýzu strukturovanosti vlčí a rýsí populace v zájmovém území.

3.3.3 Výsledky – rys ostrovid

V rámci projektu bylo na cílovém území sesbíráno a následně zanalyzováno celkem 221 vzorků rýsa (obr. 28). Analyzováno bylo 163 vzorků trusu, 41 vzorků chlupů, 12 vzorků moči, 3 vzorky krve a 2 tkáňové vzorky (tab. 12).

Tabulka 12: Počet všech sesbíraných vzorků rýsa (S), počet úspěšně analyzovaných vzorků (A) a úspěšnost genotypizace (%).

		trus	chlupy	krev	moč	tkáň	Σ
Moravskoslezské Beskydy	S	21	22	1	3	0	47
	A	13	7	0	0	0	20
	%	62	32	0	0	0	43
Slezské Beskydy	S	2	5	0	0	0	7
	A	2	2	0	0	0	4
	%	100	40	0	0	0	57
Javorníky	S	68	7	0	1	0	76
	A	55	4	0	0	0	59
	%	81	57	0	0	0	78
Kysuce	S	40	5	0	1	1	47
	A	27	1	0	1	1	30
	%	68	20	0	100	100	64
Malá Fatra	S	10	2	0	6	1	19
	A	5	2	0	1	0	8
	%	50	100	0	17	0	42
Strážovské vrchy	S	22	0	2	1	0	25
	A	17	0	2	0	0	19
	%	77	0	100	0	0	76
Celkem	S	163	41	3	12	2	221
	A	119	16	2	2	1	140
	%	73	39	67	17	50	63



Obr. 28 Prostorová distribuce vzorků ryasa nasbíraných v rámci zkoumaného území.

Úspěšnost genotypizace vzorků

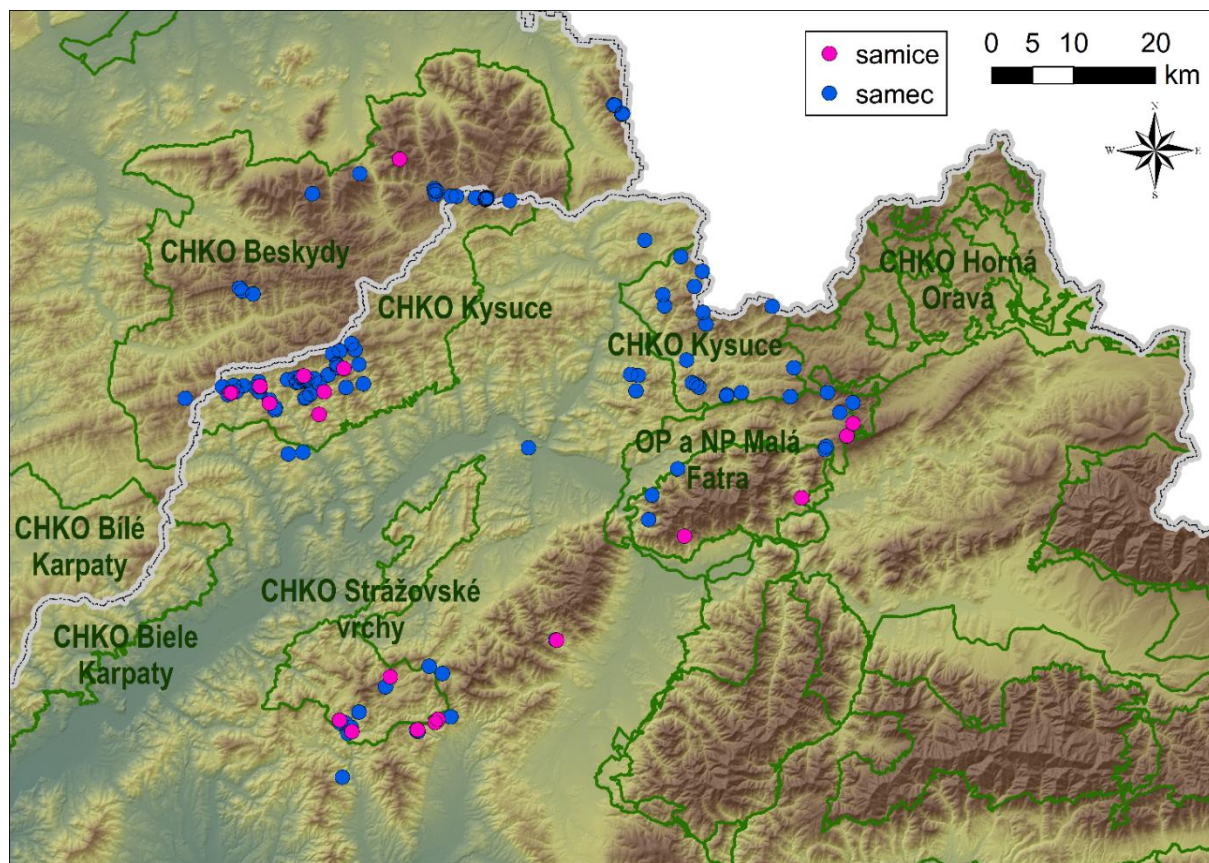
Celkem bylo zanalyzováno 221 především neinvazivně odebraných vzorků ryasa ostrovida získaných v letech 2016–2020 ve sledovaných oblastech (Moravskoslezské a Slezské Beskydy, Javorníky, Kysuce, Malá Fatra, Strážovské vrchy (tab. 12, obr. 28). Zjištění kompletního individuálního genotypu a identifikace jedince bylo možné u 140 vzorků. Průměrná úspěšnost analýzy všech vzorků byla tedy 63 %. Nejvyšší úspěšnost jsme zaznamenali v případě vzorků trusu, kdy analýza byla úspěšná u 119 ze 163 vzorků (73 %). V případě vzorků chlupů byla analýza úspěšná u 16 ze 41 vzorků (39 %), u vzorků moči u 2 z 12 vzorků (17 %), u vzorků krve u dvou ze tří vzorků (67 %). V případě dvou tkáňových vzorků z uhynulých jedinců byla úspěšnost 50 % (jeden vzorek kočky (*Felis* sp.) byl mylně dodán jako vzorek mláděte ryasa).

Počet identifikovaných jedinců

Na základě 140 úspěšně analyzovaných vzorků jsme identifikovali 43 jedinců ryasa ostrovida (obr. 30). Pohlaví bylo zjištěno u všech jedinců, přičemž jsme rozeznali 30 samců a 13 samic, tedy poměr pohlaví byl silně vychýlen ve prospěch samic (obr. 29). Z celkového počtu 43 jedinců jich bylo 25 zachyceno opakovaně (2–15x), v 18 případech byl jedinec zaznamenán jen na základě jednoho vzorku. Schopnost celého panelu mikrosatelitů rozlišit blízké příbuzné jedince byla dostatečně vysoká ($PI_{sib} = 1,03 \times 10^{-4}$), přičemž byla dostatečně vysoká již při použití sedmi nejvariabilnějších lokusů ($PI_{sib} < 0,01$). Odhad velikosti populace vypočítaný na základě zpětných záchytů jedinců v podobě genetických vzorků lze shlédnout v tabulce 13.

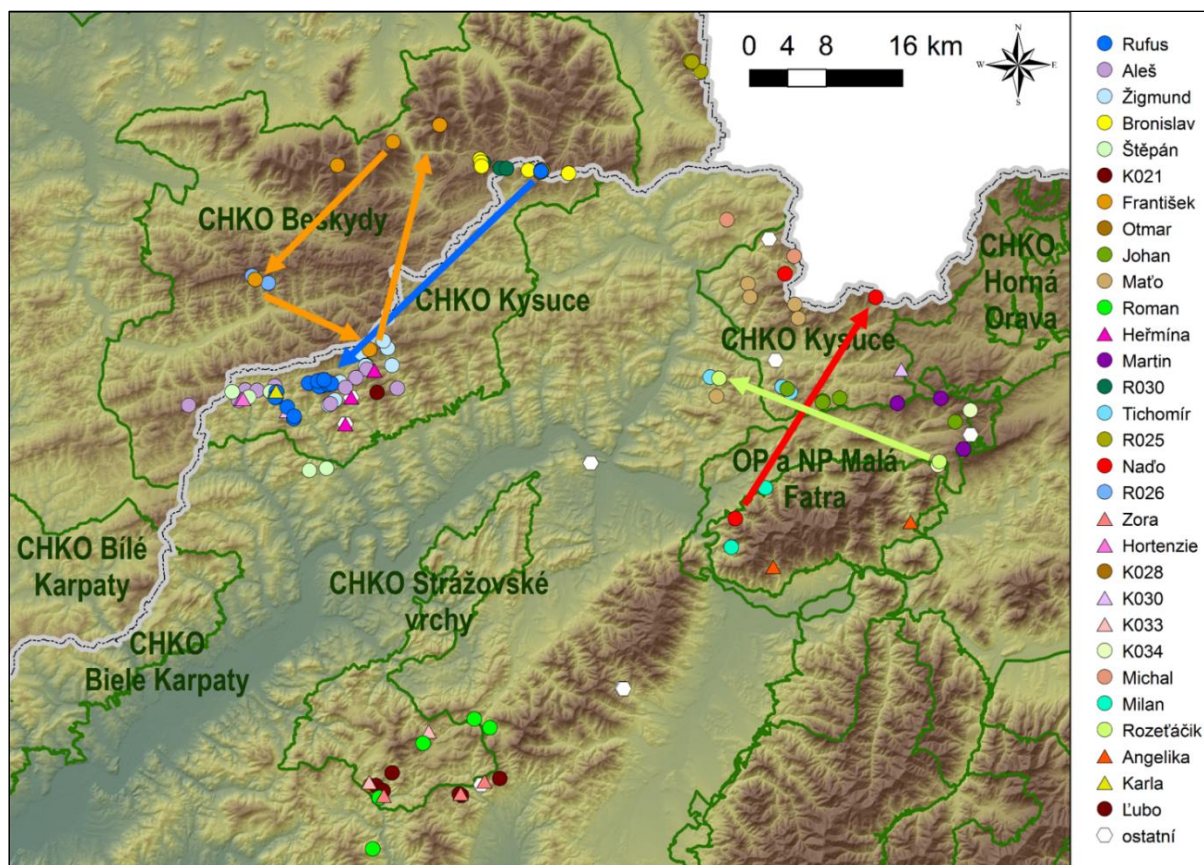
Tabulka 13: Odhad velikosti populace pro tři oblasti a dvě sezóny vypočítaný pomocí programu CAPWIRE na základě statisticky průkazného modelu TIRM resp. ECM (vyznačeno).

	Javorníky + MS Beskydy	Kysuce + Malá Fatra	Strážovské vrchy
Sezóna 2017/18	12 (11–15) ^{TIRM}	11 (6–20) ^{ECM}	8 (7–10) ^{TIRM}
Sezóna 2018/19	9 (6–20) ^{TIRM}	11 (9–13) ^{ECM}	7 (5–20) ^{ECM}



Obr. 29. Struktura pohlaví jedinců rýsa v rámci všech analyzovaných vzorků.

Pomocí neinvazivního genetického vzorkování byly zachyceny přesuny mezi horskými celky u čtyř jedinců (obr. 30). V případě rýsa Františka šlo o přesun nejdříve z Moravskoslezských Beskyd do Vsetínských Beskyd, pak dále ze Vsetínských Beskyd do Javorníků a následně zpět do Moravskoslezských Beskyd (obr. 30, oranžové šipky). U rýsa Rufuse šlo o přesun z MS Beskyd do Javorníků (obr. 30, modrá šipka), kde se usadil a byl následně i odchycen a telemetricky sledován (viz kapitola 3.1). Dále šlo o přesun rýsa Naďa z Malé Fatry do Kysuckých Beskyd (obr. 30; červená šipka) a o přesun rýsa Rozetáčka z Oravské Magury do Kysucké vrchoviny (obr. 30; žlutozelená šipka).



Obr. 30 Prostorová distribuce identifikovaných jedinců s vyznačenými přesuny mezi horskými celky.

Genetická variabilita a struktura populace rysa na okraji areálu výskytu

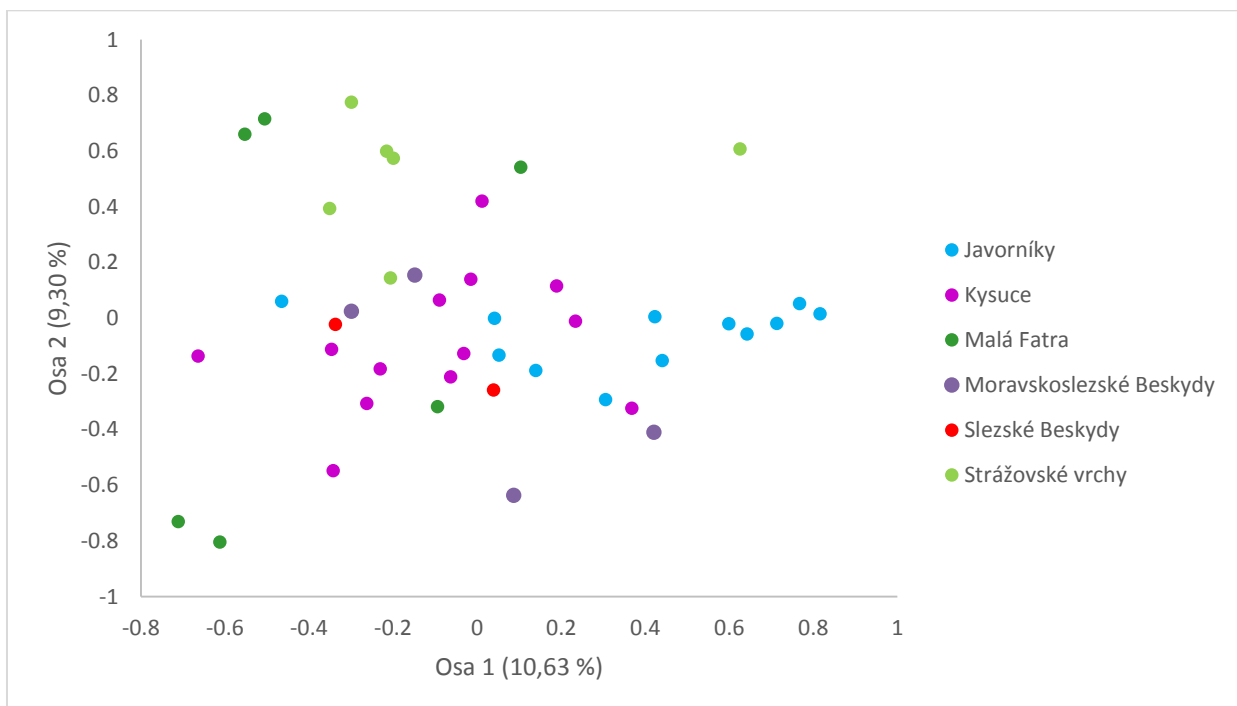
V rámci 14 analyzovaných nepohlavních markerů (tab. 14) se počet alel na lokus pohyboval mezi dvěma až šesti. Průměrný počet alel u sledované populace byl 4,07 alel na lokus. Průměrná hodnota očekávané heterozygotnosti (*angl. expected heterozygosity*, H_e) byla 0,580 a průměrná hodnota zjištěné heterozygotnosti (*angl. observed heterozygosity*, H_o) byla srovnatelná (0,566).

Tabulka 14: Hodnoty genetické variability a koeficient inbreedingu.

Lokus	N_A	H_e	H_o	F_{IS}	p (HWE)
LC110	4	0,548	0,517	-0,047	0,3574
FCA035	4	0,465	0,530	0,134	0,0664
FCA001	4	0,651	0,609	-0,057	0,0444
FCA208	5	0,605	0,601	0,005	0,3362
FCA149	3	0,605	0,581	-0,029	0,3805
FCA008	3	0,442	0,543	0,198	0,2884
FCA476	4	0,442	0,503	0,134	0,2693
FCA031	2	0,581	0,473	-0,218	0,2017
LC106	5	0,721	0,746	0,045	0,1795
FCA506	5	0,698	0,681	-0,012	0,927
F115	6	0,558	0,693	0,205	0,0361
FCA077	2	0,419	0,487	0,152	0,3596
F53	5	0,581	0,604	0,049	0,0462
FCA096	5	0,605	0,546	-0,096	0,4426
průměr	4,07	0,566	0,580	0,036	0,017

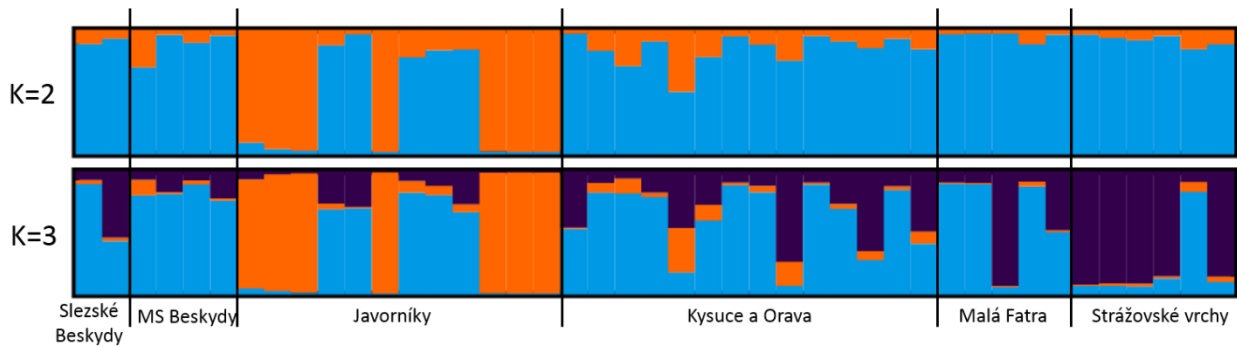
Zjištěná hodnota koeficientu inbreedingu pro celou populaci $F_{IS} = 0,036$ není signifikantně odlišná od nuly, populace jako celek se tedy nezdá být ovlivněna příbuzenským křížením. V programu COANCESTRY byla dvěma různými přístupy zjištěna vysoká hodnota individuálního koeficientu inbreedingu ($F > 0,1$) u deseti jedinců, vysoká byla i průměrná hodnota pro všechny jedince ($F = 0,101$), což vypovídá o probíhajícím příbuzenském křížení v rámci okraje areálu výskytu rysa (počet inbredních jedinců: Javorníky - 4, Moravskoslezské Beskydy - 1, Strážovské vrchy - 2, Malá Fatra - 2 a Kysuce - 1). Nejvyšší hodnoty ($F > 0,3$) byly zaznamenány u dvou jedinců z Javorníků a u dvou jedinců ze Strážovských vrchů.

Základní náhled na populační strukturu lze vidět na obrázku 31. Na obrázku jsou jedinci rozmístěni ve 2D prostoru na základě alelických frekvencí a podobnosti skladby alel. Jedinci tvoří jeden kompaktní shluk nenaznačující strukturovanost populace do menších izolovaných subpopulací.



Obr. 31 Faktoriální korespondenční analýza (FCA) v programu Genetix znázorňuje genetickou podobnost jedinců. Rozdílné barvy indikují geografický původ jednotlivých zvířat.

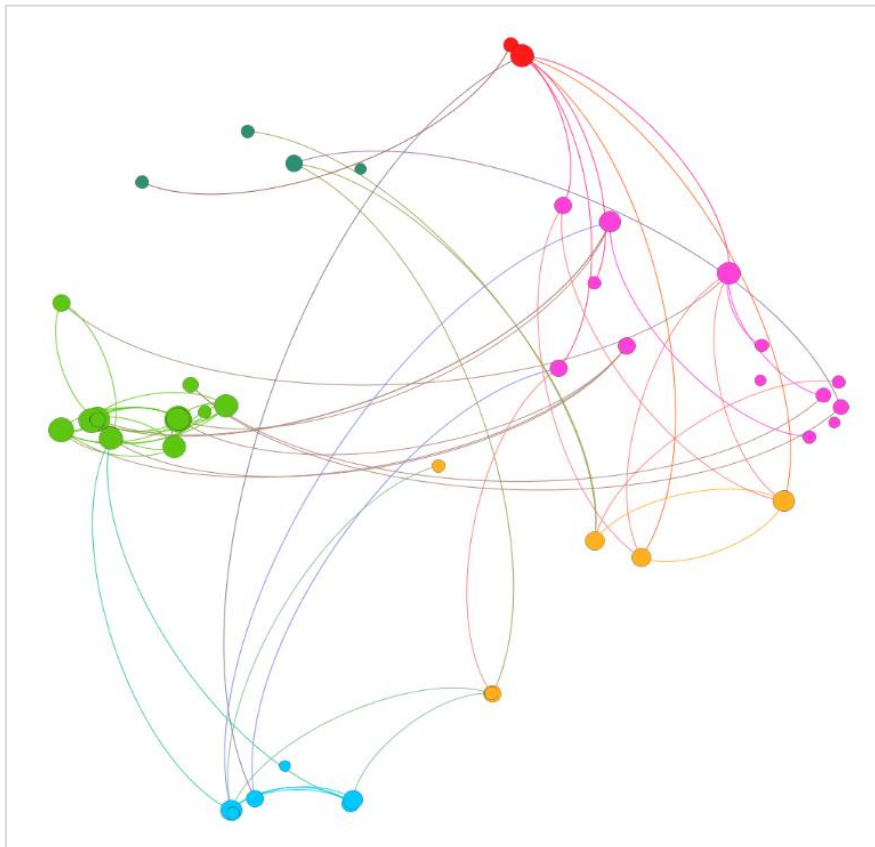
Obdobně Bayesiánská klastrovací analýza v programu STRUCTURE potvrdila neexistenci subpopulací v dané oblasti. Analýza byla provedena pro hypotetický počet populačních klastrů od $K = 2$ po $K = 10$ a odhalila nejvyšší hodnotu věrohodnosti dle Evanno et al. (2005) a Puechmaille (2016) pro model $K = 2$ a $K = 3$. Při $K=2$ se oddělila skupina sedmi blízce příbuzných jedinců v Javorníkách, při $K=3$ pak další skupina příbuzných jedinců ve Strážovských vrších, ke kterým byl také přiřazen jedinec zachycený v Lučanské Malé Fatře (Obr. 32). Zachycená struktura odpovídá výskytu rodinných skupin v populaci rysa ostrovida v rámci pohoří Javorníků a Strážovských vrchů. Existence rodinných skupin v oblasti MS Beskyd a v západní části CHKO Kysuce byla již dříve zjištěna v rámci studie Krojerová-Prokešová et al. (2019).



Obr. 32 Výstup z programu STRUCTURE pro K = 2 a K = 3. Každý sloupec odpovídá jednomu zvířeti, barva u jednotlivých sloupců odpovídá pravděpodobnosti, se kterou daný jedinec přísluší k určité geneticky podobné skupině - klastru.

Příbuzenské vztahy mezi identifikovanými jedinci

Mezi všemi jedinci bylo zjištěno celkem 68 blízkých příbuzenských vztahů (vztahů 1. stupně, tedy rodič a potomek nebo sourozenci; obr. 33). Nejvíce vztahů bylo zachyceno v rámci Javorníků (25), dále mezi jedinci z Javorníků a z Kysuc (9) a mezi jedinci z Kysuc a Malé Fatry (6). Nejméně vztahů jsme zaznamenali u jedinců z Moravskoslezských Beskyd, Slezských Beskyd a Strážovských vrchů, což může být vysvětleno nižším počtem vzorků z těchto oblastí (Beskydy), a také vyšší izolovaností od svého okolí.



Obr. 33 Síť blízkých příbuzenských vztahů mezi jedinci rysa ostrovida v zájmovém území. Jednotlivé body patří různým jedincům a jejich umístění odpovídá geografické poloze nalezeného vzorku daného jedince. Velikost uzlu je úměrná počtu vztahů, které byly u jedince zjištěny.

3.3.4 Výsledky - vlk obecný

V případě vlka bylo na cílovém území v sezónách 2017/18–2019/2020 sesbíráno 218 vzorků. Část vzorků byla dodána až začátkem roku 2020 a do analýz už proto nevstoupila (8) a bude analyzována v rámci udržitelnosti projektu. Další část vzorků (27) byla vyloučena na základě analýzy mitochondriální DNA (viz „Mitochondriální DNA „vlčích vzorků“). Do konečné analýzy tak vstoupilo 183 vzorků, z tohoto počtu bylo 170 (92,90 %) trusových vzorků, zbytek byly vzorky moči, krve, chlupů a stěry slin z ulovené kořisti (pro podrobnější informace o vzorcích z jednotlivých lokalit viz tab. 15). Úspěšně bylo analyzováno, tj. byl získán kompletní genetický profil, u 126 (68,85 %) vzorků. Kromě toho bylo genotypováno 32 srovnávacích psích a 16 srovnávacích vlčích vzorků. Analýza srovnávacích vzorků, které byly analyzovány spolu s dodanými neinvazivními vzorky nasbíranými v rámci projektu, je nutná pro správné rozlišení vlčích a psích vzorků na základě rozdílných frekvencí alel u jednotlivých lokusů.

Tabulka 15: Počet všech sesbíraných vzorků vlka (S), počet úspěšně analyzovaných vzorků (A) a úspěšnost genotypizace (%). a) vzorky z Interregového území; b) srovnávací vzorky

a)

		trus	chlupy	krev	moč	stěr slin	Σ
Moravskoslezské + Slezské Beskydy	S	9	5	3	3	2	22
	A	5	1	1	0	0	7
	%	63.64	20	33.33	0	0	39.13
Biele Karpaty	S	1	0	0	0	0	1
	A	1	0	0	0	0	1
	%	100	0	0	0	0	100
Javorníky	S	44	0	1	5	2	52
	A	35	0	0	2	0	35
	%	76.09	0	0	40	0	68.52
Kysuce	S	62	0	0	0	0	62
	A	42	0	0	0	0	42
	%	67.74	0	0	0	0	67.74
Orava	S	27	0	0	0	0	27
	A	23	0	0	0	0	23
	%	85.19	0	0	0	0	85.19
Malá Fatra	S	4	0	0	0	0	4
	A	4	0	0	0	0	4
	%	100	0	0	0	0	100
Velká Fatra	S	7	0	0	0	0	7
	A	4	0	0	0	0	4
	%	57.14	0	0	0	0	57.14
Kremnické vrchy	S	16	0	0	0	0	16
	A	10	0	0	0	0	10
	%	62.5	0	0	0	0	62.5
Celkem	S	170	5	4	8	4	191
	A	124	1	1	2	0	126
	%	72.94	20	25	25	0	65.97

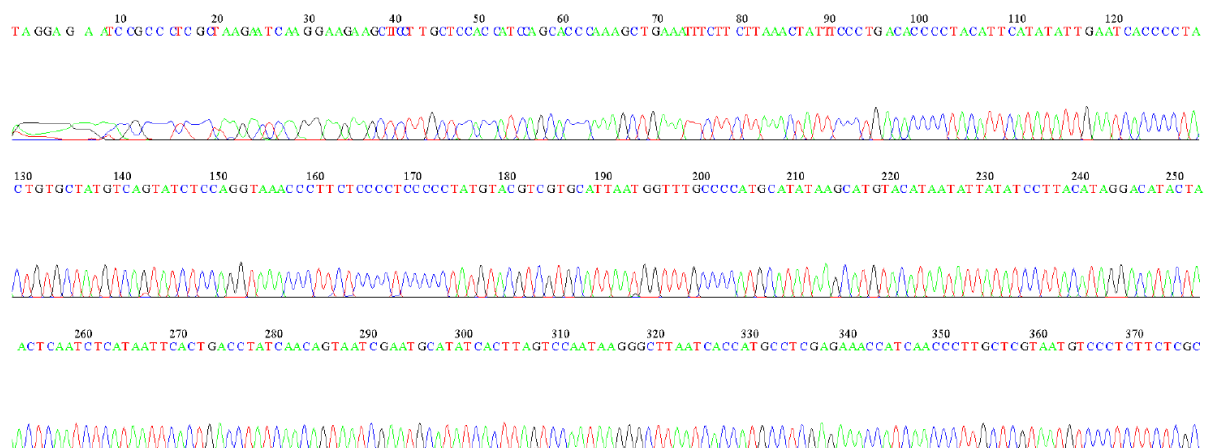
b)

		trus	chlupy	tkáň	Σ
vlk (Karpaty)	S	-	-	8	8
	A	-	-	8	8
	%	-	-	100	100
vlk (středoevropská nížinná populace)	S	8	-	-	8
	A	8	-	-	8
	%	100	-	-	100
pes domácí	S	-	16	16	32
	A	-	13	16	29
	%	-	81.25	100	90.63

Mitochondriální DNA „vlčích“ vzorků

Celkem byla mtDNA (část kontrolního regionu cca 350 bp) analyzována u 139 vzorků dodaných jako vzorky vlka (včetně vzorků, které byly původně dodány jako rysí, ale dodatečně na základě tvaru, velikosti a přítomnosti větších úlomků kostí byly přiřazeny k vlkovi). Čitelná sekvence (příklad na obr. 34), která umožnila přiřazení vzorku k druhu *Canis lupus* sp., byla získána u 98 vzorků. Ve dvou případech byla sekvence nečitelná, v 25 případech patřila lišce (*Vulpes vulpes*) a ve 13 případech patřila možné kořisti vlka (srnec, jelen, prase). Ve dvou případech byla sekvence přiřazena ke druhu rys ostrovid a následně analyzována sadou mikrosatelitů určenou pro tento druh. V případě, že byla sekvence mtDNA přiřazena k druhu, který může být potenciální kořistí vlka obecného, byl vzorek přesto analyzován i pomocí fragmentační analýzy. Bylo totiž možné, že DNA kořisti v trusu (chlupy kořisti představovaly téměř 100 % objemu vzorku), „potlačila“ při analýze DNA hostitele (vlka). Do fragmentační analýzy vstoupily také dva vzorky s nečitelnou sekvencí – degradovaná mitochondriální DNA nemusí být překážkou pro úspěšnou fragmentační analýzu.

Analýza mtDNA potvrdila přítomnost minimálně pěti různých haplotypů vlka na sledovaném území. Ke srovnání byly použity sekvence haplotypů z práce Hulva et al. (2018), ve které byly analyzovány vzorky ze střední Evropy, včetně Slovenska. V této práci byly identifikovány jak haplotypy karpatské populace vlka, tak haplotypy populace středoevropské nížinné. Při srovnání s haplotypy nalezenými v rámci projektu byla potvrzena pouze přítomnost karpatských haplotypů. Analýza dále také ukázala, že minimálně jeden z analyzovaných vzorků obsahuje haplotyp náležící psovi. Již na základě předběžné analýzy mtDNA tak lze předpokládat, že se mezi zkoumanými jedinci nachází pes nebo kříženec. U vzorků, které byly dle analýzy mikrosatelitů přiřazeny k nížinným vlkům (viz níže), bohužel nebyla z nedostatku času analýza mtDNA provedena, jelikož byly dodány až v průběhu prosince a budou dodatečně analyzovány v rámci udržitelnosti projektu.



Obr. 34 Příklad sekvence části kontrolního úseku (Dloop) mitochondriální DNA vlka obecného.

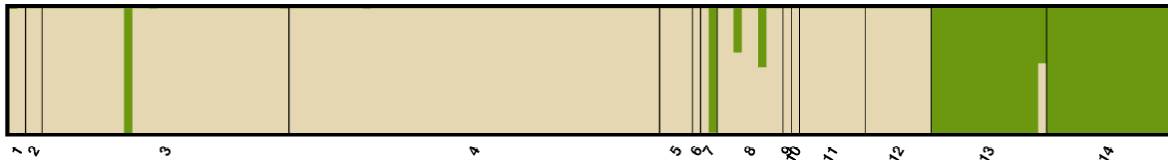
Fragmentační analýza „vlčích“ vzorků

Fragmentační analýza u vlka obecného proběhla u 183 vzorků sesbíraných v terénu a vzhledem k možné záměně vlčích a psích vzorků, také u 16 srovnávacích vzorků vlka obecného a 32 vzorků různých plemen psů. Analýza byla úspěšná u 126 vzorků z terénu, u všech 18 srovnávacích vlčích vzorků a 29 psích vzorků (tab. 15).

Rozlišení vlčích a psích vzorků na základě rozdílné frekvence alel

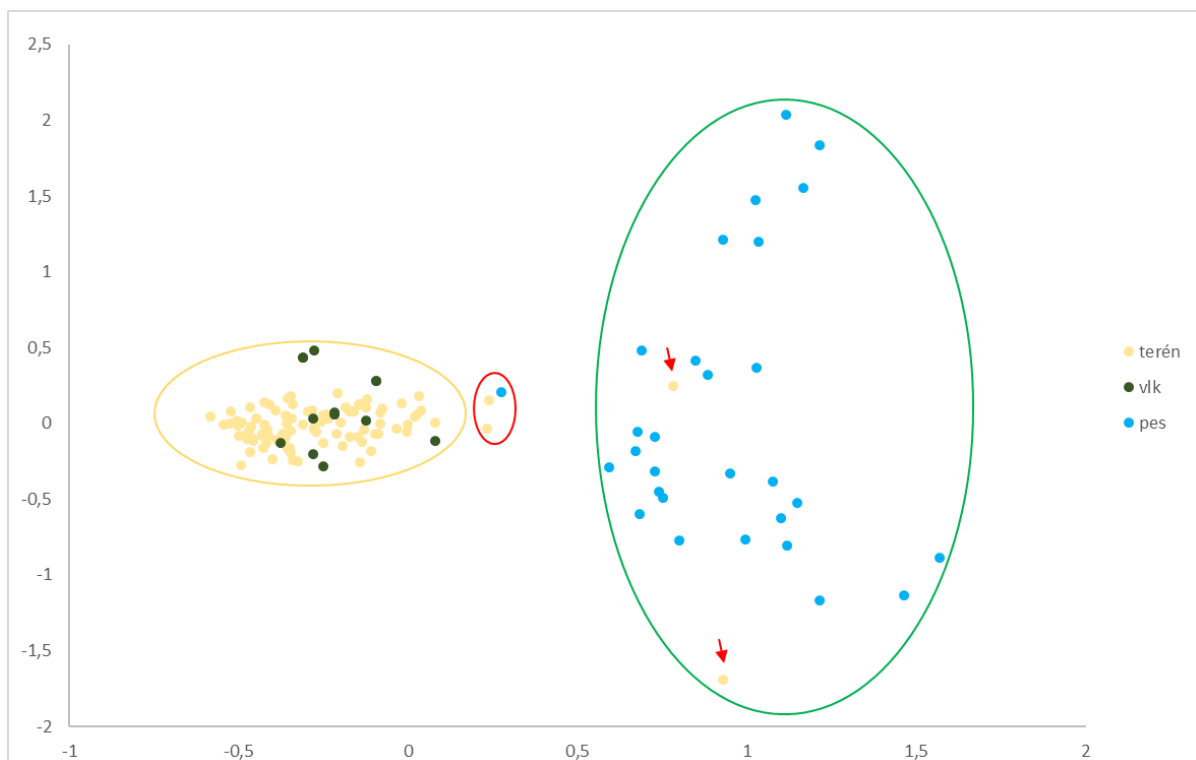
Pro rozlišení vlčích a psích vzorků byla využita metoda Bayesovského klastrování v programu STRUCTURE 2.3.3 (Pritchard et al. 2000). Pro každý klast (K) od 1 do 7 proběhlo 10 nezávislých simulací, každá s 1 000 000 permutací a počáteční hodnotou burn-in stanovenou na 100 000 generací. Jako nejvhodnější model byl použit no-admixture model s očekávanou korelací alelových frekvencí. Analýza ukázala, že v hodnoceném souboru existují s největší pravděpodobností dva klastry (K = 2; obr. 35). Také delta K vypočítané v programu STRUCTURE HARVESTER s využitím metody Evanno et al. (2005) udává nejvyšší podporu pro K = 2. Existenci dvou klastrů v použitém souboru dat potvrdila také faktoriální korespondenční analýza v programu GENETIX (obr. 36).

Analýza v programu STRUCTURE dále ukázala přítomnost dvou jedinců psa v souboru vzorků sesbíraných v terénu. Jeden jedinec byl zachycen v Javorníkách a druhý v Kremnických vrších (obr. 37). Bayesovská analýza dále ukázala mezi vzorky z terénu přítomnost dvou jedinců, kterých genotyp z téměř 50 % zodpovídal vlkovi. Lze tedy předpokládat, že jde o hybridní jedince – křížence psa a vlka a s velkou pravděpodobností o křížence F1 generace, tj. jeden rodič byl vlk a druhý pes. Jednalo se o dva samce z Kremnických vrchů. Toto rozlišení je zřetelně viditelné na grafickém výstupu (obr. 35). Analýza dat pomocí STRUCTURE ukázala také jednu zajímavost mezi srovnávacími vzorky – jeden ze psů plemene československý vlčák, byl také vyhodnocen jako pravděpodobný kříženec (obr. 35).

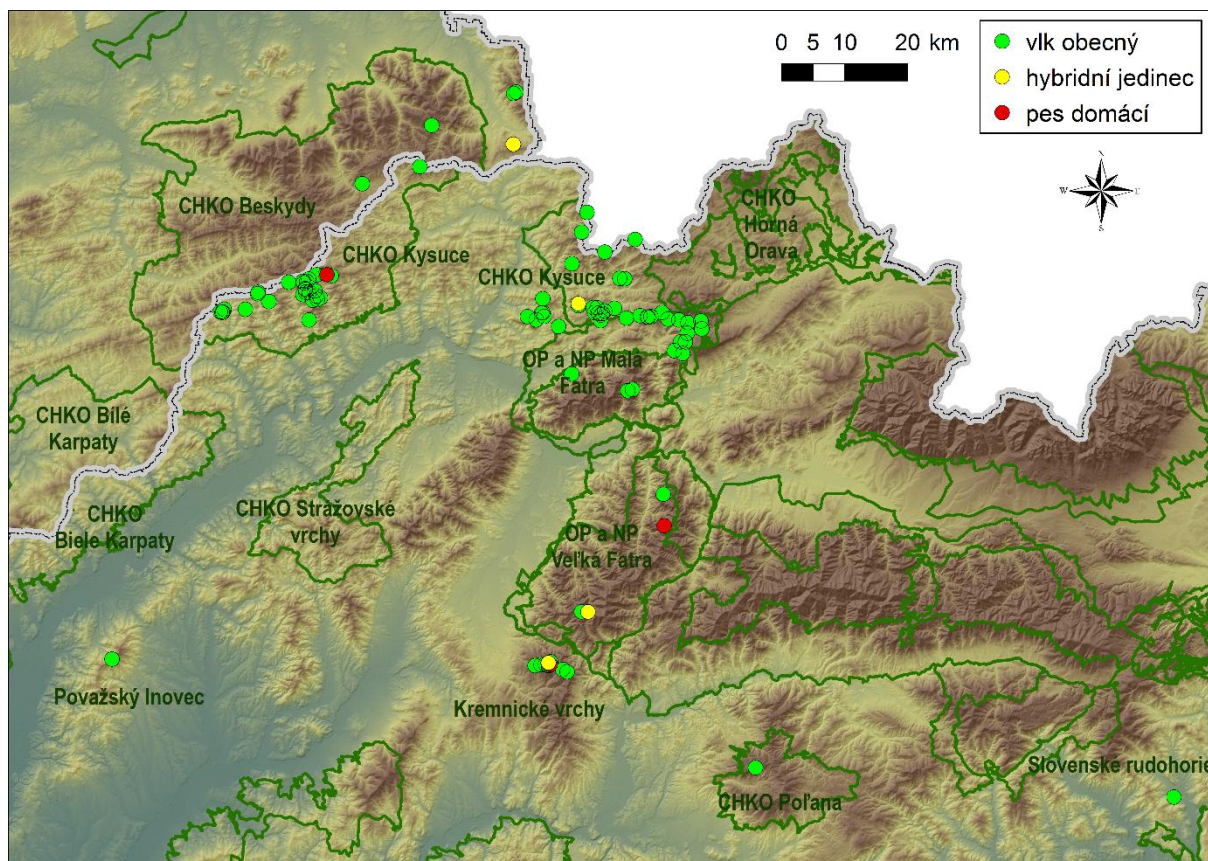


Obr. 35 Grafické zobrazení Bayesovské klastrovací analýzy všech sesbíraných a srovnávacích vzorků v programu STRUCTURE pro $K=2$. Každý sloupec představuje jednoho jedince, barva sloupce představují pravděpodobnost, s jakou jedinec patří k jednotlivým klastrům (bleděžlutá – vlk, zelená – pes). Lokality: 1-Slezské Beskydy, 2-Moravskoslezské Beskydy, 3-Javorníky, 4-Kysuce a Orava, 5-Malá Fatra, 6-Považský Inovec, 7-Velká Fatra, 8-Kremnické vrchy, 9-Pořana, 10-Slovenské rudohorie, 11-vlk karpatský (srovnávací), 12-vlk nížinný (srovnávací), 13-československý vlčák (srovnávací), 14-pes (srovnávací)).

Faktoriální korespondenční analýza dat v programu GENETIX potvrdila výsledky z programu STRUCTURE. Analýza rozdělila vzorky na dvě jednoznačné skupiny – jedna zahrnuje jedince vlků, včetně srovnávacích vzorků, a druhá vzorky psů, včetně dvou vzorků psa identifikovaných mezi terénními vzorky. Samostatný menší shluk vytvořili dva jedinci pravděpodobných kříženců z terénu společně s křížencem se srovnávacích vzorků psa (obr. 36).

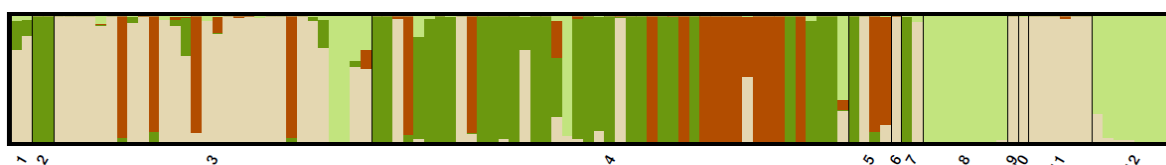


Obr. 36 Faktoriální korespondenční analýza (FCA) vypočítaná v programu GENETIX zobrazuje genetickou podobnost genotypovaných jedinců (světle oranžová barva - terénní vzorky, tmavě zelená barva - srovnávací vzorky vlka, a světle modrá barva - srovnávací vzorky psa). Světle oranžová elipsa ohraničuje vzorky příslušící vlkovi, zelená elipsa vzorky příslušící psovi včetně dvou vzorků psa nalezených v terénu (červené šipky). Červená elipsa označuje hybridní vzorky a vzorku psa, která patří jedinci československého vlčáka.

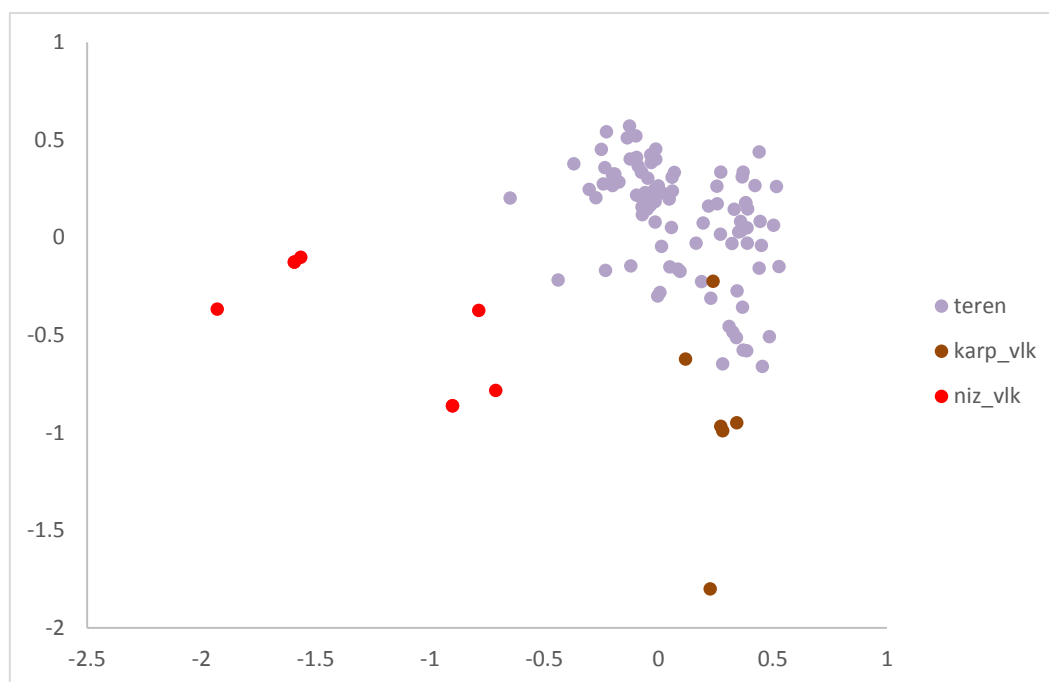


Obr. 37 Prostorová distribuce vlčích, psích a hybridních vzorků.

Po identifikaci psů a potenciálních kříženců byla provedena v programu STRUCTURE opakovaná analýza (model no-admixture correlated) tentokrát výlučně pro vzorky vlka ze zkoumaného území a srovnávací vzorky vlka z karpatské a nížinné populace. Cílem analýzy bylo zjistit, zda se v cílové oblasti kromě karpatské populace vyskytují také jedinci z populace nížinné. Analýza jednoznačně rozlišila srovnávací vzorky z obou populací při $K = 4$. Přítomnost „nížinných vlků“ byla zjištěna v Javorníkách, na území Kysuc a Oravy a v Kremnických vrších (obr. 38). Pro jasnější identifikaci a bezpečné rozlišení obou populací je zapotřebí zopakovat analýzu s větším počtem srovnávacích vzorků vlka z nížinné populace, jelikož analýza prioritně hledá strukturu v rámci mnohem početnější skupiny vlčích vzorků náležících karpatskému vlkovi. Při analýze FCA v programu Genetix rozlišení těchto dvou skupin rovněž nebylo jednoznačné (obr. 39).



Obr. 38 Grafický výstup Bayesovské klastrovací analýzy pro $K = 4$. Každý sloupec představuje jednoho jedince, barva sloupce odpovídá pravděpodobnosti, s jakou jedinec patří k jednotlivým klastrům (zelená, béžová, hnědá – vlk karpatský, bledě zelená – vlk nížinný). Lokality: 1-Slezské Beskydy, 2-Moravskoslezské Beskydy, 3-Javorníky, 4-Kysuce a Orava, 5-Malá Fatra, 6-Považský Inovec, 7-Velká Fatra, 8-Kremnické vrchy, 9-Poľana, 10-Slovenské rudohorie, 11-vlk karpatský (srovnávací), 12-vlk nížinný (srovnávací)).



Obr. 39 Faktoriální korespondenční analýza (FCA) zobrazuje genetickou podobnost všech vzorků. Každý bod v grafu představuje jednoho jedince, přičemž rozdílné barvy indikují příslušnost ke kategoriím karpatský vlk/nížinný vlk/terénní vzorky.

Tabulka 16: Hodnoty genetické diverzity populace vlka obecného.

Marker	N_A	H_E	H_O	F_{IS}
INRA21	11	0.791	0.845	-0.061
FH2088	5	0.680	0.825	-0.196
CXX279	9	0.770	0.742	0.041
FH2001	6	0.723	0.588	0.192
FH2054	10	0.807	0.887	-0.094
REN169O18	10	0.816	0.763	0.070
REN169D01	12	0.814	0.691	0.156
FH2097	7	0.780	0.742	0.054
FH2087	9	0.779	0.563	0.283
AHTk21	10	0.726	0.722	0.011
FH2096	4	0.436	0.495	-0.131
FH2140	14	0.782	0.814	-0.036
CPH5	6	0.433	0.495	-0.138
Vwf	11	0.719	0.763	-0.214
REN64E19	11	0.793	0.677	0.151
FH2137	7	0.773	0.701	0.098
INU055	9	0.515	0.536	-0.036
FH2010	6	0.546	0.427	0.223
FH2161	9	0.768	0.691	0.106
průměr	8.7	0.708	0.682	0.0252

N_A – počet alel, H_O – zjištěná heterozygotnost, H_E – očekávaná heterozygotnost, F_{IS} – koeficient inbreedingu.

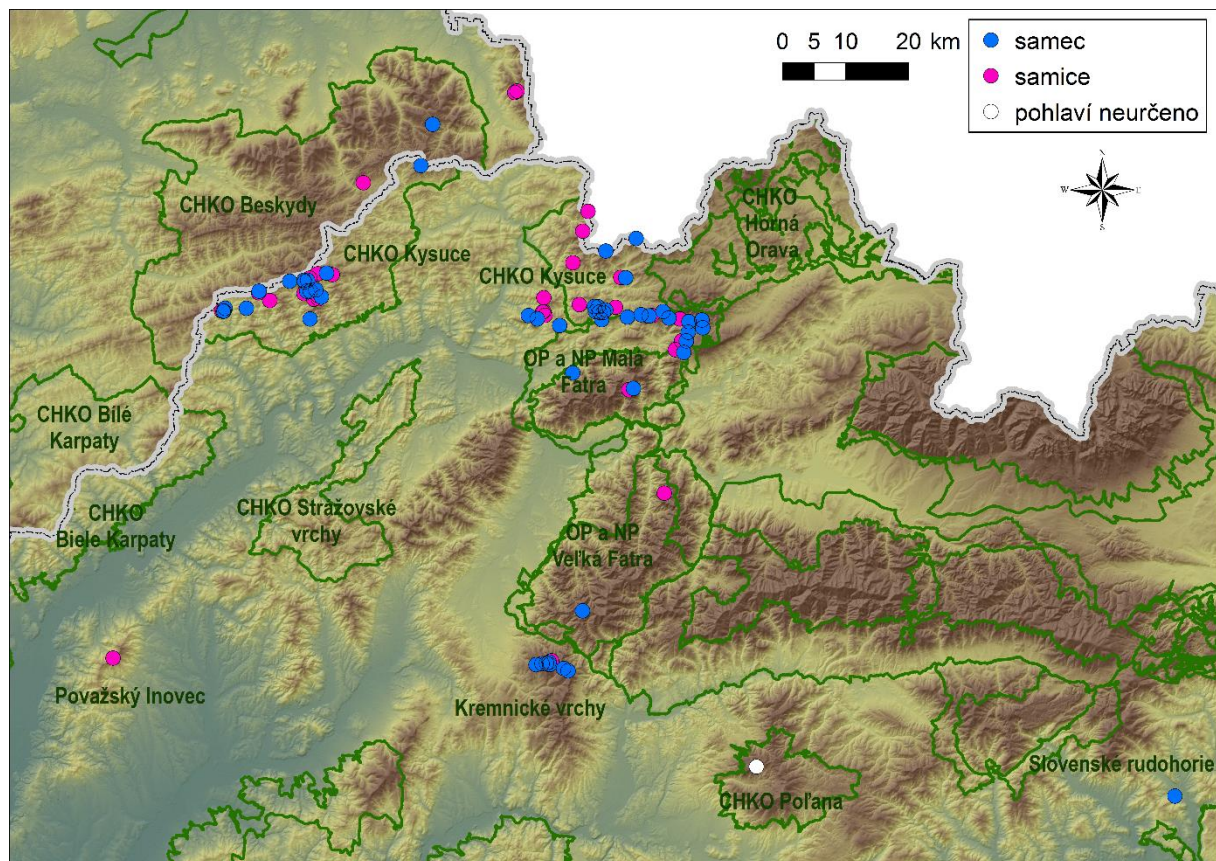
Genetická variabilita populace vlka obecného

Kompletní genotyp, včetně určení pohlaví, byl získán pro 126 vzorků. U 19 analyzovaných nepohlavních markerů kolísal počet alel v rozpětí 4–14 alel/lokus (tab. 16). Průměrná hodnota očekávané heterozygotnosti H_e (*angl.* expected heterozygosity) byla 0,708, a průměrná hodnota zjištěné heterozygotnosti H_o (*angl.* observed heterozygosity) byla 0,682. Hodnoty H_e , H_o , F_{IS} a alelová bohatost jsou uvedeny v tabulce 16. Výsledky ukazují, že populace vlka v příhraničním území SR a ČR zatím není ohrožena příbuzenským křížením (průměrná hodnota koeficientu inbreedingu $F_{IS} = 0,025$).

Identifikovaní jedinci

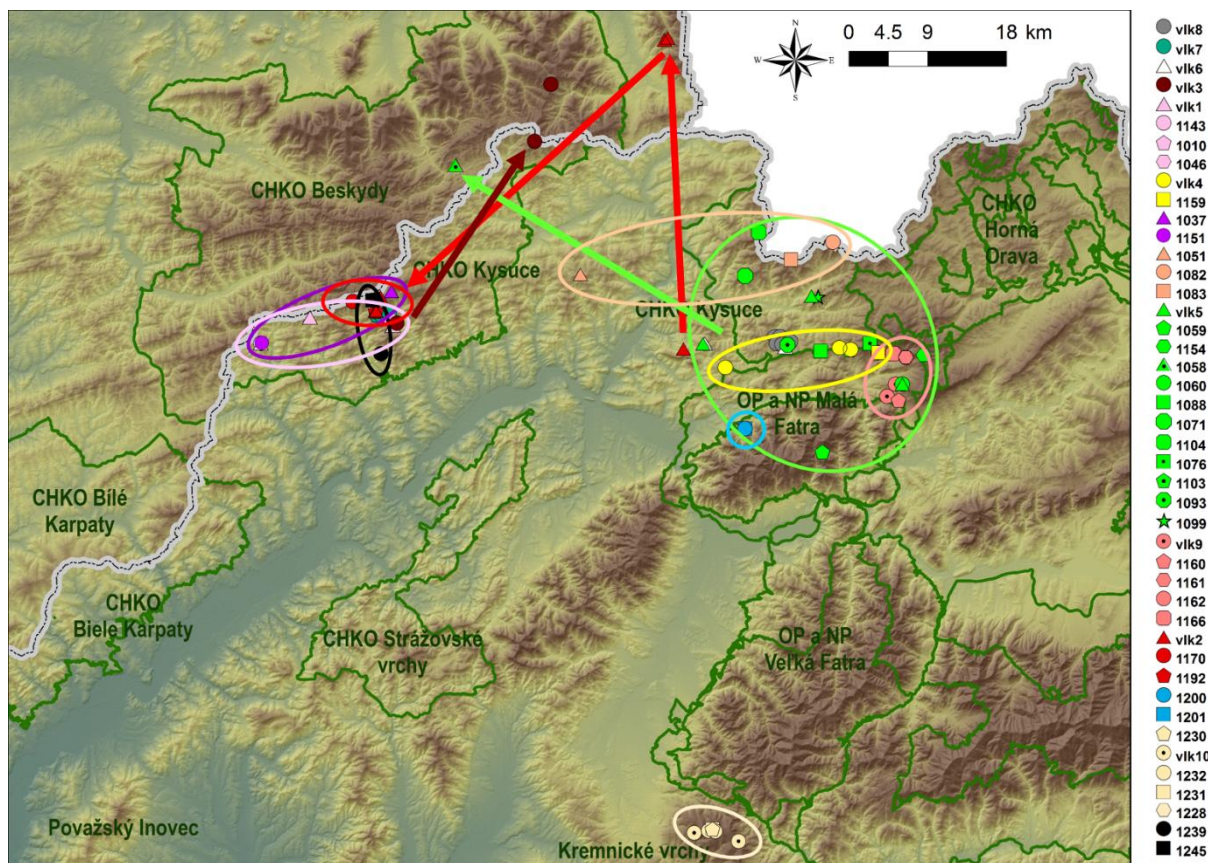
Vzhledem k nízké kvalitě DNA z neinvazivních vzorků byly jako vzorky náležející jednomu jedinci hodnoceny i vzorky s jedním rozdílem (neshodovala se jedna alela v genotypu). Všichni jedinci byli úspěšně genotypováni na všech 19 nepohlavních lokusech.

Celkem bylo identifikováno 96 různých jedinců, z toho 86 jedinců bylo zachyceno jen 1x. Poměr pohlaví u vlka byl 40 samic ku 56 samcům (obr. 40). Deset jedinců, pět samic a pět samců, bylo opakovaně zachyceno 2-6x (obr. 41).



Obr. 40. Distribuce vlčích vzorků s ohledem na pohlavní strukturu populace.

Samice označena jako vlk2 byla v lednu 2018 zaznamenána v oblasti Kysuc a Oravy, ještě v lednu téhož roku se přesunula do Beskyd a v roce 2019 (duben až červenec) byla zaznamenána v Javorníkách (obr. 41; červené šipky). Přesun mezi lokalitami byl zaznamenán také u samce označeného jako vlk3, který se v únoru 2018 vyskytoval v Javorníkách a následující měsíc byl zaznamenán v Beskydech (obr. 41; hnědá barva). Ostatní jedinci byli zaznamenáni opakovaně v rámci jedné oblasti.

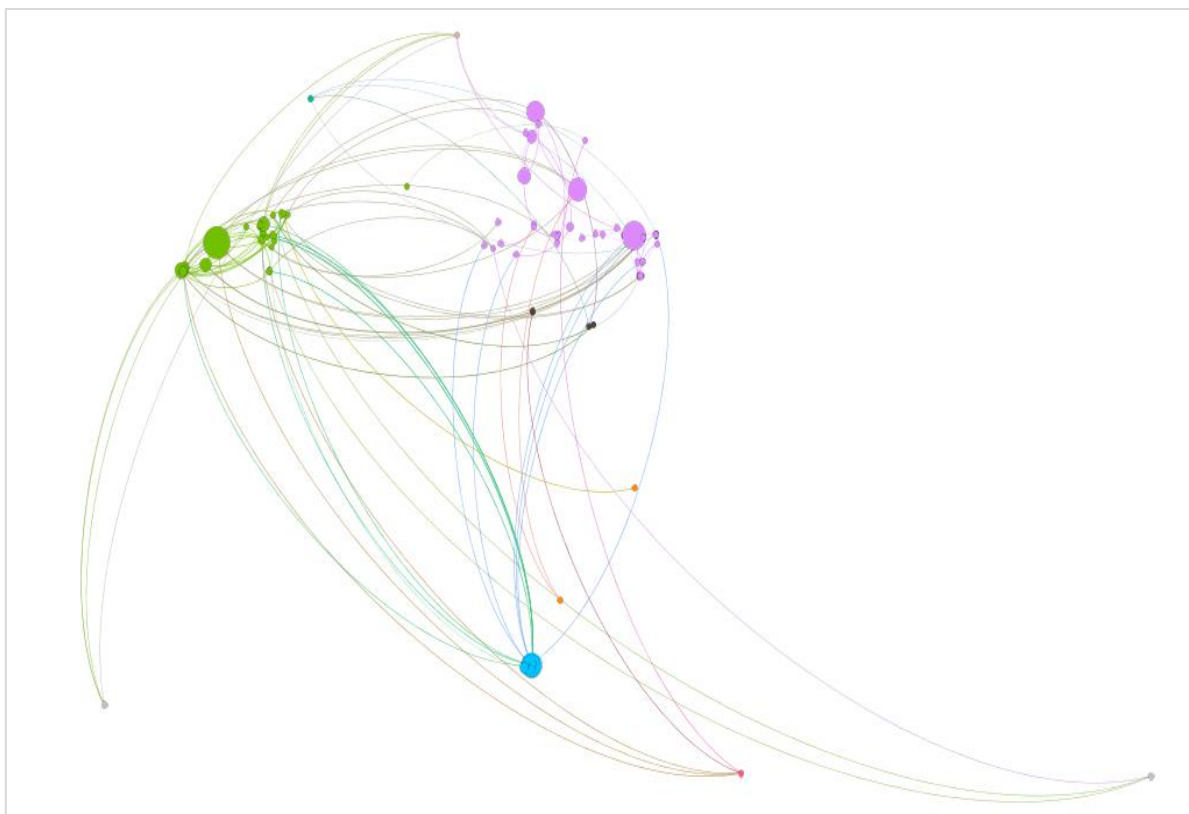


Obr. 41 Opakovaně zachycení jedinci vlka a vyznačené příbuzenské skupiny.

Příbuzenské vztahy a příbuzenské skupiny

Zjištěno bylo celkem 139 blízkých příbuzenských vztahů (rodič/potomek, rodičovský pár/potomek, sourozenec/sourozenec, poloviční sourozenci). Jednalo se především o sourozenecké vztahy (obr. 42).

Bylo identifikováno 10 příbuzenských skupin, které tvořilo dva až jedenáct příbuzných jedinců (obr. 41). V případě čtyř skupin se jednalo o dvojice tvořené samcem a samicí (skupina 3 – fialová barva a 10 – černá barva) nebo dvěma samci (skupina 2 – žlutá barva a 8 – modrá barva), přičemž se ve všech případech jednalo o sourozenecké páry. O sourozenecké skupiny se jednalo také v případě dvou tříčlenných skupin – skupinu 4 (bleděoranžová barva) tvořila jedna samice a dva samci, skupinu 7 (červená barva) dvě samice a jeden samec. V oblasti Javorníků se pohybovala sourozenecká skupina dvou samců a dvou samic (skupina 1 – bleděružová barva). Ještě početnější, až pětičlenná, byla sourozenecká skupina tvořena čtyřmi samicemi a jedním samcem, která se pohybovala v oblasti Malé Fatry a Oravské Magury (skupina 6 – lososová barva). Sourozenecká skupina pěti samců se pohybovala na území Kremnických vrchů (skupina 9 – bledžlutá barva). Nejpočetnější skupina tvořena až jedenácti jedinci se pohybovala na území kysucké vrchoviny, Kysuckých Beskyd a Oravské Magury (skupina 5 – zelená barva). V této skupině byly kromě sourozeneckých vztahů zachyceny také vztahy rodič-potomek a také přítomnost rodičovského páru. Na základě blízkých příbuzenských vztahů z této skupiny pocházel i jedinec ovzorkovaný v Moravskoslezských Beskydech (obr. 1; zelená šipka).



Obr. 42 Síť blízkých příbuzenských vztahů mezi jedinci vlka obecného v zájmovém území. Jednotlivé body patří různým jedincům a jejich umístění odpovídá geografické poloze nalezeného vzorku daného jedince. Velikost uzlu je úměrná počtu vztahů, které byly u jedince zjištěny.

3.3.5 Srovnání s předchozími výsledky

V případě rysa ostrovida došlo po rozšíření studovaného území z okrajové části (MS Beskydy a Javorníky) o další přilehlé horské celky k mírnému navýšení hodnot genetické variability. Průměrný počet alel se zvýšil z 3,71 na 4,07 alel na lokus a průměrná pozorovaná heterozygotnost se zvýšila z hodnoty 0,536 na 0,566 (Kutal et al. 2016a). Tyto hodnoty vypovídají o tom, že populace dosahuje středních hodnot genetické variability v oblasti střední Evropy (viz Bull et al. 2016). Studovaná populace dosahuje vyšších hodnot genetické variability než reintrodukovaná česko-bavorsko-rakouská populace ($N_A = 3,00$ a $H_o = 0,459$) nebo populace norská ($N_A = 4,07$ a $H_o = 0,487$). Naopak v porovnání s populací z Lotyšska ($N_A = 5,27$ a $H_o = 0,587$) dosahuje nižších hodnot genetické variability (pro porovnání těchto populací bylo využito stejné sady mikrosatelitů a výsledky jsou tak přímo srovnatelné, Turbaková et al. 2019).

Genetická struktura populace zůstává kompaktní i po rozšíření studovaného území a zachycuje pouze příbuzenskou strukturu. Žádný ze studovaných horských celků není kompletně izolován od zbytku. Zjištěný koeficient inbreedingu pro celou populaci je nízký, tudíž efekt inbreedingu se na celopopulační úrovni neprojevil, i když zde k příbuzenskému páření dochází, jak dokládají vysoké hodnoty individuálního koeficientu inbreedingu u deseti jedinců. Ve všech studovaných lokalitách byl alespoň jeden jedinec s vysokým koeficientem inbreedingu, což nasvědčuje tomu, že k příbuzenskému páření dochází poměrně často. V předchozích letech byl vysoký koeficient inbreedingu zaznamenán u čtyř jedinců z Javorníků (Krojerová-Prokešová et al. 2019). Nová data ukazují na to, že k příbuzenskému páření tedy dochází i v širším okraji areálu výskytu rysa. Vysvětlením může být

omezená průchodnost krajiny mezi jednotlivými horskými celky a tedy méně příležitostí k migracím a páření s nepříbuznými jedinci. Dále také, jak bylo diskutováno již v práci Krojerová-Prokešová et al. (2019), za vyšší frekvencí výskytu příbuzenského páření může stát vysoká obměna populace, kdy vlivem mortality v důsledku lidské činnosti (srážky s motorovými vozidly, pytláctví), dochází k vyšší míře filopatrie a tedy k větší pravděpodobnosti páření s příbuzným jedincem, který v oblasti zabral náhle opuštěné teritorium usmrceného rysa.

Vlk byl v pohraničním území mezi Slovenskou a Českou republikou dlouhodobě zaznamenáván jen sporadicky. Také v průběhu předchozího výzkumu zde bylo získáno jen několik vzorků, z kterých byla převážná část na základě genetické analýzy přiřazena psovi. Doposud zde proto populace vlka z genetického hlediska hodnocena nebyla. Od listopadu 2013 do listopadu 2014 ale v oblasti severního Slovenska na hranicích s Polskem proběhla pilotní studie, ve které byla hodnocena také genetická variabilita populace vlka (Rigg et al. 2014). Průměrný počet alel na lokus byl $N_A = 6$, což je hodnota nižší, než průměrný počet $N_A = 8,7$ zjištěný na námi sledovaném území. Naopak průměrná zjištěná heterozygotnost byla srovnatelná, $H_O = 0,64$ pro oblast severního Slovenska a $H_O = 0,68$ pro území studované rámci projektu Interreg. Rozdílná byla zjištění ohledně přítomnosti psů a kříženců. Zatímco Rigg et al. (2014) nezaznamenali ani jeden vzorek psa a ani jeden ze zjištěných jedinců nebyl vyhodnocen jako hybrid, v naší studii byli zanečasnáni nejenom psi, ale také potenciální kříženci. Tento rozdíl je pravděpodobně důsledkem rozdílné velikosti studované oblasti a také se zde mohl projevit vliv rozdílného charakteru jednotlivých studovaných oblastí – některé jsou turisticky více využívány a také ve větší míře obydlené, což se projevuje vyšším výskytem psů. Ten pak může mít za následek větší pravděpodobnost záměny vlčího a psiho trusu a také větší pravděpodobnost křížení vlka a psa. V práci Hulva et al. (2018) byla poprvé publikována data o přítomnosti jedinců z nížinné populace vlka na území Slovenska. Analýza dat z Interregového území tato zjištění potvrdila.

3.3.6 Závěr

Studovaná populace rysa ostrovida na okraji areálu jeho výskytu v Západních Karpatech není zatím izolovaná od zbytku populace a dosahuje středních hodnot genetické variability. Zjištěné vysoké hodnoty individuálního koeficientu inbreedingu však nasvědčují tomu, že v populaci dochází k příbuzenskému páření, a to může vést až ke škodlivým projevům inbreedingu (inbrední deprese) a k ohrožení životaschopnosti populace. Pro úspěšné přežití populace rysa na okraji areálu jeho výskytu je tak nezbytné zabezpečit a chránit průchodnost krajiny mezi jednotlivými většími horskými celky a omezit míru mortality rysa lidským přičiněním. Velmi žádoucí by bylo populaci dále sledovat a zaměřit se detailněji na studium inbreedingu i například s využitím genetických markerů další generace, tzv. SNP (z anglického single-nucleotide polymorphism), a také zjistit dopady inbreedingu na fitness jedinců.

Území, kde byl vlk v rámci projektu studován, představuje západní hranici rozšíření karpatské populace. Výsledky genetické analýzy naznačují, že i když se jedná o okrajovou populaci, je z genetického hlediska stabilní a není ohrožena inbreedingem. Zachycené přesuny vlků mezi oblastmi dokládají, že zde existuje disperze jedinců a oblasti nejsou izolované. Přítomnost jedinců z nížinné populace, kteří byli zjištěni ve třech sledovaných oblastech, může vést ke zvýšení genetické variability populace, ale otázkou zůstává, zda může jejich křížením docházet k narušení funkčních adaptací karpatské populace, pokud takové adaptace existují. Dle údajů z literatury jsou vlci nížinné populace vzrůstem menší, více přizpůsobení životu v kulturní krajině. Jejich výskyt v Karpatech tak může znamenat výskyt vlků i v oblastech, které dosud vlk neobýval, protože pro karpatské vlky jsou typickým stanovištěm horské a podhorské lesy. Také dle potravních analýz nížinní vlci se více specializují na

menší kořist (srnec, Nowak et al. 2011; Wagner et al. 2012) než vlci karpatsí (převládá jelen, prase). Dalším velkým rizikem pro karpatskou populaci vlka je zaznamenaný výskyt kříženců se psem.

3.4 Súčasný stav biotopov v predmetnom území

3.4.1 Úvod

Základom pre úspešné prežívanie jednotlivých druhov voľne žijúcich živočíchov je vhodné životné prostredie. Práve veľké šelmy majú na svoje životné prostredie pomerne značné nároky (Koubek et al. 2014). Majú rozsiahle domovské okrsky a z uvedeného dôvodu musia byť oblasti, ktoré obývajú značne rozsiahle aby umožnili existenciu životaschopných populácií týchto druhov. Aj z hľadiska potravy sú nároky na životné prostredie šeliem pomerne veľké. Jednotlivý jedinci, prípadne svorky, v priebehu roka ulovia a skonzumujú desiatky kusov raticovej zveri, ktorá tvorí v prípade vlka a rysa základnú zložku ich potravy.

3.4.2 Metodika

Na zhodnotenie súčasného stavu biotopov v predmetnom území a spôsobu využívania krajiny sa použili štatistické údaje a analýzy Ministerstva hospodárstva Slovenskej republiky, Úradu geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky, Štatistického úradu Slovenskej republiky, Informačného systému Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy, Zelených správ za poľnohospodárstvo a potravinárstvo a Zelených správ za lesného hospodárstvo Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky, Programov starostlivosti o vlka dravého a rysa ostrovida na Slovensku, Informačnej banky údajov o lesnom hospodárstve, drevospracujúcom priemysle a poľovníctve spracovávané Národným lesníckym centrom, ako aj poznatky z publikovaných informácií citovanej literatúry.

3.4.3 Výsledky

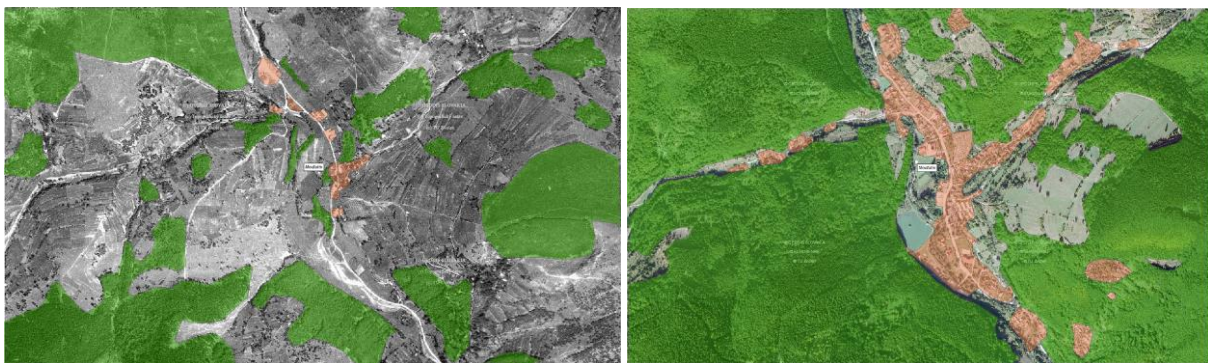
Jadrové oblasti výskytu veľkých šeliem v predmetnom území

Jadrové oblasti výskytu rysa ostrovida, ktoré boli identifikované v rámci riešenia projektu Šelmy SK-CZ, pomerne presne zodpovedajú definíciám a popisom lokalít výskytu rysa na Slovensku. Napríklad v Programe starostlivosti o rysa ostrovida (*Lynx lynx*) na Slovensku (Antal et al. 2017) sa uvádza, že rys sa vyskytuje najmä v horských oblastiach, ktoré sú charakterizované predovšetkým vertikálnymi výrazne členitými terénmi s dostatkom úkrytov a južne exponovaných svahov, resp. hustých mladín. Priaznivý reprodukčný a potravný biotop by mali tvoriť pôvodné zmiešané a ihličnaté lesy s množstvom vývrátov, polomov a skalných previsov, prípadne lesných porastov s hustým podrastom a otvorených biotopov.

Ako je uvedené v charakteristike predmetného územia projektu, jeho značnú časť tvoria rovnorodé a rovnoveké smrekové porasty, pričom pôvodné zmiešané porasty sa nachádzajú len vo vrcholových polohách. Smrekové monokultúry sú výsledkom dlhodobého cieleného pestovania, s ktorým sa na Slovensku po vzore zo zahraničia začalo začiatkom 19. storočia (Kulla a Sitková 2012). V niektorých oblastiach Slovenska (Kysuce, Orava) je preto smrek dodnes hlavnou drevinou a na niektorých miestach je kompetične taký silný, že bráni návratu pôvodných drevín na svoje stanovištia. Súčasný stav biotopov sa ale v posledných rokoch značne mení, a to vplyvom plošného odumierania smrekových porastov. V oblasti Západných Beskýd gradovala v rokoch 2008 – 2009 masívna vlna podkôrnikovej kalamity a zanechala za sebou rozsiahle holiny a narušené porasty. V hospodárskych lesoch v niektorých oblastiach vzniká postupným spracovaním lokálnych kôrovcových kalamít

mozaikovitá štruktúra lesov, ktorú napríklad telemetricky sledovaný rezidentný samec vo veľkej miere využíval na lov (viz kapitola 3.1).

Z hľadiska ľudnatosti je rozšírenie populácie rysa definované oblasťami s osídlením nepresahujúcim 100 obyvateľov/km², nižšou denzitou ľudských sídiel s optimálnou vzájomnou vzdialenosťou 2 až 6 km a dostatočnou distribúciou koristi. V predmetnej oblasti prihraničných regiónov sa vo vidieckych oblastiach zaznamenáva zníženie prírastku obyvateľstva (ŠÚ SR). Pôvodné usadlosti sa vo veľkej miere využívajú len sezónne alebo na rekreáciu v letnom období. Ústupom obyvateľov do miest dochádza súčasne k úpadku poľnohospodárstva a chovu hospodárskych zvierat, čo má za následok zanikanie pasienkov, polianok a holí vplyvom sukcesie. Podľa štatistickej ročenky o pôdnom fonde v SR, ktoré spracováva Úrad geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky pribudlo v predmetnej oblasti za posledných 11 rokov 42,09 km² lesa. Zmenu vo využívaní krajiny predmetnej oblasti dokumentuje obrázok 43.



Obr. 43 Zmena vo využívaní krajiny v oblasti Hornej Marikovej za posledných 50 rokov, stav v roku 1950 vľavo, stav v roku 2010 vpravo (zelená LES, hnedá INTRAVILÁN, sivá LÚKY, PASIENKY, ORNÁ pôda)

zdroj: <https://mapy.tuzvo.sk/HOFM/>.

Potravná ponuka

V stredoeurópskych podmienkach je prioritnou potravou vlka dravého jelenia a diviacia zver. Vzájomný pomer týchto druhov v potrave vlka sa mení v závislosti od zmien ich početnosti. Vlky preferujú spravidla ten druh koristi, ktorý je početnejší v porovnaní s ostatnými. V prípade zníženia jeho početnosti, kedy sa lov stáva menej efektívny, prejdú na hojnejšie zastúpenú korisť. Pokiaľ vlky žijú v oblasti s extenzívnym chovom hospodárskych zvierat, takmer vždy dochádza ku konfliktným situáciám. Lovia ovce, kozy, rožný statok, ale aj hydinu, králiky a podobne. V oblastiach, kde sa domáce zvieratá pasú nechránené na rozsiahlych územiach, tieto môžu tvoriť vysoký podiel ich koristi. Na základe uvedeného môžeme z hľadiska dostupnosti potravy zhodnotiť stav lokality predmetnej oblasti pre vlka dravého ako priaznivý. Vývoj početnosti u všetkých hlavných druhov raticovej zveri na Slovensku má v posledných rokoch narastajúci trend a u všetkých piatich základných druhov dosahujú stavy z posledných rokov historické maximá. V predmetnej oblasti výskumu sa to týka najmä jelenej a diviacej zveri. Potravná ponuka teda nie je limitovaná.

Hlavnou korisťou rysa je v podmienkach Slovenska srnčia zver (80 %). Aj pri tomto druhu zaznamenávame pozitívny trend vo vývoji stavov, v porovnaní s jeleňou a diviачou zverou je však len mierny (obr. 44). Srnčia zver je často pozorovaná v podhorských oblastiach, na poliach, v blízkosti ľudských sídiel a cestných komunikácií, čo sa lokálne prejavuje v početných dopravných kolíziách. Významným predátorom najmä mláďat srnčej zveri môžu byť líšky (Jarnemo a Liberg 2010). Srnčej zveri tiež nevyhovuje ubúdanie lúk a pasienkov v horských oblastiach.

Ako sme zdokumentovali aj v rámci riešenia projektu Šelmy SKCZ, diviacia zver okrem srnčej zveri konkuruje aj rysom, pretože im konzumuje značnú časť ulovenej koristi. Jelenia zver je častou korisťou rysov, ale vo väčšine prípadov len dospelých samcov. Obe pohlavia úspešne lovia aj danieliu a mufloniú zver. Z hľadiska dostupnosti môžeme potravnú ponuku pre rysa hodnotiť v súčasnosti ako dostatočnú.

Postupný nárast stavov raticovej zveri v rámci Slovenska aj predmetnej oblasti významne ovplyvňuje komplex viacerých faktorov. Jedným z nich je systém poľnohospodárskej výroby, ktorý sa v súčasnosti vo veľkej miere zaoberá veľkoplošným pestovaním pre zver atraktívnych plodín, najmä kukurice, repky olejnej alebo ciroku. V rámci Žilinského kraja sa v roku 2018 pestovala kukurica na zrno na výmere 913,59 ha, v rámci Trenčianskeho kraja na výmera 5 947,84 ha (ŠÚ SR 2019). Kukurica a jej miešanky na zeleno a siláž sa ďalej pestovala v rámci Žilinského kraja na výmere 6 644,15 ha a v rámci Trenčianskeho kraja na výmere 7 732,84 ha. Repka olejka (ozimná aj jarná) sa v roku 2018 v rámci Žilinského kraja pestovala na výmere 4 576,68 ha a v rámci Trenčianskeho kraja na výmere 10 651,03 ha (ŠÚ SR). Rovnako dobré podmienky nachádza zver aj v lesných porastoch mladších vekových stupňov (najmä 1 stupňa), ktoré tvoria taktiež jej prirodzený úkryt a poskytujú dostatok potravných možností. Ich súčasné vysoké plošné zastúpenie vyplýva z vysokého rozsahu poškodenia lesa škodlivými činiteľmi a zabezpečovania ich následnej obnovy (Zelená správa za rok 2018).

Migračné koridory a oblasti mimo jadrových oblastí

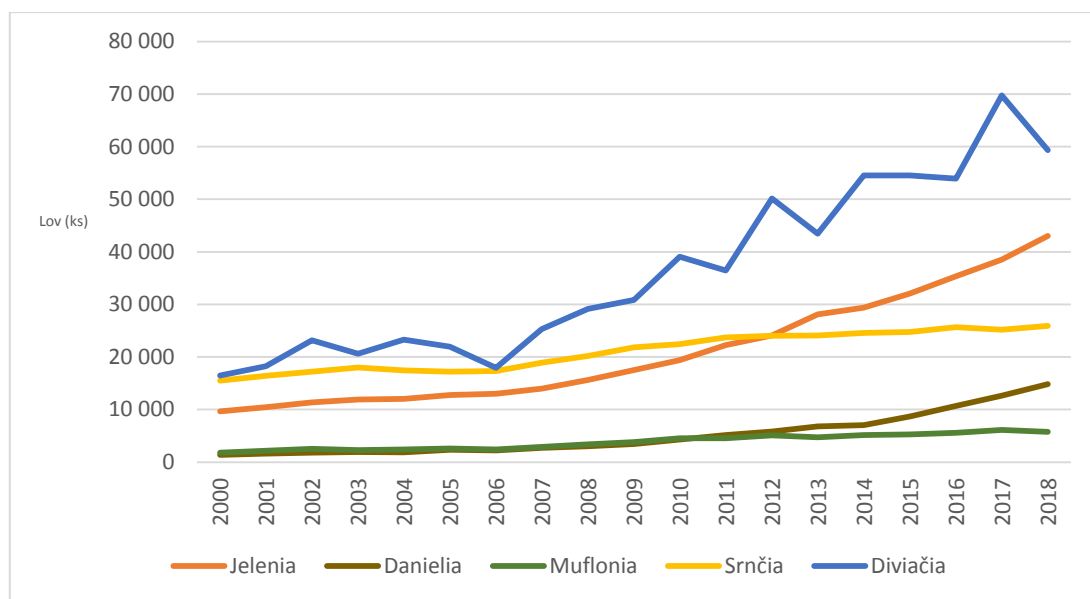
Ako už bolo uvedené vyššie, chránené územia predmetnej oblasti sú síce pomerne rozsiahle, avšak bez vzájomného prepojenia rozlohou nedostačujúce pre dlhodobú existenciu veľkých šelmy. Rozširujúca sa údolná zástavba a budovanie cestných komunikácií významne komplikujú plynulý a bezpečný prechod šeliem v rámci jednotlivých pohorí i medzi nimi. Ide tu najmä o výstavbu pozemných komunikácií, rozširovanie intravilánov miest a obcí a tiež výstavbu priemyselných parkov systémom „greenfield“, t.z. výstavba na zelenej lúke. Zastavaná plocha v rámci Žilinského kraja k 1.1.2019 dosiahla výmeru 266,27 km² a v rámci Trenčianskeho kraja je to 241,98 km². V rámci predmetnej oblasti evidujeme v súčasnosti 7 priemyselných parkov (4 Trenčiansky kraj, 3 Žilinský kraj). V šiestich prípadoch ide o priemyselné parky postavených na zelenej lúke, v jednom prípade ide o kombináciu využitia voľného priestoru a zastaveného priestoru. Rozloha priemyselných parkov v rámci Trenčianskeho kraja je 1,65 km², v rámci Žilinského kraja 0,27 km². V regióne sa nachádzajú aj ďalšie výrobné závody, ako napríklad Kia Motors Slovakia s výmerou 1,66 km². Jedným z možných faktorov a podmienok lokalizácie ďalších priemyselných parkov, alebo výrobných závodov je aj existujúca dopravná infraštruktúra (napr. možnosť rýchleho pripojenia na diaľnicu, alebo letisko). V súčasnosti sa v predmetnej oblasti dobudováva diaľnica D3 s dĺžkou 59,1 km. Napája sa na diaľnicu D1 pri Hričovskom Podradí a ďalej pokračuje smerom na sever cez Žilinu, Kysucké Nové Mesto, Čadcu, Svrčinovec a Skalité až po štátnu hranicu s Poľskom. Plánuje sa aj výstavba rýchlostnej cesty R5, ktorá má napájať diaľnicu D3 zo Svrčinovca smerom na hranicu s ČR. Tie cestné ťahy budú ďalej zvyšovať úroveň fragmentácie krajiny, pokiaľ sa pri ich výstavbe nevytvoria možnosti ako by zver vrátane veľkých šeliem mohla tieto bariéry bezpečne prekonávať.

3.4.4 Porovnanie s predchádzajúcim obdobím

Zmeny v stave biotopov v predmetnom území a v spôsobe využívania krajiny dokumentujú nasledujúce čísla. Podľa štatistických ročeniek o pôdnom fonde SR bola výmera zastavaných plôch na území Žilinského kraja k 1.1.2008 evidovaná na výmere 250,9 km², v rámci Trenčianskeho kraja na výmere 232,41 km². Za posledných jedenásť rokov sa tak výmera zastavaných plôch zväčšila o 11,84 resp. 6,59

km². V rovnakom období vzrástla výmera lesných pozemkov v Žilinskom kraji z 2 246 na 2 276 km² a v Trenčianskom kraji z 1 526 na 1 538 km². Výrazne, o viac ako 70 km², sa znížila výmera poľnohospodárskej pôdy (ÚGKK 2008, 2019). Napriek postupnému ubúdaniu poľnohospodárskej pôdy, zaznamenávame nárast pestovania pre zver atraktívnych plodín. Kým sa v roku 2008 pestovala kukurica siata na zrno v Žilinskom kraji na výmere 4,96 km², v roku 2018 to už bolo na výmere 9,14 km².

Stavy raticovej zveri sú hodnotené na základe nárastu lovu jednotlivých druhov od roku 2000, ktorý korešponduje s reálnym nárastom populácie a oproti jarným kmeňovým stavom (JKS) odhadovaných užívateľmi jednotlivých revírov je považovaný za smerodajnejší ukazovateľ. Trend vývoja lovu raticovej zveri na Slovensku od roku 2000 je znázornený na obrázku 44 (IBULH 2000 – 2018).



Obr. 44 Vývoj lovu základných druhov raticovej zveri od roku 2000 do roku 2018.

Priechodnosť identifikovaných území má, a aj v budúcnosti bude mať kľúčovú úlohu z hľadiska prepojenia jednotlivých orografických celkov. Napríklad biokoridor Povina, ktorý sme identifikovali v rámci riešenia projektu Šelmy SKCZ, sa nachádza medzi obcami Povina a Kysucký Lieskovec. Zabezpečuje prepojenie orografických celkov Kysucká vrchovina a Javorníky. Bezpečný prechod voľne žijúcich živočíchov tu narúša cesta prvej triedy I/11 s frekvenciou 14 186 vozidiel za 24 hodín, ale aj dvojkoľajová železničná trať č. 127 Čadca – Žilina. Keďže ide o jedno z posledných miest možného prechodu v údolí s dĺžkou 14,5 km, navrhuje sa tu výstavba zeleného mostu. Na význam tohto migračného koridoru upozorňujú aj Kadlečík et al. (2019). Uvedený autori v predmetnej oblasti z hľadiska prepojenia orografických celkov identifikovali aj ďalšie významné miesta. Biokoridor Rovná hora, ktorý má zabezpečovať prepojenie orografických celkov Malej Fatry a Kysuckej vrchoviny, je v kolízii z cestou 2. triedy II/583 s intenzitou dopravy 3963 vozidiel za 24 hodín. Nachádza sa medzi obcou Terchová a Zázrivá. V predmetnej oblasti sa navrhuje obmedzenie ďalšieho rozvoja antropogénnej činnosti a oplocovanie okolitého územia, navrhuje sa tu aj zachovanie existujúceho pásu vegetácie s možnosťou jeho doplnenia a umiestnenie výstražných značiek. Identifikovali tiež biokoridor Plevník, ktorý by mal zabezpečiť prepojenie orografických celkov Javorníky a Strážovské vrchy. Tento je v kolízii s diaľnicou D1, cestou prvej triedy I/61, cestou druhej triedy II/507 a dvojkoľajovou železničnou traťou č. 120 Žilina – Bratislava. Na príľahlých poľnohospodárskych

plochách sa odporúča vysadiť vodiacu líniouvi či skupinovú vegetáciu stromov a krovín a v rámci ciest umiestnenie dopravného značenia upozorňujúceho vodičov na možnú prítomnosť živočíchov popri cestách.

V predmetnej oblasti sa v rokoch 2013 – 2014 riešil aj projekt zameraný na monitoring plánovaného úseku výstavby diaľnice D1 na úseky Turany – Hubová s cieľom zabezpečiť priechodnosť územia pre veľké šelmy. Priechodnosť daného územia je významná najmä pre prepojenie orografických celkov Malej a Veľkej Fatry, ale aj nadväzujúcich území. Údolím prechádza cesta prvej triedy I/18 s intenzitou dopravy viac ako 20 000 vozidiel za 24 hodín. Ako ukázali čiastkové výsledky projektu, telemetricky sledované jedince medveďa hnedého a rysa ostrovida týmto úsekom neprechádzali (Findo et al. 2014a). Naopak, niektoré zo sledovaných jedincov využili biokoridor Plevník (spomínaný vyššie), ktorý prepája orografické celky Malá Fatra a Kysucká vrchovina. Napr. telemetricky sledovaná samica v jarnom a letnom období využívala územie južných svahov Malej Fatry a potom sa vydala na potulky severným predhorím k obci Zázrivá a ďalej na sever k obci Vychylovka až k štátnej hranici s Poľskom, ktorú prekročila koncom augusta (Findo et al. 2014b).

V rámci Českej republiky sa v rokoch 2011 – 2014 realizoval projekt Monitoring veľkých šelem v EVL Beskydy (Koubek et al. 2014). Územie EVL Beskydy zahrňujú tri na seba nadväzujúce pohoria – Moravskoslezské Beskydy, Vsetínské vrchy a Javorníky. Podľa autorov je populácia rysa ostrovida v EVL Beskydy síce pomerne stabilná, ale príliš malá na to, aby mohla existovať bez možnosti cezhraničnej migrácie jedincov zo susedných štátov. Autori výstupnej štúdie upozorňujú, že v rámci jednotlivých horských masívov nesmie dôjsť k prerušeniu spojenia s oblasťami výskytu rysa na Slovensku a v Poľsku. Za najvýznamnejšie faktory negatívne ovplyvňujúce populáciu rysa na predmetnom území považujú ilegálny lov, intenzívne rušenie v dôsledku budovania turistických centier v kľúčových lokalitách trvalého výskytu rysa a fragmentáciu krajiny spôsobenú výstavbou cestných a železničných komunikácií, prípadne súvislou údolnou zástavbou.

3.4.6 Záver

Aj keď v horských oblastiach dochádza k nárastu lesných biotopov a potravná ponuka pre rysa a vlka nie je limitovaná, za najväčší problém z hľadiska zmien využívania krajiny považujeme postupujúcu fragmentáciu krajiny. Ako naznačuje analýza spôsobu využívania krajiny a projektu Šelmy SKCZ i predchádzajúcich projektov, výstavba líniových stavieb, údolná zástavba a s tým spojená fragmentácia krajiny spôsobujú pre voľne žijúce živočíchy veľký problém. Z popisov jednotlivých identifikovaných migračných koridorov (viď. kapitola 5. Navrhované opatrenia), prepájajúcich jednotlivé orografické celky je zrejmé, že bez aplikácie navrhovaných opatrení už svoju funkciu nedokážu plniť a v nasledujúcom období by mohli aj zaniknúť. Intenzita dopravy sa vplyvom ľudských potrieb neustále zvyšuje, údolná zástavba sa rozširuje. Ráz krajiny sa výrazne mení. Len na predmetnom území riešenia projektu Šelmy SK-CZ, teda na časti územia Žilinského a Trenčianskeho kraja, sa medzi rokmi 2008 – 2019 zastavala plocha o výmere 1 840 ha a súčasne ubudlo viac ako 7 000 ha poľnohospodárskej pôdy (ÚGKK 2008, 2019). Aj keď sa v posledných rokoch dosiahol určitý pokrok v projektovaní cestných objektov, oveľa ťažšie bude presadiť záujmy zachovania migračných koridorov zveri v oblasti ovplyvňovania nadväzujúcich územných plánov miest a obcí.

3.5 Škody způsobené velkými šelmami na hospodářských zvířatech za posledních deset let

3.5.1 Úvod

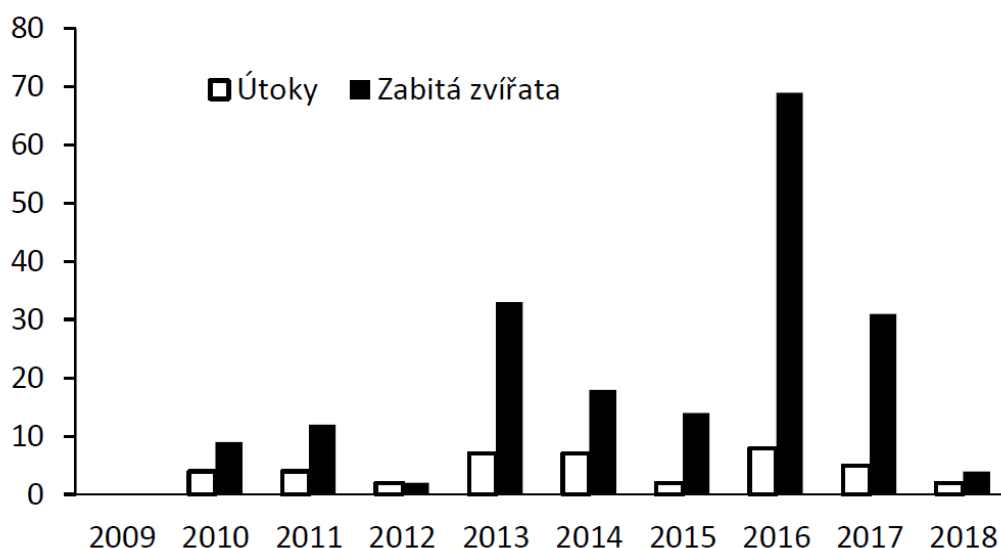
Škody na hospodářských zvířatech jsou nejvýznamnější třecí plochou při koexistenci velkých šelem a lidí v kulturní krajině. Útoky vlků na ovce či jiná domácí zvířata jsou také jedním z nejčastějších témat médií v případech, kdy o velkých šelmách informují. Pro objektivní vyhodnocení rozsahu konfliktu je proto potřebné znát skutečný rozsah škod, který vlci způsobují i kontext, v jakém ke škodám dochází.

3.5.2 Metodika

Data o škodách způsobených velkými šelmami vychází ze statistik krajských úřadů na české straně zájmového území a šetření Správ CHKO. Data o počtu chovaných ovcí byla získána od Ministerstva zemědělství. Údaje byly získány postupem podle zákona č. 123/1998 Sb. o právu na informace o životním prostředí.

3.5.3 Výsledky

Za sledované období let 2009–2018 bylo evidováno celkem 188 zabíjených hospodářských zvířat zabíjených vlky, v 97,3 % případech šlo o ovce, v 1,6 % případů o kozy a v 1,1 % případů o tele. V průměru bylo zabito 18,8 zvířat ročně. Celkově byla chovatelům vyplacena částka 617 108 Kč. Během 10ti letého období rozsah škod bez jednoznačného trendu kolísal od 0 po 8 útoků ročně, přičemž maximálně bylo za jeden rok zabito 69 zvířat (viz obr. 45). S ohledem na celkové množství chovaných ovcí ve všech okresech, ve kterých vznikly škody (Vsetín, Frýdek-Místek, Zlín, Uherské Hradiště, Hodonín) vlci nepůsobili významné ztráty. Z 36 736 ovcí evidovaných ve zmíněných okresech v roce 2018 vlci zabili ročně v průměru 0,05 %, maximálně 0,19 % v roce 2006.



Obr. 45 Vývoj škod na hospodářských zvířatech zabíjených vlky v letech 2009-2018 v příhraničních okresech Vsetín, Frýdek-Místek, Zlín, Uherské Hradiště, Hodonín.

3.5.4 Porovnání s předchozími výsledky

V porovnání s předchozím obdobím 2001-2012 ve stejném zájmovém území (Kovařík et al. 2014) nebyl rozdíl ve způsobených škodách významný. Vlci zabili ročně v průměru 16,3 hospodářských zvířat, což

tvořilo méně než 0,1 % z celkového počtu chovaných ovcí. Nízký počet škod může být způsoben faktem, že vlci se ve sledovaném období s výjimkou posledních dvou let vyskytovali spíše sporadicky, ačkoliv i v posledních letech měl trend počtu útoků spíše klesající tendenci. To může naznačovat, že škody nejsou přímo úměrné počtu vlků v regionu a jejich původci mohou být často nerezidentní jedinci, kteří teprve hledají vhodné teritorium nebo partnera k rozmnožování.

3.5.5 Závěr

Škody způsobené vlky na ovcích za sledované období v zájmovém území tvoří zhruba 0,05 % z chovaných ovcí, což nepředstavuje významnou ekonomickou ztrátu. Pro jednotlivé chovatele, obzvláště ty, chovající menší stáda, však škoda i na několika zvířatech může být významná. K eliminaci negativních postojů je proto potřebné ve větší míře realizovat preventivní opatření. S postupným návratem vlků do Beskyd lze očekávat větší frekvenci útoků na hospodářská zvířata, což může negativně ovlivnit veřejné mínění k vlkovi.

3.6 Škody způsobené velkými šelmami na raticovej zveri na Slovensku

3.6.1 Úvod

Raticová zver je prirodzenou súčasťou potravnjej bázy všetkých druhov veľkých šeliem a je nesporné, že šelmy dokážu veľmi efektívne prispievať ku kontrole jej početnosti. Napriek tomu, v dnešnej modernej dobe so zmenenými podmienkami v ekosystémoch, vysokým stupňom urbanizovania krajiny, či potrebe prihliadať aj na ostatné činnosti ľudskej spoločnosti, nemôžu a ani nedokážu byť šelmy jediným plne efektívnym nástrojom na udržovanie rovnováhy v populáciách raticovej zveri. Práve preto musí byť do tohto procesu zapojený aj človek, ktorý prebral úlohu vrcholového predátora. Z dôvodu nevyhnutnej potreby zachovania čo najlepšej biodiverzity, ako aj z dôvodu potreby udržania šeliem v ešte vhodnom biotope, je potrebné správne plánovať ich ochranu, distribúciu v krajine a primeranú početnosť, ktorá na jednej strane umožní trvalé fungovanie životaschopných populácií šeliem a na strane druhej, nebude z dôvodu konfliktných situácií vytvárať nadmernú averziu časti verejnosti voči ich prítomnosti.

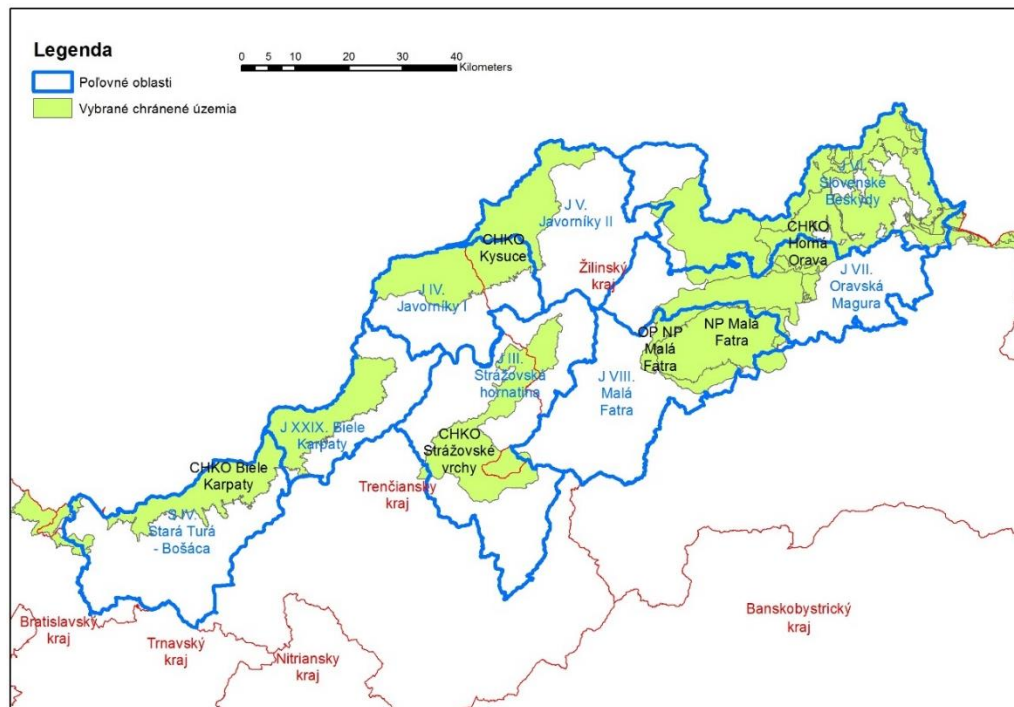
V rámci Českej republiky sa vplyv veľkých šeliem na populácie kopytníkov neeviduje a neprepláca ako škoda. Preto je táto problematika hodnotená len v rámci Slovenskej republiky, kde sú škody na raticovej zveri evidované a zo zákona preplácané poľovníckym združeniam.

3.6.2 Metodika

Pri analýze škôd spôsobených veľkými šelmami boli použité oficiálne údaje spracované v Poľovníckej štatistickej ročenke Slovenskej republiky, ktorá je vedená od roku 1968. Zamerali sme sa na vykázaný počet (ks) základných druhov raticovej zveri, ktorými sú zver jelenia, srnčia a diviacia. Pracovali sme s údajmi z poľovných revírov, ktoré sú súčasťou dotknutých poľovných oblastí (S IV. Stará Turá – Bošáca, J III. Strážovská hornatina, J IV. Javorníky I, J V. Javorníky II, J VI. Slovenské Beskydy, J VII. Oravská Magura, J VIII. Malá Fatra, J XXIX. Biele Karpaty). Zhodnotili sme obdobie posledných 10 rokov (roky 2009-2018). Analýza sa vykonala z pohľadu počtu jednotlivých prípadov, zastúpenia základných druhov raticovej zveri ako koristi veľkých šeliem, trendu vývoja počtu vykázaných prípadov strhnutia raticovej zveri za stanovené obdobie a vzájomného porovnania dotknutých poľovných oblastí. Jednotlivé veľké šelmy sme zhodnotili samostatne aj sumárne.

Vzhľadom na to, že v rámci poľovníckej štatistiky sú vykázané len tie prípady strhnutia raticovej zveri, ktoré boli užívateľmi poľovných revírov skutočne zistené a zaevidované, definoval sa reálny vplyv

šeliem na raticovú zver prepočtom dostupných údajov o ich početnosti a priemernej dennej spotrebe mäsitej potravy.

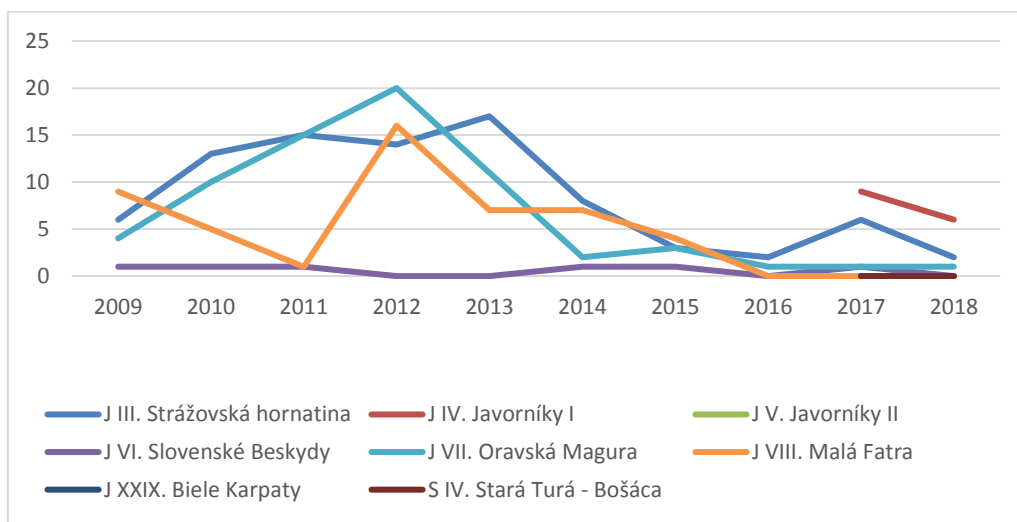


Obr. 46 Situovanie dotknutých poľovných oblastí.

3.6.3 Výsledky

Výskyt škôd spôsobených veľkými šelmami na raticovej zveri

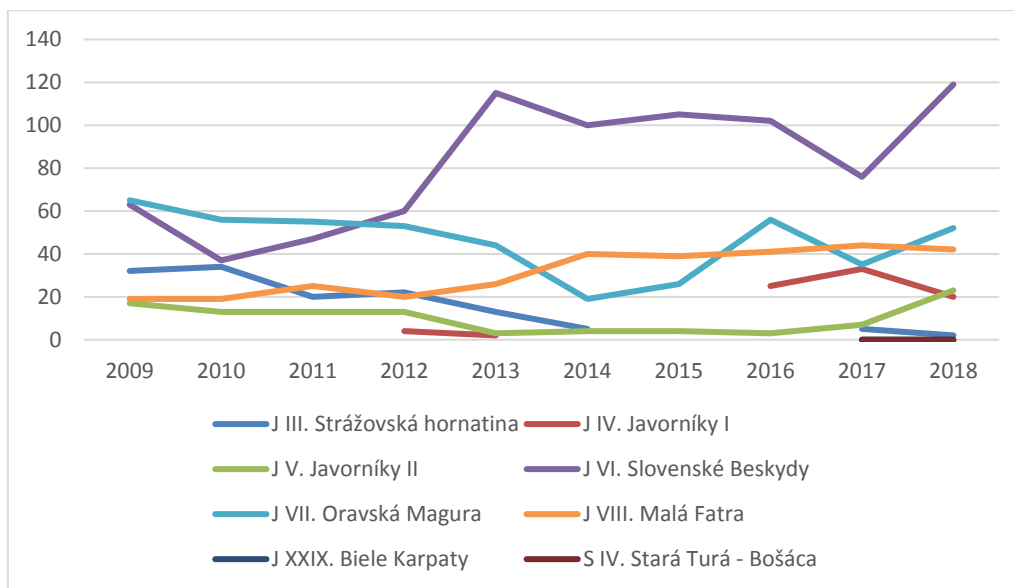
Medveď hnedý - v dotknutých poľovných oblastiach bolo vykázaných za sledované obdobie celkovo 225 prípadov strhnutia raticovej zveri, pričom tieto tvorili 5,5 % všetkých prípadov. Za sledované obdobie bol zaznamenaný skôr klesajúci trend s vrcholom v roku 2012 v počte 50 ks (obr. 47).



Obr. 47 Počet vykázaných prípadov strhnutia raticovej zveri medveďom hnedým v dotknutých poľovných oblastiach za roky 2009 - 2018

Z pohľadu jednotlivých poľovných oblastí (ďalej PO) dominovali strhnutia zveri v PO J III. Strážovská hornatina, ktoré tvorili 38 % všetkých prípadov. Významný bol aj počet prípadov v PO J VII. Oravská Magura (30 %) a v PO J VIII. Malá Fatra (22 %). Menej prípadov bolo vykázaných aj v PO J IV. Javorníky I (7 %) a v PO J VI. Slovenské Beskydy (3 %). V ostatných PO prípady strhnutia medveďom neboli vykázané.

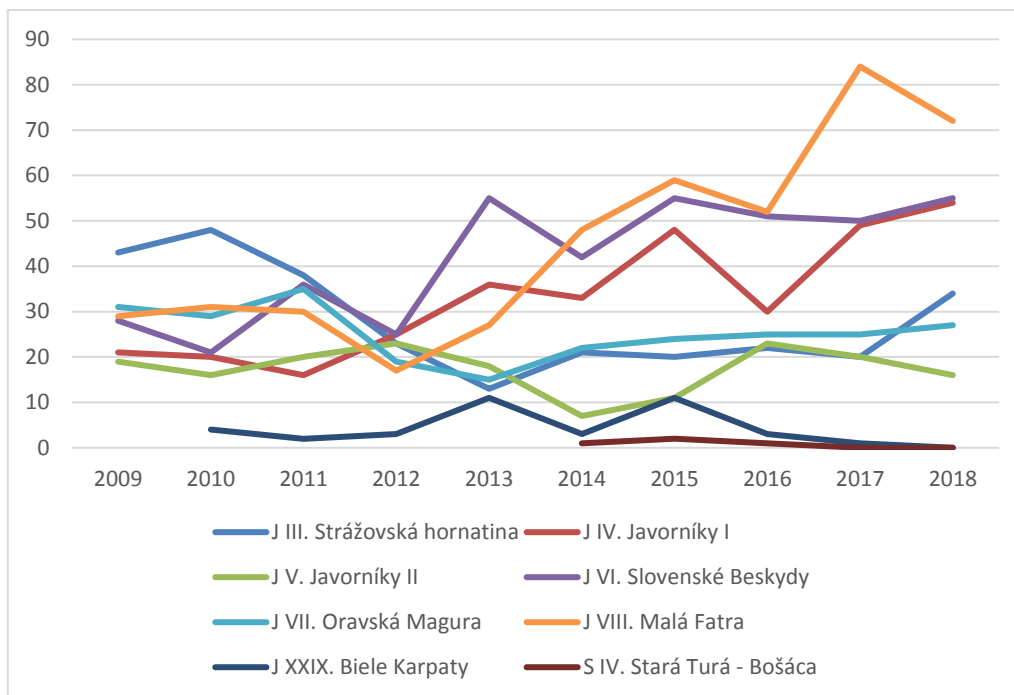
Vlk dravý – strhnutie raticovej zveri bolo v dotknutých poľovných oblastiach vykázané za sledované obdobie v celkovom počte 1 917 prípadov a tieto tvorili 46,9 % všetkých prípadov. V druhej polovici sledovanej dekády mali mierne stúpajúci trend (obr. 48), s vrcholom v roku 2018 v počte 258 ks (159 až 258 ks).



Obr. 48 Počet vykázaných prípadov strhnutia raticovej zveri vlkom dravým v dotknutých poľovných oblastiach za roky 2009 – 2018.

Z pohľadu jednotlivých poľovných oblastí (ďalej PO) dominovali prípady strhnutia v PO J VI. Slovenské Beskydy, ktoré tvorili 43 % všetkých prípadov. Druhou najvýznamnejšou oblasťou bola PO J VII. Oravská Magura (24 % všetkých prípadov) a treťou PO J VIII. Malá Fatra (16 %). Ojedinelé prípady strhnutia boli vykázané aj v PO J III. Strážovská hornatina, PO J IV. Javorníky I a PO J V. Javorníky II (5-7 %). V ostatných PO údaje k strhnutiu raticovej zveri vlkom dravým neboli vykázané.

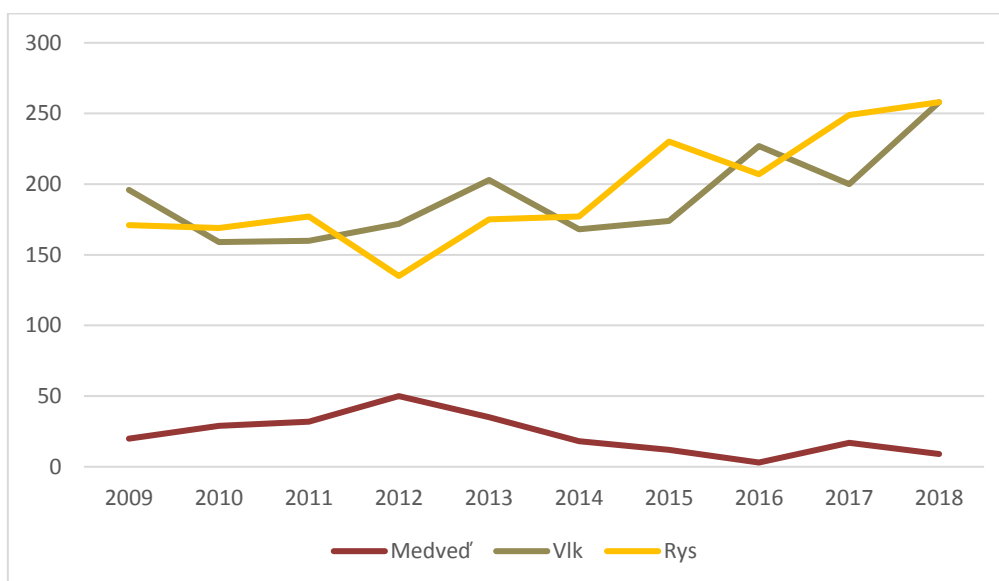
Rys ostrovid boli v dotknutých poľovných oblastiach vykázané za sledované obdobie v celkovom počte 1 948 prípadov a tvorili 47,6 % všetkých útokov šeliem. Najmä v druhej polovici sledovanej dekády mali výraznejšie stúpajúci trend (obr. 49), s vrcholom v roku 2018 v počte 258 ks (135 až 258 ks).



Obr. 49 Počet vykázaných prípadov strhnutia raticovej zveri rysom ostrovidom v dotknutých poľovných oblastiach za roky 2009 – 2018.

Z pohľadu jednotlivých poľovných oblastí (ďalej PO) dominovali prípady v PO J VIII. Malá Fatra, ktoré tvorili 23 % všetkých. Druhou najvýznamnejšou oblasťou z pohľadu bola PO J VI. Slovenské Beskydy kde bolo zaznamenaných až 21 % všetkých prípadov. Nasledovala PO J IV. Javorníky I (17 %), PO J III. Strážovská hornatina (14 %), PO J VII. Oravská Magura (13 %) a PO J V. Javorníky II (9%). Na PO J XXIX. Biele Karpaty spadali len 2 % všetkých prípadov a v PO J XXIX. Biele Karpaty neboli žiadne prípady vykázané.

Pre porovnanie uvádzame v nasledujúcom grafe aj sumárne zhodnotenie trendu vykázaných prípadov strhnutia raticovej zveri šelmami (obr. 50).

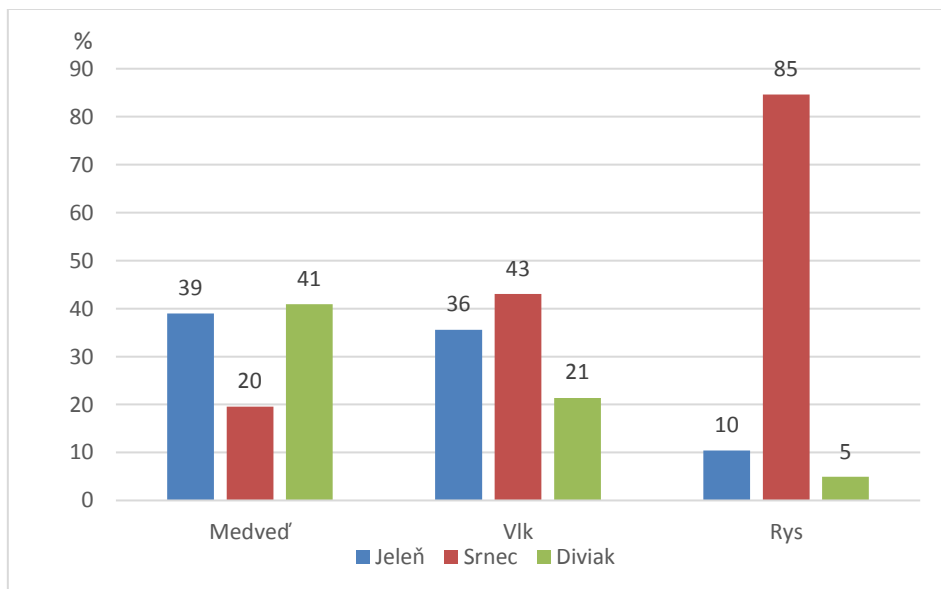


Obr. 50 Trend počtu vykázaných prípadov strhnutia raticovej zveri šelmami v dotknutých poľovných oblastiach za roky 2009 - 2018

Analýza preferencie jednotlivých druhov raticovej zveri

Raticová zver strhnutá veľkými šelmami sa vykazuje v Ročnom výkaze o revíri a stavoch zveri za poľovnícku sezónu „Poľov (MPRV SR) 12-01. Údaje sa zbierajú prednostne za hlavné druhy raticovej zveri s majoritným zastúpením v rámci väčšiny poľovníčkových revírov na Slovensku. Je to predovšetkým zver jelena, srnčia a divičia. Z pohľadu vplyvu veľkých šeliem na raticovú zver sa ukazuje ako najmenej významný **medveď hnedý**, na ktorého pripadalo len 5 % všetkých vykázaných škôd. Celkovo to bolo 89 ks jelenej, 44 ks srnčej a 92 ks diviačej zveri. Medveď pôsobí v prírode skôr ako sanitár a najmä v jarnom období chudobnom na inú potravu vyhľadáva uhynuté jedince. Jeho vplyv na reguláciu stavov raticovej zveri sa môže zintenzívniť najmä v čase kladenia mláďat, ktoré pred ním ešte nedokážu uniknúť. V priebehu roka uloví zver skôr príležitostne a náhodne. Vykázaná štruktúra koristi medveďa bola v zložení 39 % zveri jelenej, 20 % srnčej a 41 diviačej (obr. 51).

Výrazne väčší vplyv na raticovú zver ako u medveďa sa vykázal pri **vlkovi dravom**. Jeho podiel na analyzovaných stratách pripísaných veľkým šelmám dosiahol až 47 %. V rámci strhutej zveri sa vykazovalo 682 ks zveri jelenej (36 %), 825 ks zveri srnčej (43 %) a 410 ks zveri diviačej (21 %) viz obr. 51. Vlk vie intenzívne prispievať k redukcii prírastku jednotlivých druhov raticovej zveri, avšak oproti medveďovi hnedému vie výraznejšie vplývať aj na dospelé jedince, čo spôsobuje v niektorých oblastiach konflikt medzi jeho ochranou a záujmami poľovníckeho manažmentu. Západná prihraničná časť záujmového územia začína byť opätovne osídľovaná vlkom až v poslednom decéniu. Vzhľadom na vysoké stavy raticovej zveri v týchto lokalitách môže byť prítomnosť vlka prospešná pri navracaní rovnováhy do tunajších ekosystémov a znižovaní škôd, ktoré raticová zver spôsobuje na poľnohospodárskych plodinách a lesných porastoch. Rovnako hrá toto územie dôležitú úlohu aj pri šírení sa vlka do Českej republiky.



Obr. 51 Porovnanie vplyvu šeliem na vybrané druhy raticovej zveri podľa údajov poľovníckej štatistiky za roky 2009 – 2018.

V sledovanom území vyšiel z pohľadu počtu vykázaných koristi ako najvýznamnejší predátor rys ostrovid v dôsledku jeho najvyššej početnosti v danej oblasti v porovnaní s vlkom a medveďom. Celkovo bolo zaznamenaných za dané obdobie 1948 ks ulovenej raticovej zveri. Tento počet tvoril 48 % všetkej zaznamenatej strhutej zveri. Štruktúra jeho koristi bola v zložení 10 % zveri jelenej (203 ks), 85 % zveri srnčej (1 649 ks) a 5 % zveri diviačej (96 ks) viz obr. 51. Rys vie intenzívne loviť najmä srnčiu

zver avšak dospelé jedince dokážu bez väčších problémov zložiť aj zver jeleniu. V posledných rokoch môže vplyv rysa zintenzívňovať aj premnožená zver diviacia, ktorá konzumuje koristiť rysa, čím ho nepriamo núti viac loviť (kleptoparazitizmus).

Zreálnenie vykazovaných údajov o vplyve veľkých šeliem v rámci poľovníckej štatistiky.

Raticová zver predstavuje pre všetky veľké šelmy prirodzený zdroj potravy, ktorý sa napríklad v prípade srnčej a diviacej zveri vyskytuje na Slovensku takmer celoplošne. V prípade zaevidovaných škôd na raticovej zveri, najmä škôd vykázaných v rámci oficiálnej poľovníckej štatistiky, ide však pravdepodobne len o zlomok celkového počtu ulovených koristií. V roku 2018 sa napríklad vykazovalo v rámci škôd spôsobenými veľkými šelmami spolu 2 721 ks raticovej zveri. Aj keď to nie je málo, odhadovaná početnosť 400 vlkov dravých, 400 rysov ostrovidov a 1 500 medveďov hnedých by pre svoju existenciu potrebovala ako potravu niekoľko násobne vyššie množstvo. **U vlka** dravého sú potravné nároky (druh a počet koristi) za obdobie jedného roku nasledovné. V podmienkach Karpát uloví podľa niektorých vedeckých poznatkov (Jedrzejewski 2002) jedna svorka (3,9 -5,6 vlkov) v prepočte priemerne každý druhý deň koristiť o priemernej hmotnosti 67 kg živej váhy. Spolu teda približne 180 ks ročne. V našich podmienkach a pri súčasnej druhovej distribúcii raticovej zveri v areáli vlka, tvoria jeleňovití asi 50 % (z toho srnčia zver len 5 %), diviacia zver asi 45 % a ostatná zver a hospodárske zvieratá zvyšných 5 % zloženia potravy vlka. V minulosti pri nižšej denzite diviacej zveri bolo zastúpenie jeleňovitých až 69 % (Findo 2002). V prepočte na početnosť svoriek - reálny odhad 100 svoriek, sú ročné straty na raticovej zveri nasledovné - 8 000 ks jelenej, 1 000 ks srnčej a 8 000 diviacej zveri. Pri prepočte koristi na jedného vlka (Grubešic et al. 2011 uvádza ročne 50 ks raticovej zveri - presne ako je známe u rysa, len koristiť vlka je hmotnostne väčšia) by celkové straty na raticovej zveri boli ešte vyššie (400 vlkov x 50 ks = 20.000 jedincov raticovej zveri). **U rysa** ostrovida sú potravné nároky vďaka vedeckým poznatkom (Breitenmoser a Haller 1993, Nilsen et.al. 2009) dobre známe a odbornou verejnosťou akceptované. Ročná potreba pre jedného rysa je cca 50 ks srnčej zveri, pričom podiel jelenej zveri je max. do 20 % (a lovia ju prevažne vyspelé rysie samce). Z titulu vysokej populačnej hustoty medveďa hnedého v areáli rozšírenia rysa a jeho parazitácii na koristi - straty až 15 % (Krofel et al. 2012) môže byť toto číslo ešte vyššie. Po prepočte na celkovú odhadovanú početnosť rysa na Slovensku - maximálne 300 jedincov to predstavuje približne 12 000 ks srnčej zveri a 800 ks jelenej zveri. Samozrejme, určitý podiel strhutej zveri predpokladáme aj u zveri kamzíčej, danielovej a muflonovej, ale pre ich minimálny podiel a celkové zjednodušenie odhadov neboli zarátané do prepočtov. **U medveďa hnedého** je podiel raticovej zveri v jeho potrave oveľa nižší ako v prípade vlka a rysa, pretože medveď je typický všežravec a v našich podmienkach sa v posledných rokoch zameriava na dostupnejšiu rastlinnú potravu s vysokým podielom jadrového krmiva slúžiaceho na celoročné prikrmovanie (kŕmenie) raticovej zveri. Náš odhad podielu raticovej zveri v potrave medveďa preto čiastočne vychádza z vykázaných strát na poľovnej zveri (poľovnícka štatistika) doplnených o minimalistický odhad strát na mláďatách, poranenej, či ináč handicapovanej zveri. Celoslovensky tieto straty odhadujeme na úrovni jelenia 1 000, srnčia 500 a diviacia 1 000 ks. Po porovnaní strát z poľovníckej štatistiky spôsobených predátormi (spolu 2 388 ks raticovej zveri), s uvedenými vypočítaným odhadom (cca 32 000 ks) je jednoznačné, že v našom poľovníckom plánovaní nie je vplyv predátorov správne hodnotený.

V záujmovom území sme odhadli celkové stavy predátorov na úrovni troch svoriek vlka s početnosťou 5 jedincov, 3 jedince a 2 jedince. U rysa sa odhadovala početnosť približne na 15 ks. Odhad reálneho vplyvu uvedených populácií šeliem na stavy raticovej zveri v záujmovom území je uvedený v nasledujúcej tabuľke (tab. 17).

Tabuľka 17: Odhad reálneho vplyvu veľkých šeliem v záujmovom území

Početnosť šeliem	korisť ks/rok	priemerná hmotnosť koristi (kg)	biomasa kg/rok
Vlk svorka 5 ks	180	67	12 060
Vlk svorka 2 ks	76	67	5 092
Vlk svorka 3 ks	114	67	7 638
Spolu vlk	370	-	24 790
Rys 15 ks (60 ks koristi/rok)	900	15	13 500
Spolu šelmy	1 270	-	38 290

Keď tieto zrealizované počty porovnáme s výškou ročného odstrelu, nejde o nijak závažné čísla. Napr. v roku 2018 bolo na Slovensku ulovených 42 937 ks jelenej zveri, 25 856 ks srnčej zveri, 14 677 ks danielovej zveri, 5 544 ks muflónovej zveri a 59 253 ks diviacej zveri, teda viac než 148 tis. kusov zveri (<http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/polovnictvo/Stranky/vyskyt-a-stav-polovnej-zveri-na-slovensku.aspx>). A teda zrealizovaný odhad ulovených kusov veľkými šelmami tvorí len 1/5 z uloveného množstva. Navyše ďalšie tisíce kusov ročne zahynú na cestných komunikáciách (dominuje srnčia zver). Bohužiaľ podrobnejšia štatistika o počte zabitých kusov pri dopravných nehodách na Slovensku neexistuje. V ČR bolo odhadnuté, že za desať rokov zahynulo na cestách približne 52 tis kusov srnčej zveri, teda kolo 5000 ks/ročne. Pre SR existuje len štatistika Železníc SR (www.zsr.sk/pre-media/vyjadrenie-media/2019/februar-2019/statistika-zrazok-vlakou-lesnou-zverou.html), ktoré v roku 2018 evidovali zrazených 531 ks srnčej zveri, 427 ks jelenej zveri a 123 ks diviacej zveri. Napriek tomu nedochádza k poklesu početnosti raticovej zveri ani v Českej republike ani na Slovensku.

Praktická časť – návrh opatrení

4. Definování rizikových faktorů

Příčiny ohrožení populace rysa ostrovida a vlka obecného přímo nebo nepřímo souvisí s činností člověka. Populace rysa a vlka na pomezí ČR a SR jsou pod značným antropogenním tlakem. Tento tlak se projevuje na jedné straně negativním postojem některých skupin obyvatelstva k velkým šelmám, a na straně druhé to jsou negativní vlivy související s hospodářskými a rekreačními aktivitami člověka. Výsledkem jsou ilegální lov velkých šelem a změny v krajině, kdy dochází k její fragmentaci a ke ztrátě vhodných biotopů, které mohou šelmy trvale obývat.

4.1 Ilegální lov

Jednou z hlavních příčin ohrožení málo početných populací velkých šelem v člověkem narušené krajině, je ilegální lov. Motivací pro ilegální lov je obava ze snížení početnosti zvěře a ohrožení efektivity mysliveckého hospodaření. Tento postoj přetrvává i v podmínkách, kdy velké šelmy žijí v prostředí, kde je populační hustota býložravé zvěře vyšší, než je únosné z pohledu udržitelného rozvoje lesních ekosystémů. Zvěř brání přirozené obnově lesa a ztěžuje umělou obnovu, na jejíž ochranu musejí být

vynakládány velké finanční prostředky. Dalším významným stimulem ilegálního lovu vlka jsou škody, které způsobuje na hospodářském zvířectvu. Nelze také pominout touhu po vzácné trofeji i zpestření loveckých zážitků (Andrén et al. 2006, Breitenmoser-Würsten et al. 2007b, Červený a Koubek 2000, Krojerová et al. 2014, Kowalczyk et al. 2015, Barančková et al. 2017, Wölfel et al. 2001).

Vlka může ohrožovat na Slovensku také legální lov, protože kvóty na odstřel zde nejsou konfrontovány s aktuálním stavem lokální populace – chybí přesná data o početnosti vlka a vývoji početnosti populace. Necitlivá regulace početnosti vlka může významně narušit stabilitu jeho populace. Také odstřel rodičovského páru může způsobit rozpad smečky a tím vést ke zvýšení škod na hospodářských zvířatech (snížená schopnost lovu subadultních jedinců). V České republice lov velkých šelem povolen není a v blízké budoucnosti by k němu přistoupeno býti nemělo vzhledem k relativně nízké početnosti rysa i vlka (Barančková et al. 2017, Kutal et al. 2016b, Kutal et al. 2017a).

4.2 Úmrtnost na dopravních komunikacích

Velké šelmy se vyznačují velkou prostorovou aktivitou a při překonávání komunikací se často stávají obětí silničního provozu. Kolize na silnicích jsou ve střední Evropě jednou z nejčastějších příčin úmrtnosti velkých šelem, zvláště jejich mláďat a subadultních jedinců (Hell et al. 2004, Ryser-Degiorgis 2009, Kramer-Schadt et al. 2004).

V Česku i na Slovensku je mortalita velkých šelem na silnicích také jednou z vážných příčin jejich ohrožení a překážkou při lokálních i dálkových migracích. Toto nebezpečí se stále zvyšuje s tím, jak přibývá nových komunikací (zejména dálnic, rychlostních silnic a silnic I. třídy) a s tím, jak se zvyšuje hustota provozu.

Za období 2015 – 2018 bylo na území ČR zaznamenáno celkem 15 případů, kdy došlo k zabití rysa nebo vlka při střetu s dopravními prostředky. Oproti období 2005-2015 (Barančková et al. 2017) se jedná o téměř trojnásobný nárůst. Vliv dopravy na populaci rysa a vlka tedy nabývá na významu.

4.3 Fragmentace krajiny

Velké šelmy potřebují pro svůj život rozsáhlá převážně lesnatá území, kde mohou lovit potravu, najít klidné zázemí a vychovávat potomstvo. Jednou z příčin, která šelmám zhoršuje jejich životní podmínky je fragmentace krajiny. V krajině se staví nové komunikace, zvyšuje se na nich intenzita provozu, přibývají oplocená území, rozšiřuje se údolní zástavba podél vodních toků v horách i podhůří. V krajině vznikají stále nové bariéry, které mohou pro šelmy představovat překážku omezující nebo znemožňující jejich rozptyl a mohou představovat i riziko usmrcení kvůli kolizi s dopravním prostředkem. Oblasti vhodné pro výskyt šelem se tak dělí na stále menší území, která postupně ztrácejí schopnost poskytnout jim potřebné životní podmínky (Boitani 2000, Breitenmoser et al. 2000, Swenson et al. 2000). Vlivem fragmentace krajiny vznikají izolované subpopulace, které postupně vlivem inbreedingu ztrácejí genetickou variabilitu, což vede ke zhoršení zdravotního stavu jedinců, k omezení reprodukce až postupnému zániku izolovaných lokálních populací (Ryser-Degiorgis et al. 2004, Schmidt et al. 2009).

Největšími bariérami, které brání velkým šelmám šířit se z Beskyd dál na západ, jsou dálnice D11, D1, rychlostní silnice R35 a mezinárodní železniční trať č. 270, které paralelně prochází Moravskou bránou. Dopravní komunikace nejsou zcela neprůchodné, ale nevhodně umístěné nadchody a absence naváděcích krajinných struktur snižují pravděpodobnost úspěšného rozptylu velkých šelem. Významnou bariérou pro migraci šelem mezi Českem – Slovenskem – Polskem je Jablunkovský průsmyk s frekventovanou železniční i silniční dopravou a téměř souvislou zástavbou celým údolím. V rámci západního Slovenska představuje největší bariéru hustě osídlené údolí řek Váh a Kysuce. Zejména prostor v okolí řeky Kysuce je klíčový pro zachování konektivity mezi Javorníky a Kysucemi.

Soustavný nárůst fragmentace krajiny je evidentní při dlouhodobém porovnání metodou tzv. nefragmentovaných polygonů UAT (*Unfragmented Area by Traffic*), která je založena na vymezení oblastí, které považujeme za nefragmentované dopravou (území ohraničená silnicemi s průměrnou denní intenzitou automobilové dopravy vyšší než 1000 vozidel za den, která mají rozlohu větší než 100 km²). Zatímco v roce 1980 bylo území ČR z 80 % nefragmentované, v roce 2000 hodnota klesla na 60 % a v roce 2040 je prognóza 50 %. (Romportl et al. 2017).

4.4 Ztráta vhodných habitatů

Osídlování horských oblastí a s tím související kácení lesů vedlo v minulosti k omezení početnosti velkých býložravců a zhoršení životních podmínek vlka a rysa. Intenzivní lov šelem jako prostředek ochrany domácích zvířat potom vedl v 19. století až k úplnému vyhubení velkých šelem ve větší části střední Evropy. Ústup intenzivního zemědělství z horských a podhorských oblastí a přesun obyvatel do měst v průběhu 20. století umožnily nejen opětovné zvyšování podílu lesů a postupný nárůst početnosti nejen spárkaté zvěře, ale také návrat velkých šelem do horských i podhorských oblastí (Breitenmoser 1998). Po roce 1989 však postupně dochází k obratu a z pohledu šelem ke zhoršování jejich životních podmínek. Stále narůstají rekreační aktivity, budují se nová rekreační střediska (zejména na Slovensku), jejich výstavba se posouvá stále výše a zasahuje často až na hřebeny a vrcholy hor. Zpřístupnění dříve nedostupných území pro masovou turistiku znamená pro velké šelmy ztrátu bezpečného zázemí, kde by mohly v klidu vyvádět svá mláďata. Vymezení dostatečně velkých klidových zón může být v budoucnosti jedním ze základních předpokladů přítomnosti velkých šelem.

4.5 Hybridizace vlka se psem

Vlk obecný je blízkým příbuzným psa a proto se s ním může úspěšně křížit a produkovat plodné potomky, kteří jsou často fenotypově nerozeznatelní od čistokrevného vlka.

Hybridizace je z genetického hlediska zcela nežádoucí, protože dochází k narušení genetické integrity daného druhu (Gottelli et al. 1994). Křížení vlka se psem může mít i další vážné důsledky. Například hybrid vlka a psa mohou vykazovat prvky synantropního chování, mohou častěji napadat domácí zvířata a tím zvyšují odmítavý postoj veřejnosti k vlkovi. V oblastech početné populace vlka je riziko křížení se psem malé, protože vlci psy netolerují (Anderson et al. 2001). V případě nízké početnosti vlka a rozpadu smečky např. v důsledku lovu a zároveň za přítomnosti volně se toulajících psů se riziko zvyšuje (Anderson et al. 2002). V České republice je početnost vlka zatím nízká, ale také počet volně se toulajících psů je nízký ve srovnání např. s Itálií. Proto je těžké předem odhadnout jaké je riziko hybridizace. Příklad hybridizace vlka se psem byl již zaznamenán v oblasti Šluknovského výběžku v roce 2016. Výskyt psů ve volné přírodě byl potvrzen jak v Beskydech (Krojerová et al. 2014) tak i na Šumavě (Bufka et al. 2005). Celou problematiku ještě znepráhledňují plemena psů vyšlechtěné křížením vlka a německého ovčáka jako jsou československý vlčák nebo Saarloosův vlčák. Od vlků bývají fenotypově obtížně rozeznatelní, v přírodě mohou přežívat, nebojí se. O usmrcení jedné a těžkém zranění druhé ženy informovala česká media na přelomu let 2019 - 2020 (idnes.cz; novinky.cz; tv nova; aj.). V očích laické veřejnosti mohou takové incidenty zásadním způsobem ovlivňovat negativní pohled na vlka.

4.6 Odmítavý postoj veřejnosti

Pokud ve veřejnosti převládá názor, že velké šelmy do dnešní přírody nepatří a pokud obyvatelé venkova nepociťují spoluodpovědnost za zachování velkých šelem v přírodě, je jejich ochrana zcela neúčinná (Boitani 2000, Breitenmoser et al. 2000, Swenson et al. 2000).

V současnosti je v ČR (na Slovensku veřejné mínění není známo) veřejnost nakloněna přítomnosti velkých šelem v krajině (Krajhanzl et al. 2015), ale existují rozdíly mezi názory lidí ve městech (pozitivní vztah) a na venkově (názor ovlivněn zájmy různých skupin obyvatelstva a vlastními ekonomickými zájmy a tradicemi). Změna postojů venkovského obyvatelstva k velkým šelmám tak může být dlouhodobý proces. Negativní postoj chovatelů hospodářských zvířat mohou zmírnit finanční kompenzace, které jsou vypláceny státem jako náhrada za usmrčená nebo napadená zvířata a s tím související vícenáklady (např. kafilérie) a také funkční systém dotací na realizaci preventivních opatření. V Beskydech však postoj chovatelů navzdory dlouhodobému výskytu šelem možnosti kompenzace od roku 2000 zůstává silně negativní (Kovařík et al. 2014). V případě myslivců je pravděpodobně jedinou možností osvěta přinejmenším u mladé generace a zlepšení nástrojů umožňujících odhalování trestního činu pytláctví. Silně negativní postoje místních obyvatel se v průběhu času mění k smířlivějším a neutrálním, jak ukázalo srovnání postojů v průběhu mezi lety 2000 a 2009–2010 v Beskydech (Kutal et al. 2018).

4.7 Snížení početnosti kořisti

Zcela zásadní význam pro výskyt, šíření i populační hustotu vlka a rysa má množství a dostupnost potenciální kořisti, kterou jsou všechny druhy býložravé zvěře a prase divoké (Breitenmoser 1998). V České i ve Slovenské republice je v současné době tak vysoká početnost spárkaté zvěře, že potravní nabídka není faktorem, který by limitoval rozvoj populace vlka ani rysa.

5. Navrhovaná opatření

Příhraniční oblast kolem česko-slovenské státní hranice představuje západní okraj rozšíření karpatské populace rysa ostrovida a vlka obecného. Projekt Šelmy SKCZ v posledních dvou letech monitoroval populace obou druhů v této oblasti s použitím několika různých sofistikovaných metod (satelitní telemetrie, fotomonitoring, ochranná genetika), čímž přispěl k poznání demografického vývoje populací těchto druhů a k identifikaci hlavních rizik ohrožujících jejich existenci v dané oblasti. Na základě těchto poznatků byla navržena následující opatření/doporučení s cílem stabilizovat a udržet zde životaschopné populace těchto druhů.

Na české straně hranice byl rys vyhuben počátkem 20. století, kdy také došlo k jeho vymizení v rámci západního Slovenska (Hell et al. 2004). Slovenská populace dosáhla svého pravděpodobného minima někdy ve 30. letech minulého století (Antal et al. 2017). Po druhé světové válce se rys díky částečné ochraně stal na Slovensku početnějším a s tím souviselo i následné šíření do oblasti západního Slovenska a následně až do CHKO Beskydy (Kašpar 1959, Havlas 1961). Po dočasném téměř úplném vyhubení rysa v Beskydech koncem 70. let se rys znovu trvale vrátil do Beskyd koncem 80. let (Kunc 1996), odkdy se zde rys trvale vyskytuje. Sofistikovanější monitoring rysa za použití fotopastí a genetických analýz probíhá v pohraniční oblasti od roku 2011. V letech 2011–2017 monitoring doložil výskyt 7–12 jedinců původní karpatské populace žijících na pomezí Moravy a Slovenska v Moravskoslezských Beskydech a Javorníkách (viz kapitola 3.2.4). K navýšení tohoto počtu nedošlo ani v letech 2018–2019, kdy byl monitoring pokrytý projektem Šelmy SKCZ. Odhady populační hustoty na základě fotomonitoringu (kapitola 3.2.2; 0,73–0,74 jedinec/100 km²) i genetiky (kapitola 3.3.3; 9–12 jedinců/1 600 km²) se víceméně shodují. I když dle odhadů početnosti se tato okrajová populace může jevit jako stabilní, ve skutečnosti zde dochází k vysoké roční obměně jedinců a k příbuzenskému křížení.

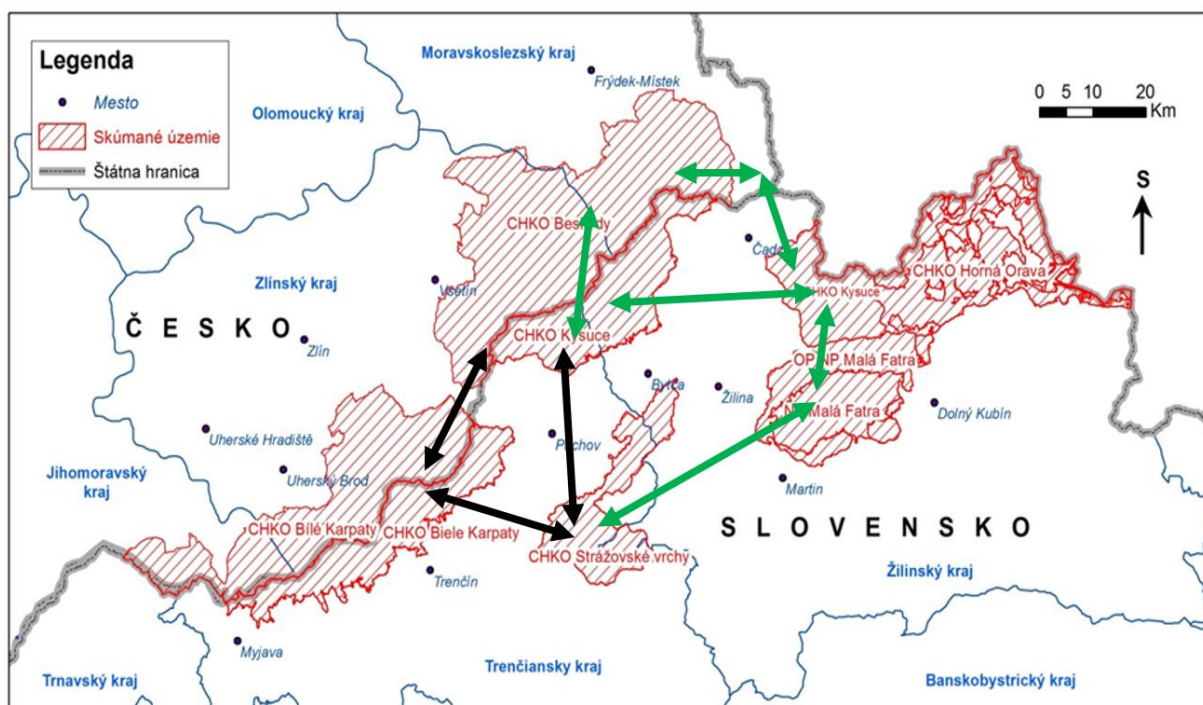
Vlk byl v příhraniční oblasti vyhuben zhruba ve stejné době jako rys, tedy začátkem 20. století a jeho sporadický výskyt je doložen až po roce 1963 (Andreska a Andresková 1993). Ve větším počtu a to

včetně výskytu smečky zde byl vlk zaznamenán až v 90. letech minulého století a počátkem 21. století (Červený et al. 2001, Bartošová 2003). Pak ale pravděpodobně došlo k jeho opětovnému vyhubení, od roku 2003 byl vlk v dané oblasti zaznamenáván jen sporadicky (Krojerová et al. 2014, Kutal et al. 2016b). Situace se změnila až v sezóně 2017/2018, kdy se v Javorníkách usadila tříčlenná smečka. Rozmnožování zde bylo poprvé doloženo v roce 2019. Jak ale výsledky genetických analýz dokládají, zvýšený výskyt nemusí nutně znamenat expanzi karpatské populace, nýbrž může být také následkem rostoucí početnosti středoevropské nížinné populace, jejíž jedinci byli v oblasti také zaznamenáni. V širší oblasti zkoumaného území, tedy na území Kysuc, Oravy a Malé Fatry je výskyt vlků trvalý, avšak výsledky ukazují, že obdobně jako u rysa i u vlka dochází k značné každoroční obměně populace (Kutal et al. 2017b).

Na základě získaných dat a dosavadních poznatků navrhuje tato opatření/doporučení pro ochranu populace rysa ostrovida a vlka obecného v oblasti česko-slovenského pohraničí:

Opatření 1: Zachování průchodnosti krajiny

Fragmentace krajiny vlivem liniových staveb a plošné zástavby může výrazně omezovat přesuny velkých šelem. To negativně ovlivňuje šíření velkých šelem do nových oblastí s vhodnými biotopy a způsobuje vznik izolovaných málopočetných subpopulací, které jsou časem odsouzeny k zániku mimo jiné v důsledku ztráty genetické variability a vysoké hladiny příbuzenského křížení. Navíc, mortalita velkých šelem na liniových stavbách dopravní infrastruktury je po ilegálním lovu druhou nejdůležitější příčinou ohrožení velkých šelem a má v posledních letech vzrůstající tendenci.



Obr. 52 Existující propojení mezi oblastmi (zelené šipky) a neprokázané propojení (černé šipky) doloženo monitoringem v rámci zkoumaného území.

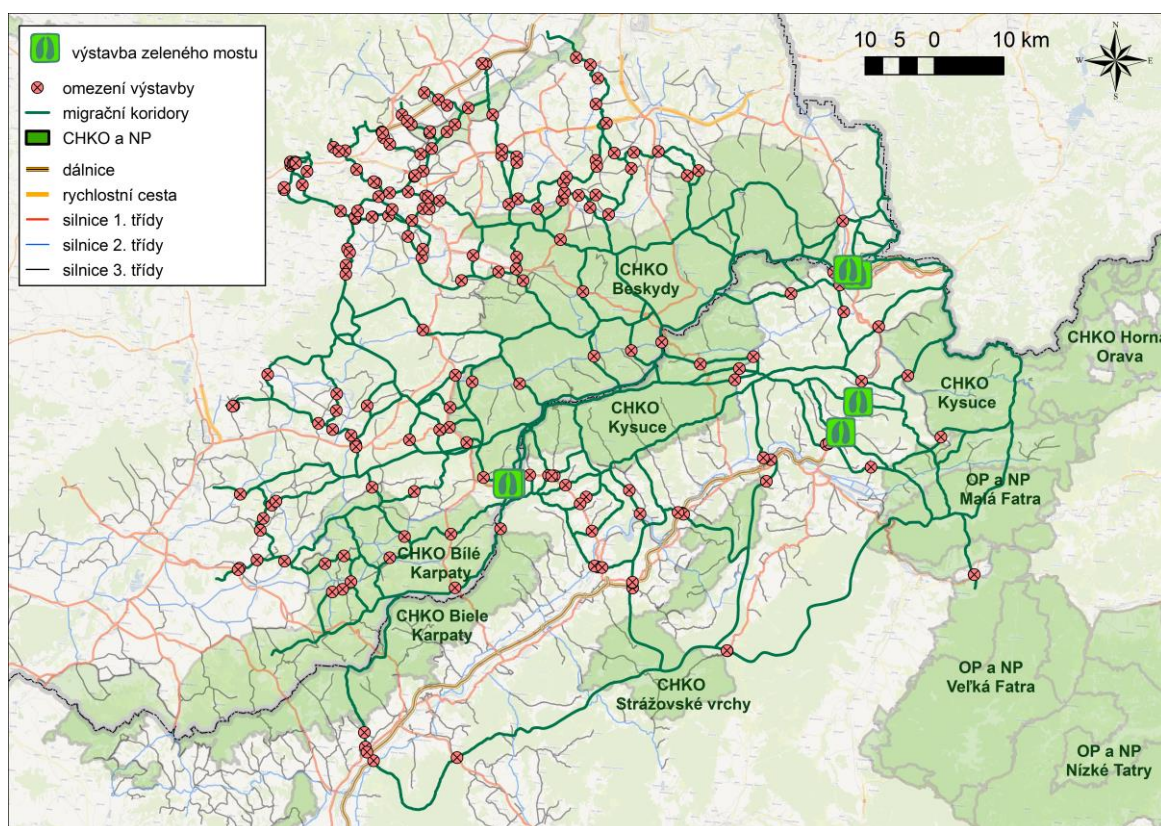
Jak ukázaly výsledky projektu Šelmy SKCZ, populace v příhraniční oblasti je závislá na migraci jedinců ze širší oblasti Západních Karpat, a proto je udržení průchodnosti krajiny v této oblasti naprosto klíčové. Telemetrická, genetická a fotomonitoringová data dokládají, že zatím existuje propojení mezi Strážovskými vrchy a Malou Fatrou, Malou Fatrou a Kysucemi (Kysuce = oblast tvořená Oravskou Magurou, Kysuckými Beskydami a Kysuckou vrchovinou), Kysucemi a Javorníky i Kysucemi a Slezskými

Beskydami a také mezi Javorníky a Moravskoslezskými Beskydami. Zároveň nebyl mezi lety 2018-2019 potvrzen žádný přesun jedinců přímo mezi Strážovskými vrchy a Javorníky ani výskyt rysa a vlka v oblasti Bílých/Bielych Karpat (obr. 52).

Míst, kudy je možný přechod jedinců a pomocí kterých mohou tyto oblasti vzájemně komunikovat, je ale poměrně málo. Rozšiřující se výstavba v horských údolích a budování silničních komunikací významně komplikují bezpečný přechod mezi jednotlivými pohořími i jejich částmi. V rámci studie byla a provedena rešerše předchozích průzkumů, které v oblasti probíhaly (Kutal et al. 2012, Kutal a Suchomel 2014b, Kadlečík et al. 2019, Krojerová et al. 2014, AOPK 2019a, AOPK 2019b) a vlastní terénní monitoring, v rámci kterého byla vytvořena nová společná vrstva **Migrační koridory na česko-slovenském pomezí** (viz obr. 53).

Místům, kde migrační koridory protínají dopravně významnou silniční komunikaci, byla věnována zvláštní pozornost a byly navržena opatření:

- pro zachování průchodnosti: **vrstva kritických míst**, v jejichž okolí by měla být v územních plánech omezena další výstavba tak, aby existující proluky mezi zástavbou nebyly dále zúženy (obr. 53);
- pro zlepšení průchodnosti: **vrstva klíčových míst**, které by měly vzhledem k existující vysoké dopravě a neexistenci bezpečného přechodu pro velké savce měly být výhledově řešeny formou nových nadchodů, eventuálně podchodů, pokud bude budována nová silnice (obr. 53);
- pro snížení mortality: **vrstva nebezpečných úseků**, kde pro snížení mortality velkých šelem by mělo být snížena maximální povolená rychlost a umístěna varovná značka „pozor zvěř“ případně nová značka „pozor přechod pro velké šelmy“ (viz Opatření 2 - obr. 58)



Obr. 53 Znárodnění vrstvy migračních koridorů, kritických míst s návrhem omezení výstavby a klíčových míst s návrhem výstavby zeleného mostu.

Všetchny zdrojové podklady jsou k dispozici ke stažení na projektovém webu <http://selmyskcz.sopsr.sk/> jako GIS vrstva ve formátu ESRI shapefile a KML, vybrané vrstvy jsou také vizualizovány v aplikaci www.mapa.selmy.cz.

Níže uvádíme příklady provedené analýzy některých vybraných křížení migračních koridorů a pozemních komunikací:

Názov: Dolný Hričov (obr. 54)

Katastrálne územie: Dolný Hričov

Okres: Žilina

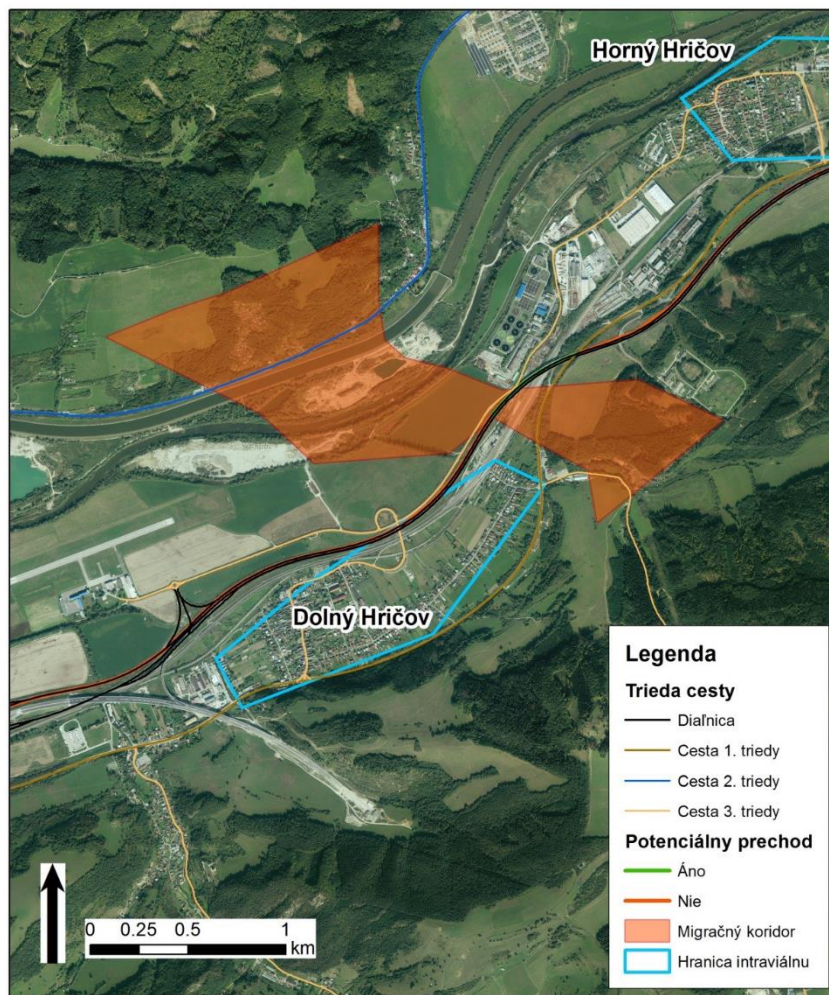
Súradnice: 49°14'34" N; 18°38'42" E

Orografický celok: Považské Podolie

Dopravná infraštruktúra: Diaľnica D1, cesta 1. triedy, cesta 3. triedy

Priemerná denná intenzita dopravy: 10 000 – 40 000 vozidiel za 24 hod (SSC 2015)

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa severovýchodne od obce Dolný Hričov v nadmorskej výške približne 315 m n. m. Prechod popod diaľnicu D1 umožňuje most. Vzhľadom na blízkosť budov a priemyselných areálov je potenciálne vhodný úsek s dĺžkou približne 200 metrov. Križovaním diaľnice s cestou I. a III. triedy tu ale vzniká viacnásobný bariérový efekt.



© Model cestnej siete, Slovenská správa ciest, Cestná databanka 01.01.2019

Obr. 54 Potencionálny biokoridor medzi obcami Dolný a Horný Hričov

Kritickú situáciu v tomto priestore môže skomplikovať rozšírenie priemyselného areálu. Zamedziť dopravným kolíziám možno len spomalením dopravy na ceste I. a III. triedy.

Názov: Mníchova Lehota-Jarky (obr. 55)

Katastrálne územie: Mníchova Lehota

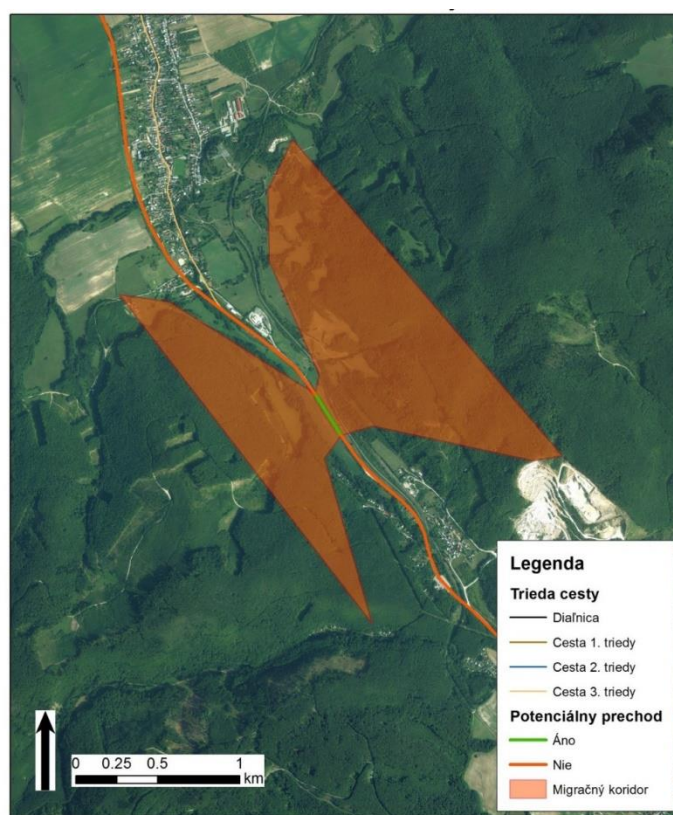
Okres: Trenčín

Súradnice: 48°49'16" N; 18°4'43" E

Orografický celok: Strážovské vrchy – Považský Inovec

Dopravná infraštruktúra: cesta 1. triedy č. 9 (európska cesta E572)

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa medzi obcami Mníchova Lehota a Jarky v nadmorskej výške približne 375 m n. m. Potenciálne vhodný úsek má dĺžku približne 300 m. V bezprostrednom okolí cesty sa nachádzajú lúky. Vo vzdialenosti približne 90 m od cesty začína les.



Obr. 55 Biokoridor Mníchova Lehota – Jarky

Európska cesta 572 kopíruje trasu cesty I. triedy číslo 9 a začína v Chocholnej na križovatke s diaľnicou D1. V trase E572 bude na celom úseku prechádzať rýchlostná cesta R2. Na uvedenom úseku dochádza k častým dopravným kolíziám so zverou. Vzhľadom na budovanie rýchlostnej cesty R2 možno predpokladať, že intenzita dopravy sa bude v budúcom období zvyšovať. Na danom úseku navrhujeme spomalenie dopravy a osadenie varovného značenia. Pri budovaní R2 je potrebné vhodným technickým riešením zabezpečiť priechodnosť územia.

Názov: Beckov (obr. 56)

Katastrálne územie: Beckov

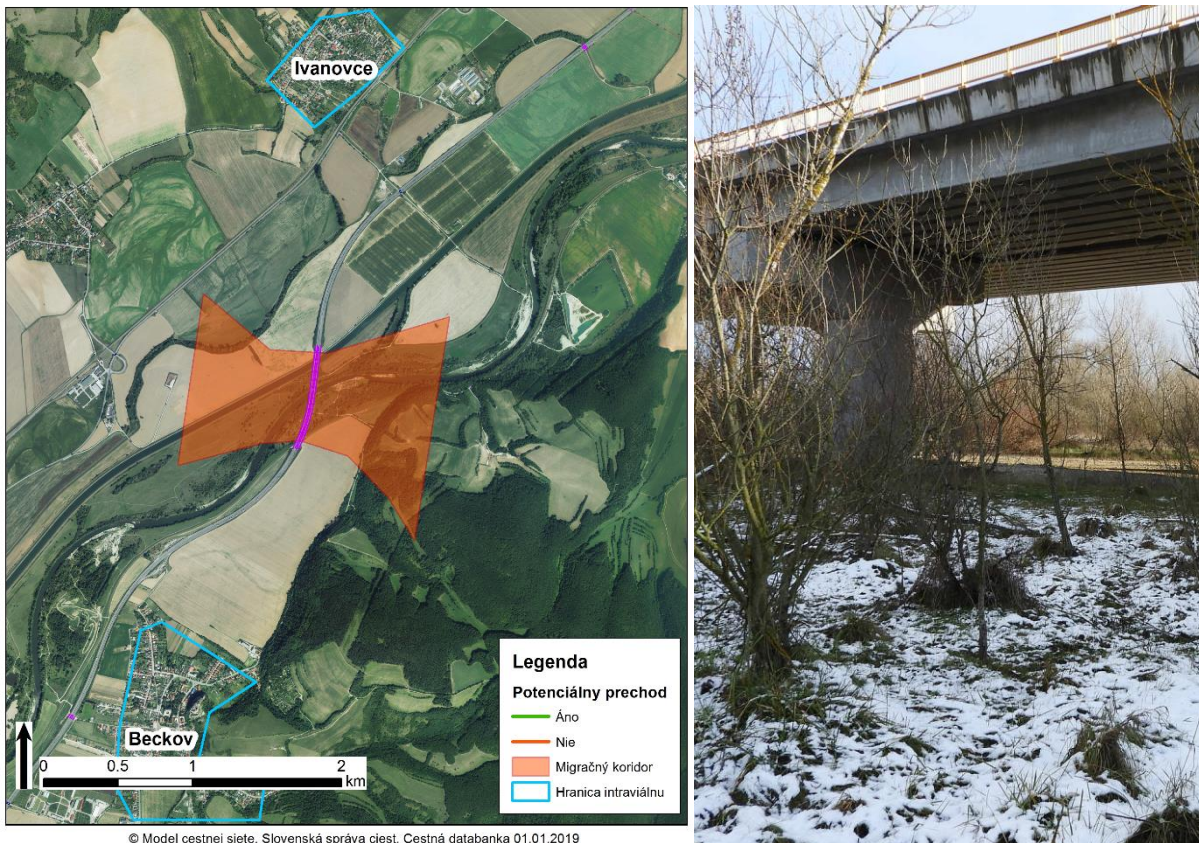
Okres: Nové Mesto nad Váhom, Trenčín (z menšej časti)

Súradnice: 48°48'38" N; 17°54'29" E

Orografický celok: Považské podolie

Dopravná infraštruktúra: diaľnica

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa pod diaľnicou D1 v blízkosti obcí Beckov a Ivanovce v nadmorskej výške približne 190 m n. m. Dĺžka potenciálneho prechodu je daná dĺžkou mosta a je približne 700 metrov. Miesta prechodu sú z oboch strán obklopené poľnohospodárskymi plochami a lúkami s početným výskytom sídel.



Obr.56 Diaľničný most v blízkosti obce Beckov

Uvedené riešenie umožňuje bezpečný prechod živočíchov v rámci predmetného územia. Funkčnosť riešenia by mohla obmedziť rozširujúca sa územná výstavba na príľahlom území. Navrhujeme v širšom okolí zachovať navádzaciu zeleň.

Názov: Povina (obr. 57)

Územná pôsobnosť: CHKO Kysuce

Katastrálne územie: Povina

Okres: Kysucké Nové Mesto

Súradnice: 49°19'27" N; 18°48'23" E

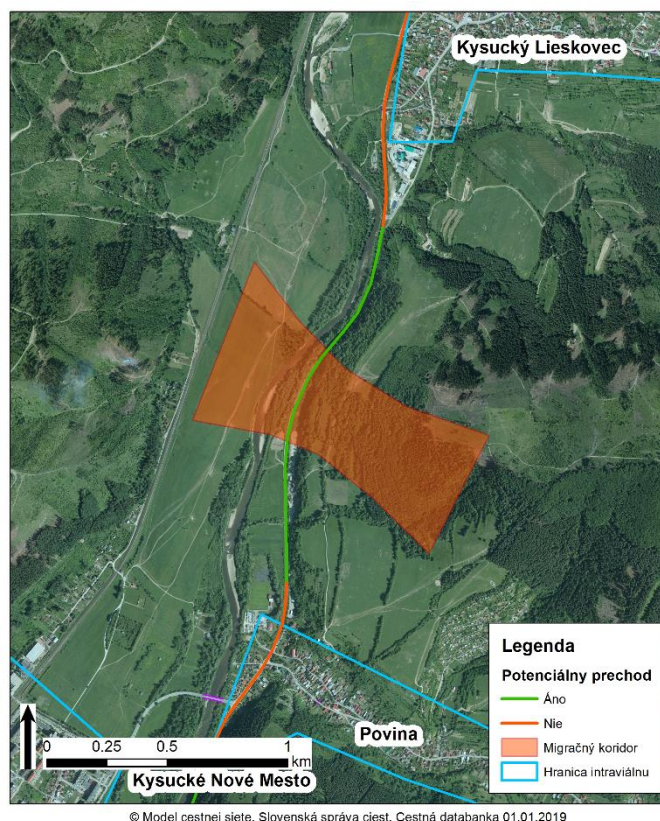
Orografický celok: Javorníky – Kysucká vrchovina

Dopravná infraštruktúra: cesta I. triedy

Priemerná denná intenzita dopravy: 14186 vozidiel za 24 hod.

Charakteristika prechodu, lokalizácia: Nachádza sa na medzi obcami Povina a Kysucký Lieskovec na frekventovanej ceste medzi Žilinou a Čadcou v nadmorskej výške približne 350 m n. m. Dĺžka

potenciálneho prechodu je približne 420 metrov. Miesta prechodu sú z oboch strán bezprostredne obklopené stromovými štruktúrami, z jednej strany brehovými porastami pri rieke. Za nimi sa nachádzajú trávnaté a lesné plochy.



Obr. 57 Biokoridor pri obci Povina

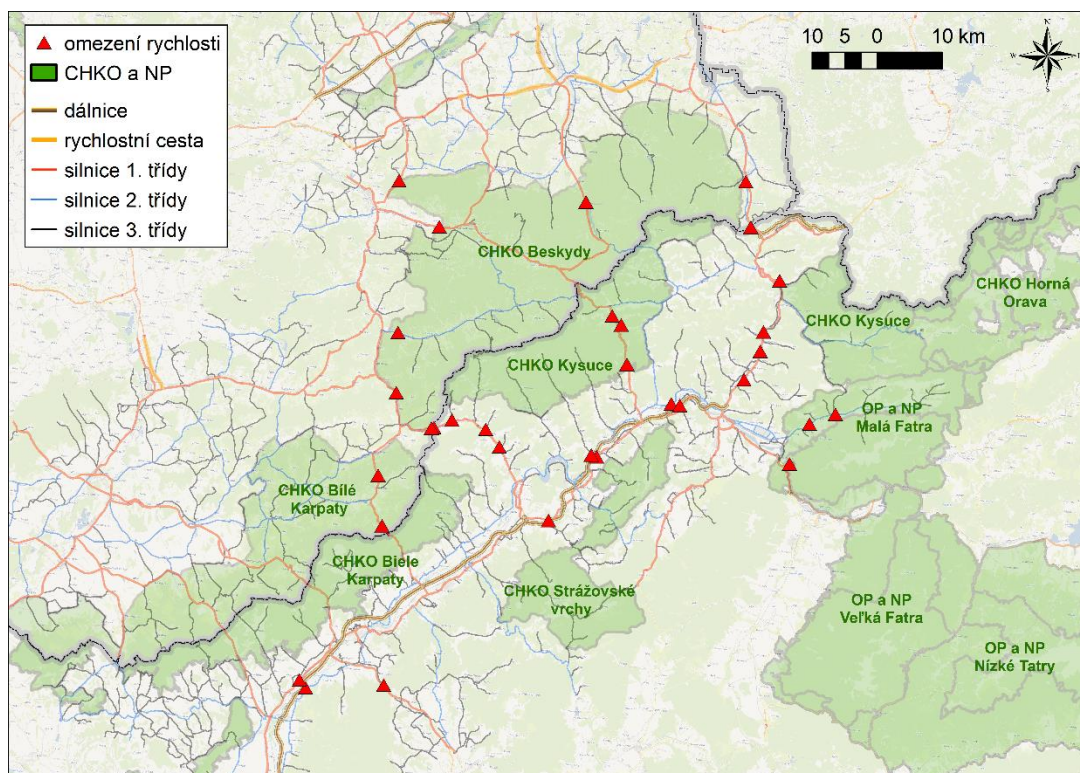
Cesta I triedy č. 11 je veľmi frekventovaná. Dopravnú záťaž môže v budúcnosti odbremeniť budovaná diaľnica D3. V predmetnom úseku dochádza k početným kolíziám automobilovej dopravy so zverou. Ako dopravné opatrenia navrhujeme výstavbu zeleného mostu. V jeho nadväzujúcom území je potrebné zamedziť ďalšiu výstavbu aspoň do vzdialenosti 500 m. V súčasnosti je potrebné zabezpečiť obmedzenie rýchlosti a doplniť dopravné značenie upozorňujúce vodičov na možnosť stretu so zverou.

Opatření 2: Snížení mortality na pozemních komunikacích

Fragmentace krajiny vlivem liniových staveb může výrazně omezovat migraci velkých šelem nebo ji úplně eliminovat. To negativně ovlivňuje šíření šelem do nových oblastí s vhodnými biotopy a způsobuje vznik izolovaných málopočetných subpopulací, které jsou časem odsouzeny k zániku mimo jiné v důsledku ztráty genetické variability a vysoké hladiny příbuzenského křížení. Právě vysokou míru příbuzenského křížení potvrzují výsledky projektu v oblasti Javorníků i Strážovských vrchů (viz kapitola genetika), čímž byly potvrzeny již předchozí výsledky získané v oblasti Moravskoslezských Beskyd a Javorníků (Krojerová-Prokešová et al. 2019). Jak se také ukazuje, hrozbou pro velké šelmy nejsou jen hlavní silniční tahy (dálnice, rychlostní silnice a cesty I. třídy) ale také silnice II. a III. třídy. Proto byly v rámci zkoumaného území vytipovány silniční úseky s vysokou frekvencí kolízií zvěře včetně velkých šelem s dopravními prostředky, a to zejména s využitím výsledků monitoringu kolízií dopravních prostředků se zvěří a výsledků ze satelitní telemetrie. Pro zvýšení průchodnosti krajiny a snížení mortality velkých šelem na silničních komunikacích navrhujeme tyto úseky osadit značkami „Pozor

zvěř!“ (případně vytvořit novou značku Pozor rys/vlk/medvěd!) s doporučením snížit rychlost v nočních hodinách (od 20:00 do 6:00) na 50 km/hod. Toto opatření se týká vybraných úseků silnic všech tříd. Uvedené opatření by mělo přispět k usnadnění migrací velkých šelem, ke snadnějšímu překonání silničních komunikací a v konečném důsledku by mohlo přispět k minimalizaci střetů zvěře včetně velkých šelem s dopravními prostředky na daném území.

Grafické znázornění umístění vybraných úseků v rámci projektového území uvádí obr. 58. Zároveň tyto úseky byly zpracovány v podobě mapového výstupu jako gisová vrstva ve formátu ESRI shapefile a jsou umístěny na projektovém webu <http://selmyskcz.sopsr.sk/>.



Obr. 58 Identifikace nebezpečných úseků s návrhem snížení rychlosti kvůli snížení mortality na silnicích.

Opatření 3: Preventivní opatření a proplácení škod na hospodářských zvířatech

Přítomnost velkých šelem vytváří řadu konfliktů se zájmy člověka. Jde zejména o škody, které tyto druhy působí na hospodářských zvířatech (viz kapitola o škodách) nebo na spárkaté zvěři (kapitola xy o škodách na spárkaté zvěři).

Spárkatá zvěř představuje přirozený zdroj potravy rysa a vlka. V ČR i SR se usiluje o regulaci početnosti býložravé zvěře kvůli škodám, které působí na obnově lesa. Není proto objektivní důvod hradit „škody“ na zvěři. I když jsou škody na spárkaté zvěři způsobené velkými šelmami na Slovensku státem kompenzovány, vzhledem k současné početnosti rysa a vlka, výši ročního odstřelu spárkaté zvěře a její mortalitě na silnicích, je vliv rysa a vlka na jejich populace relativně malý.

Mnohem významnější, i vzhledem k veřejnému mínění, jsou škody, které tyto druhy působí na hospodářských zvířatech. V oblastech, kde se velké šelmy vyskytují, je potřebné tyto konflikty minimalizovat. V obou státech jsou tyto škody hrazeny ze zákona (v ČR podle zákona č. 115/2000 Sb.; v SR podľa zákona č. 543/2002 Z.z. o a a vyhlášky MŽP SR č. 24/2003 Z.z) doporučujeme i nadále tyto škody hradit v plné výši včetně vícenákladů, přičemž na národní úrovni v ČR by systém vyplácení náhrad měl být upraven, jak je již navrhováno v Programech péče pro tyto druhy. V každém případě by měly proplácené náhrady odpovídat skutečné výši všech způsobených škod (chovná hodnota zabitého

jedince, ztráty na produkci mléka atp.), uplatnění nároku na kompenzaci škod by mělo být komfortní a škody musí být propláceny v přijatelných termínech. Nutné je především zjednodušit a zrychlit proces vyplácení náhrad, aby chovatel mohl obdržet náhradu nejpozději do jednoho měsíce od podání žádosti. Kompenzovány by také měly být škody na jelenech a daňcích chovaných v registrovaných farmových chovech, tak jak upravuje nový návrh Programu péče pro vlka v České republice.

Neméně důležitou součástí řešení konfliktů, nebo spíše jejich předcházení, je realizace preventivních opatření proti útokům šelem. Na Slovensku preventivní opatření nejsou financována na území ČR jen v omezené míře prostřednictvím administrativně náročného Operačního programu životní prostředí, který není dostupný pro menší chovatele. Navrhujeme zjednodušit dotační systém a najít finanční zdroje na realizaci preventivních opatření v rámci národních dotačních programů. Důležité je též zlepšit informovanost obyvatelstva v dané oblasti o možnosti čerpat tyto dotace. Ve formě informačních letáků poskytnout jednoduché návody, jak žádat o dotaci při škodách způsobených velkou šelmou. Pro chovatele hospodářských zvířat je také určena **Metodická příručka pro chovatele** (<http://selmyskcz.sopsr.sk/prirucka-pre-chovatelov-hospodarskych-zvierat-pre-starostlivost-o-velke-selmy-v-cezhranicnom-regione-sr-cr/>) jako jeden z výstupů našeho projektu, kde najdou doporučení, jaká preventivní opatření je možné realizovat.

Opatření 4: Kontinuální přeshraniční monitoring populací obou druhů

Důsledný monitoring populací velkých šelem v příhraničním území by měl probíhat koordinovaně dle metodiky vytvořené v rámci tohoto projektu (<http://www.sopsr.sk/news/file/inter-metodika.pdf>). Cílem je průběžně získávat aktuální data o výskytu a početnosti rysa a vlka v dané oblasti a sledovat trend změn v jejich rozšíření a početnosti v prostoru a čase, jelikož jde zatím o populace málopočetné (několik málo desítek jedinců), u kterých se situace může mezi dvěma sezónami výrazně změnit a jejich průběžný monitoring se může uplatnit při operativních zásazích na jejich ochranu. Zároveň budou tato data sloužit jako podklad pro vyhodnocování efektivity plnění Programu péče/Programov starostlivosti na národní úrovni. Metodika monitoringu je založená na standardizovaných kritériích „SCALP“, vytvořených ochranářskou organizací KORA pro monitoring rysa (Molinari-Jobin et al. 2003), která byla následně upravena i pro vlka (Kaczensky et al. 2009). Podobná kritéria jsou používána i v sousedních zemích, což umožňuje koordinaci monitoringu. Monitorovat by se měl:

1. Areál výskytu
2. Početnost a reprodukce

Ke shromažďování údajů bude sloužit databáze www.selmy.cz vytvořena v rámci projektu, ze které budou data exportována také do národních náleзовých databází NDOP a KIMS.

Opatření 5: Genetický monitoring populace rysa a vlka

V případě málopočetných izolovaných populací může ztráta genetické rozmanitosti a příbuzenské křížení (inbreeding) významně ohrozit životaschopnost populace a přerůst až do inbrední deprese. V případě tohoto stavu je pak nutné podniknout další radikální opatření na záchranu populace (např. reintrodukovat nové jedince). Vzhledem k zaznamenanému příbuzenskému křížení v oblasti CHKO Beskydy a Javorníky (Krojerová-Prokešová et al. 2019) a nově i v oblasti Strážovských vrchů je důležité sledovat populačně genetické parametry populace rysa a míru inbreedingu v dané oblasti. S dalším nárůstem izolovanosti v důsledku fragmentace krajiny by mohlo dojít ke snížení genového toku a ohrožení životaschopnosti této okrajové populace. Pro potřeby genetických analýz by měly být odebírány tkáňové vzorky ze všech nalezených uhynulých, v případě vlka také legálně ulovených

jedinců v této oblasti a tyto vzorky doplněny neinvazivními genetickými vzorky (trus, chlupy, moč). Zároveň by při provádění těchto analýz měla být zachována kontinuita výzkumu dle metodiky projektu (<http://www.sopsr.sk/news/file/inter-metodika.pdf>).

Hybridizace vlka s domácím psem může znamenat riziko pro genetickou integritu druhu, hybridní jedinci mohou mít kromě fenotypových změn souvisejících s barvou srsti a velikosti těla sklony k atypickému chování (snížená úroveň strachu z člověka, zdržování se v blízkosti lidských sídel, využívání lidských potravních zdrojů atd.). K hybridizaci většinou dochází v oblastech, kde je početnost vlka nízká a kde se v krajině pohybuje zvýšený počet toulajících se psů. V důsledku nízké početnosti vlka a vysokému počtu volně se pohybujících psů v dané oblasti (Krojerová et al. 2014) je riziko hybridizace vysoké. Přítomnost hybridních jedinců dokládají i genetické analýzy, jak v oblasti Moravskoslezských Beskyd a Javorníků, tak v přilehlé oblasti Velké Fatry a Kremnických vrchů (viz kapitola genetika). Kromě rizika hybridizace s vlkem, toulající se psi mohou působit škody na hospodářských zvířatech, které jsou následně připisovány velkým šelmám a tím zvyšovat averzi obyvatel k přítomnosti velkých šelem. Je proto potřeba přijmout preventivní opatření minimalizující riziko tohoto jevu, monitorovat frekvenci výskytu případných hybridů pomocí genetických/genomických metod a vytvořit metodiky pro management hybridních jedinců. V oblastech výskytu vlka by psi měli být důsledně zabezpečeni proti útěku. Jejich pohyb ve volnosti by měl být kontrolován orgány ochrany přírody (správy NP a CHKO) prostřednictvím profesionálních nebo amatérských strážců přírody a to bez ohledu na plemeno. Majitelům, jejichž psi se prokazatelně toulají, by mohla být nabídnuta jako jedna z alternativ proplacení kastrace chovaných psů/fen.

V případě kontaktu populace středoevropské nížinné a karpatské, doporučujeme sledování tohoto jevu jak po stránce genetické, tak po stránce ekologické, zda nedochází k narušení funkčních ekologických adaptací karpatského vlka.

Opatření 6: Ochrana biotopu a vymezení klidových zón

Většina oblastí výskytu rysa a vlka v cílové oblasti je v současné době zařazena mezi zvláště chráněná území (NP a OP NP, CHKO). I když ochrana biotopů v rámci národních parků a chráněných krajinných oblastí umožňuje zvláštní systém hospodaření a speciální péči o biotopy, pro zachování stabilních populací rysa a vlka má význam vymezení tzv. klidových oblastí v místech, která jsou v současnosti relativně málo dotčena činností člověka a která poskytnou velkým šelmám dostatek potravy, a hlavně dostatek prostoru pro odpočinek a odchov mláďat, což je nezbytnou podmínkou udržení životaschopné populace.

Ve všech chráněných oblastech v příhraniční oblasti doporučujeme vymežit klidové zóny. Vzhledem k prostorovým nárokům velkých šelem by se mělo jednat o několik velkoplošných, činností člověka málo dotčených, lesnatých celků o minimální velikosti 500 ha. V rámci těchto zón by bylo zamezeno výstavbě sportovních a rekreačních center, zakázány by byly jakékoliv hromadné turistické a sportovní aktivity i pohyb lidí mimo vyznačené turistické stezky, zejména v období rozmnožování a rození mláďat. Smyslem návrhu vyhlášení klidových oblastí je vytvořit území, která by jim sloužila jako refugia, kam by se velké šelmy mohly uchýlovat a nebyly tam ohrožovány a vyrušovány.

Opatření 7: Výchova a osvěta

Dosavadní zkušenosti v Evropě ukazují, že pokud ve veřejnosti převládá názor, že velké šelmy do dnešní přírody nepatří a že pokud obyvatelé venkova nepociťují spoluodpovědnost za jejich zachování v přírodě, je jejich ochrana zcela neúčinná (Boitani 2000, Breitenmoser et al. 2000, Swenson et al. 2000). Výsledkem averze pak může být vysoká míra ilegálního lovu, který je považován za nejzávažnější příčinu

ohrožení rysa a vlka v Evropě. Proto je nesmírně důležité usilovat o nápravu této nepříznivé situace, a to primárně změnou veřejného mínění tak, aby šelmy byly akceptovány jako přirozená a důležitá součást lesní fauny, aby jejich ilegální lov nebyl veřejností tolerován a aby došlo k aktivnímu zapojení občanů do jejich ochrany. Osvětové aktivity by i nadále měly patřit mezi důležité ochranné aktivity a měly by být koordinovány v rámci národních Programů péče/starostlivosti. Kromě pasivní distribuce informací je potřeba podpořit aktivní komunikaci s lidmi, se zvláštním důrazem na specifické cílové skupiny a zejména usilovat o jejich aktivní přístup k ochraně velkých šelem a jejich aktivní zapojení do monitoringu a ochrany („citizen science“).

Opatření 8: Boj proti nelegálnímu lovu a omezení lovu vlka na Slovensku

Změna postoje stakeholderů (chovatelé hospodářských zvířat, myslivci) za pomoci osvětových aktivit, ale také aktivní odhalování trestného činu pytláctví, by mělo být základem boje proti nelegálnímu lovu, jako jedné z hlavních příčin ohrožení populace rysa a vlka v příhraniční oblasti. Tento trestný čin je možné v současné době stíhat v ČR na základě zákona 40/2009 Sb. (§ 299 a § 304) a na Slovensku - dle zákona 300/2005 Z.z. (§ 310). V současnosti ovšem neexistují zavedené postupy, které by napomohly odhalování tohoto trestného činu. I když existuje mnoho důkazů o ilegálním odstřelu velkých šelem, včetně nálezů kadáverů a fotografií zastřelených zvířat, nebyl dosud objasněn jediný případ ani v Česku ani na Slovensku. Finanční postih a zařazení ilegálního lovu velké šelmy do kategorie trestného činu, které byly jako opatření zavedeny v minulosti, samy o sobě nestačí, pokud tyto činy nejsou řádně prošetřovány. V případě, že konkrétní osoba disponuje informacemi o daném skutku, většinou nemá dostatek informací o tom, jak postupovat a na koho se obrátit. Proto doporučujeme zlepšit míru vyšetřování případů environmentální kriminality, včetně ilegálního lovu velkých šelem, případně kupčení s jejich trofejemi. Je potřeba standardizovat postupy, jak tyto případy řešit, zlepšit odbornost na straně příslušných orgánů (policie) a zajistit metodickou a odbornou podporu (zpracování analýz atp.). Veřejnost by měla být informována, jak postupovat v případě zjištění nelegální činnosti, kam se obracet a jak postupovat, aby nedošlo ke znehodnocení důkazů atp.

V rámci zonace území kvůli legálnímu lovu vlka na Slovensku doporučujeme rozšířit bezzásahovou zónu o oblast Bielych Karpat, tedy po celé délce hranice mezi ČR a SR, a také ji rozšířit na celou oblast Javorníků, nejen na oblast CHKO. Na Slovensku doporučujeme důsledně kontrolovat dodržování stanovené roční kvóty lovu s důrazem stanovit maximální množství ulovených vlků pro jednotlivé oblasti v rámci Slovenska tak, aby lovecký tlak byl rozprostřen rovnoměrně a nebyl bezdůvodně koncentrován pouze na některá území (s výjimkou vyššího výskytu problematických jedinců). Stanovování odstřelových kvót by také mělo vycházet z výsledků monitoringu genetických analýz, tj. mělo by brát v úvahu složení lokální populace, přítomnost smeček, páru, solitérních jedinců.

6. Mapové přílohy – výstupy (ukazatele) projektu

Mapové výstupy jsou k dispozici na oficiálním webu projektu <http://selmyskcz.sopsr.sk/> ve formátu shp a kml.

1. Migrační koridory – mapový podklad
2. Usměrnění k výstavbě zelených mostů – mapový podklad
3. Návrhy omezení výstavby – mapový podklad
4. Návrh silničních úseků s omezením rychlosti v příhraniční oblasti – mapový podklad

Použitá literatura

- Analýza priemyselných parkov v Slovenskej republike, 2018. Centrum pre hospodárske otázky. MH SR.
- Andersone Ž., Balčiauskas L., Valdmann H. 2001. Human – wolf conflicts in the East Baltic – past, present and future. Proceedings of the 2nd International Wildlife Management Congress „Wildlife, land, and people: priorities for the 21st century“. Field R., Warren R. J., Okarma H., Sievert P. (eds.). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA: 196–199.
- Andersone Ž., Lucchini V., Randi E., Ozoliņš J. 2002: Hybridisation between wolves and dogs in Latvia as documented using mitochondrial and microsatellite DNA markers. *Mamm. Biol.*, 67: 79–90.
- Andrén H., Linnell J., Liberg O., Andersen R., Danell A., Karlsson J., Odden J., Moa P.F., Ahlqvist P., Kvam T., Franzén R., Segerström P. 2006: Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biol. Conserv.*, 131: 23–32.
- Andreska J., Andresková E. 1993: Tisíc let myslivosti. *Tina, Vimperk*, 442 pp.
- Antal V. et al. 2017. Program starostlivosti o rysa ostrovida (*Lynx lynx*) na Slovensku. www.minzp.sk
- AOPK 2019a: Migrační koridory. Dostupné online: <http://www.ochranaprirody.cz/druhova-ochrana/migracni-koridory/>
- AOPK 2019b: Komplexní přístup k ochraně fauny terestrických ekosystémů před fragmentací krajiny v ČR. Dostupné online: <http://www.ochranaprirody.cz/druhova-ochrana/ehp-fondy/ehp-40-fragmentace-krajiny/>
- Barančeková M., Bufka L., Červený J., Homolka M., Koubek P., Krojerová J. 2017: Program péče o velké šelmy (rys, medvěd a vlk). Nepublikováno.
- Bartošová D. 2003: Mapování výskytu velkých šelem v CHKO Beskydy v roce 2003. *Zpravodaj CHKO Beskydy*, 2: 10-11.
- Belkhir K., Borsa P., Chikhi L., Raufaste N., Bonhomme F. 1996–2004. GENETIX 4.05, logiciel sous Windows TM pour la génétique des populations. Laboratoire Genome, Populations, Interactions, CNRS UMR 5000, Université de Montpellier II, Montpellier, France.
- Boitani L. 2000: Action plan for conservation of the wolves (*Canis lupus*) in Europe. *Natural and Environment Council of Europe Publishing*, 113: 1–86.
- Breitenmoser U. 1998: Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biol. Conserv.*, 83(3): 279–289.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphygyi-Wallmann U., Müller U.M. 2000: Action plan for the conservation of the Eurasian lynx in Europe (*Lynx lynx*). *Strasbourg Cedex, Council of Europe, Nature and Environment Series*, 112: 1–69.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten CH., Von Arx M., Zimmermann F., Ryser A., Angst C., Molinari-Jobin A., Molinari P., Linnell J., Siegenthaler A. & Weber J. M. 2006: *Guidelines for the Monitoring of the Lynx*. Kora Bericht.
- Breitenmoser, U., Haller, H. 1993: Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. *J. Wildl. Manage.* 57(1): 135-144.
- Breitenmoser U., Ryser A., Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Haller H., Molinari P., Breitenmoser-Würste Ch. 2010. The changing impact of predation as a source of conflict between hunters and reintroduced lynx in Switzerland. In: Macdonald, D. W., Lovridge, A. J. eds. *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press. p. 493-505.
- Breitenmoser-Würsten C., Vandel J.-M., Zimmermann F., Breitenmoser U. 2007a: Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biol.*, 13: 381–392.

- Bufka L., Heurich M., Engländer T., Červený J., Wöfl M., Scherzinger W. 2005: Wolf occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian border region: review of a history and current status. *Silva Gabreta*, 11: 27–42.
- Bull J., Heurich M., Saveljev A., Schmidt K., Fickel J., & Förster D. 2016. The effect of reintroduction on the genetic variability in Eurasian lynx populations: The cases of Bohemian-Bavarian and Vosges-Palatinian populations. *Conservation Genetics*, 17, 1229–1234.
- Červený J., Anděra M., Koubek P., Homolka, M., Toman A. 2001: Recently expanding mammalian species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. *Beitr. Jagd. Wildforsch.*, 26: 111–125.
- Červený J., Koubek P. 2000: Variability of body and skull dimensions of the lynx (*Lynx lynx*) in the Czech Republic. *Lynx (Praha). n. s.*, 31: 5–12.
- Červený J., Krojerová-Prokešová J., Kušta T., & Koubek P., 2019: The change in the attitudes of Czech hunters towards Eurasian lynx: Is poaching restricting lynx population growth? *Journal for Nature Conservation* 47: 28–37.
- Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2018. ŠÚ SR 2019.
- Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2008. ŠÚ SR 2009.
- Duľa M., Kalaš M., Hrdý L., Flajs T., Drengubiak P. & Kutal M., 2017: Recentný výskyt a reprodukcia rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v CHKO Kysuce a NP Malá Fatra. Pp.: 75–78. In: Kalaš M. & Kicko J. (eds.): *Zborník z konferencie "Výskum a ochrana Malej Fatry"*. Fatranský spolok, Varín, 100 pp.
- European Environmental Agency, 2013: *EEA Reference Grid*. URL: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2>
- Evanno G, Regnaut S, Goudet J (2005). Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Mol Ecol* 14: 2611–2620.
- Findo S. 2002: Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v slovenských Karpatoch. *Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku* 5: 43-55.
- Findo, S., Slamka, M., Kajba, M., Sujová, K., Kalaš, M., Frič, L. 2014a. Diaľnica D1 Turany – Hubová Monitoring veľkých šeliem. Správa za rok 2014. 29 s.
- Findo, S., Kalaš, M., Slamka, M., Kajba, M., 2014b. Po stopách rysa. *Poľovníctvo a rybárstvo* 66(12): 38-40.
- Gelman A., Carlin J. B., Stern H. S. & Rubin D. B. 2004. *Bayesian data analysis*. 2nd edn., Chapman & Hall/CRC. London.
- Gopaldaswamy A. M., Royle J. A., Hines J. E., Singh P., Devcharan J., Kumar N. S. & Karanth K. U. 2012: Program SPACECAP: software Example files for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 1067–1072.
- Gopaldaswamy A. M., Royle J. A., Meredith M. E., Singh P., Devcharan J., Kumar N. S. & Karanth K. U. 2014: SPACECAP: An R package for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. *Wildlife Conservation Society - India Program, Centre for Wildlife Studies, Bengaluru, India. Version 1.1.0.*
- Gottelli D., Sillero-Zubiri C., Appelbaum G. D., Roy M.S., Girman D. J., Garcia-Moreno J., Ostrander E. A., Wayne R. K. 1994: Molecular genetics of the most endangered canid - the Ethiopian wolf *Canis simensis*. *Mol. Ecol.*, 3: 301–312.
- Goudet J. 2001. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3). Updated from Goudet 1995.

- Grubešić M., Zec D., Tomljanovič K., Biščan A., 2011: Einfluss der Raubsäugerarten auf Wild und Jagdwirtschaft in Kroatien. Beiträge zur Jagd-und Wildforschung, Bd. 36 : 27-40.
- Havlas M. 1961: Rysi v Moravskoslezských Beskydách. *Přírodovědecký časopis slezský, Opava, 22(2): 271–278.*
- Hell P., Slamečka J., Gašparík J. 2004: Rys a divá mačka v slovenských Karpatoch a vo svete. *PaRPress, Bratislava, 161 pp.*
- Hulva P., Černá Bolfíková B., Woznicová V., Jindřichová M., Benešová M., Myslejek R. W., Nowak S., Szewczyk M., Niedźwiecka N., Figura M., Hájková A., Sándor A.D., Zyka V., Romportl, D., Kutal M., Findo S. & Antal V., 2018: Wolves at the crossroad: Fission-fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distribution 24: 179–192.*
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D. C., Von Arx M., Huber D., Andrén H. & 70 more co-authors 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern humandominated
- Informačná banka údajov (IBULH) o lesnom hospodárstve, drevospracujúcom priemysle, poľovníctve.
- Jarnemo A., Liberg O. 2010. Red fox removal and roe deer fawn survival. *Wildlife management 69(3): 1090-1098.*
- Jedrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jerdzejevka B., Selva N., Zub K., Szymura L. 2002: Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Ecology 83(5): 1341-1356.*
- Jones O. R., & Wang J. 2010. COLONY: A program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources, 10(3), 551–555.*
- Kaczensky P., Kluth G., Knauer F., Rauer G, Reinhardt I., Wotschikowsky U. 2009: Monitoring of large carnivores in Germany. Federal Agency for Nature Conservation, 99pp.
- Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. D. C., 2013: *Status, Management and Distribution of Large Carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe.* European Commission, Brussels, 72 pp.
- Kadlečík, J., Koubek, I., Thompson, T. eds. 2019. Katalóg opatrení pre zabezpečenie priechodnosti dopravnej infraštruktúry pre živočíchy v pilotnom území Kysuce – Malá Fatra – Strážovské vrchy. ŠOP SR, Banská Bystrica. 60 s.
- Kalinowski S. T., Taper M. L. & Marshall T. C. 2007. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Mol Ecol 16: 1099–1106.*
- Kalinowski S. T., Wagner A. P. & Taper M. L. 2006. ML-Relate: a computer program for maximum likelihood estimation of relatedness and relationship. *Mol Ecol Notes 6: 576–579.*
- Kašpar J. 1959: Rysi v Beskydách. *Těšínsko, 10 pp.*
- Kelly M J., Betsch J., Wultsch C., Mesa B. & Mills I. S. 2011: Noninvasive sampling for carnivores. In BOITANI, L. & POWELL R. (eds): *Carnivore Ecology and Conservation.* Oxford University Press, Oxford, UK, pp: 47–69.
- Koubek, P., Homolka, M., Krojerová, J., Barančková, M. 2014. Monitoring veľkých šelem v EVL Beskydy – Souhrn doporučených opatrení. Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, v.v.i. 18 s.
- Kovařík P., Kutal M. & Machar I., 2014: Sheep and wolves: Is the occurrence of large predators a limiting factor for sheep grazing in the Czech Carpathians?. *Journal for Nature Conservation 22 (5): 479–486.*
- Kowalczyk R., Gorny M., Schmidt K. 2015: Edge effect and influence of economic growth on Eurasian lynx mortality in the Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Mammal Res., 60: 3–8.*

- Krajhanzl, J., Skalík, J., Špaček, O., Chabada, T., Čada, K., Lechnerová, Z., et al. 2015. Ochrana divoké přírody očima české veřejnosti. *Základní přehled výsledky z reprezentativního šetření Katedra environmentálních studií Fakulty sociálních studií Masarykovy univerzity, Brno*, červenec 2015
- Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Breitenmoser U. 2004: Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.*, 41: 711–723.
- Krofel M., Kos I., Jerina K. 2012: The noble cats and the big bad scavengers: effects of dominant scavengers on solitary predators. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 66: 1297–1304.
- Krojerová J., Barančková M., Homolka M. & Koubek P. 2014: Monitoring velkých šelem v EVL Beskydy. *Závěrečná zpráva, ÚBO AV ČR, Brno, 156 pp.*
- Krojerová-Prokešová J., Turbaková B., Jelenič M., Bojda M., Kotal M., Skrbinšek T., Koubek P. & Bryja J. 2018. Genetic constraints of population expansion of the Carpathian lynx at the western edge of its native distribution range in Central Europe. *Heredity* 122:785–799.
- Kulla, L., Sitková, Z. eds. 2012. Rekonštrukcie nepôvodných smrekových lesov: poznatky, skúsenosti, odporúčania. Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen. Zvolen 2012, 208 s., ISBN 978-80-8093-160-5.
- Kunc L. 1996: Lynx (*Lynx lynx*) in the Moravskoslezské Beskydy. In: Koubek P. & Červený J. (eds.): Lynx in the Czech and Slovak Republics. *Acta Sc. Nat. Brn* 30 (3), pp. 58–63.
- Kotal, M., Suchomel, J. et al. 2014. Velké šelmy na Morave a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci. 187 s.
- Kotal M., Váňa M., Bojda M., Kotalová L., Suchomel J., 2015: Camera trapping Eurasian lynx in the Czech–Slovakia borderland. In: Rigg, R., Kubala, J. (Eds.), *Monitoring the Status of Carpathian Lynx in Switzerland and Slovakia*. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, pp. 52–56.
- Kotal M., Váňa M., Bojda M., Pospíšková J., Turbaková B., Krojerová J., Hulva P., Bolfíková B.Č., Woznicová V., Romportl D., Beneš I., Kotalová L., Kristianová J., Machková J., Flousek J., Šimurda J., Kafka P., Žák L., Tomášek V., Romportl D., 2016a: Monitoring velkých šelem a kočky divoké ve vybraných lokalitách soustavy Natura 2000. Hnutí DUHA Olomouc, Olomouc, 43 pp.
- Kotal M., Váňa M., Suchomel J., Chapron, G. & Lopez-Bao, J. V., 2016b: Trans-Boundary Edge Effects in the Western Carpathians: The Influence of Hunting on Large Carnivore Occupancy. *PLOS One* 11: e0168292.
- Kotal M., Belotti E., Volfová J., Mináriková T., Buřka L., Poledník L., Krojerová J., Bojda M., Váňa M., Kotalová L., Beneš J., Flousek J., Tomášek V., Kafka P., Poledníková K., Pospíšková J., Dekař P., Machcíník B., Koubek P., Duřa M., 2017a: Výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*), medvěda hnědého (*Ursus arctos*) a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a části Západních Karpat v letech 2012–2016. *Lynx n.s. (Praha)* 48: 93–107.
- Kotal M., Bolfíková Černá B., Duřa M., Kotalová L., Bojda M., Kalaš M., Flajs T., Hrdý L., Drengubiak P., Nowak S., Mystajek R., Figura M. & Hulva P. 2017b: Recentní výskyt a dynamika vlka obecného (*Canis lupus*) v Západních Karpatech. Pp.: 79–83. In: Kalaš M. & Kisko J. (eds.): *Zborník z Konferencie "Výskum a ochrana Malej Fatry"*. Fatranský spolok, Varín, 100 pp.
- Kotal M., Kovařík P., Kotalová L., Bojda M. & Duřková M., 2018: Attitudes towards large carnivore species in the West Carpathians: Shifts in public perception and media content after the return of the wolf and the bear. In: Hovardas (ed): *Large carnivore conservation and management: human dimension*. Routledge, London, pp: 168–189.
- Kotal M. (Ed.), 2012: Velké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra – Kysucké Beskydy – Moravskoslezské Beskydy – Javorníky. Hnutí DUHA Olomouc, Olomouc, 36 s.

- Kotal M. & Suchomel J., 2014b: Analýza výskytu veľkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech. Mendelova univerzita v Brně.
- Kadlečík J. et al., 2019: Katalóg opatrení pre zabezpečenie priechodnosti dopravnej infraštruktúry pre živočíchy v pilotnom území
- Kysuce - Malá Fatra - Strážovské vrchy. Dostupné online: http://www.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/35/da6e31f4bf8ff2486bbb3ab54a577fd17fcfbfa4.pdf
- Liberg O., Chapron G., Wabakken P., Pedersen H.C., Hobb, N.T., Sand H. 2012: Shoot, shovel and shut up: cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *P. Roy. Soc. B-Biol. Sci.* 279: 910–915.
- Linnell J.D.C., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Odden J., von Arx M. 2009: Recovery of Eurasian lynx in Europe: What part has reintroduction played? In: Hayward M.W., Somers M.J. (eds) Reintroduction of Top-Order Predators. *Blackwell Publishing, Oxford*, pp. 72–91.
- Mykrä S., Pohja-Mykrä M., Vuorisalo T. 2017: Hunters' attitudes matter: diverging bear and wolf population trajectories in Finland in the late nineteenth century and today. *Eur. J. Wildl. Res.* 63, 76.
- Meek P.D., Ballard G., & Fleming P. 2012: *An Introduction to camera trapping for wildlife surveys in Australia*. PestSmart Toolkit publication. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.
- Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Molinari P., Koren I., Fuxjäger c., Breitenmoserwürsten CH., Wölfl S., Fasel M., Kos I., Wölfl M. & Breitenmoser U. 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* 15: 266–273.
- Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Capt S. & Breitenmoser U. 2006. Status and distribution of the lynx in the Swiss Alps 2000–2004. *Acta biologica Slovenica*, 49, 3–11.
- Nilsen E. B., Linnell J. D. C., Odden J. Andersen R., (2009): Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78: 741-751.
- Nowak S., Mystajek R. W., Kłosińska A., Gabryś G. 2011.: Diet and prey selection of wolves *Canis lupus* recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology* 76: 709– 715.
- O'Connell A.F., Nichols J.D. & Katranth K.U. 2011: *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer, Tokyo. es. Science 346: 1 517–1 519.
- Okarma, H., Sniezko, S., Smietana, W. 2007: Home ranges of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Polish Carpathian Mountains. *Wildlife Biology* 13: 481–487.
- Okarma H., Dovidnych J, Findo S., Ionescu O., Koubek P., Szemethy L. 2002: Large carnivores in the Carpathian mountains: status and conservation problems. *Nature Conserv.*, 59: 33–39.
- Peakall R. & Smouse P. E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in excel. Population genetic software for teaching and research. *Mol Ecol Notes* 6:288–295.
- Pesenti E. & Zimmermann F. (2013). Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy* 94(1): 73–81.
- Pritchard J. K., Stephens M. & Donnelly P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945–959.
- Puechmaille S. J. 2016. The program structure does not reliably recover the correct population structure when sampling is uneven: subsampling and new estimators alleviate the problem. *Molecular Ecology Resources*, 16:608–627.

- Raymond M. & Rousset F. 1995. GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *J Hered* 86: 248–249.
- Rigg R., Skrbinšek T., Linnell J. 2014. A pilot study of wolves in Slovakia using noninvasive genetic sampling. Závěrečná zpráva projektu Support to the European Commission's policy on large carnivores under the Habitats Directive – phase 2 (contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B.3), 38pp.
- Romportl D. et al., 2017: Atlas fragmentace a konektivity terestrických ekosystémů v České republice. AOPK ČR, Praha, 32 pp.
- Royle J. A., Karanth K. U., Gopalaswamy A. M. & Kumar N. S. 2009a: Bayesian inference in camera-trapping studies for a class of spatial capture-recapture models. *Ecology* 90: 3233–3244.
- Royle J. A., Nichols J. D., Karanth K. U. & Gopalaswamy A. M. 2009b: A hierarchical models for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology* 46: 118–127.
- Ryser-Degiorgis M.-P., Ryser A., Obexer-Ruf G., Breitenmoser-Wuersten Ch., Breitenmoser U., Lang J. 2004: Emergence of congenital malformations in free-ranging lynx from Switzerland: first evidence of inbreeding depression? *European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians (EAZWV) 5th scientific meeting, Ebeltoft, Germany, pp. 307–311.*
- Ryser-Degiorgis M.-P. 2009: Causes of mortality and diseases of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). In: Varga A., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U. (eds) Iberian lynx Ex situ conservation: an interdisciplinary approach. *Fundacion Biodiversidad, Madrid, pp. 275–289.*
- Schmidt K., Kowalczyk R., Ozolins J., Männil P., Fickel J. 2009: Genetic structure of the Eurasian lynx population in north-eastern Poland and the Baltic states. *Conserv. Genetics*, 10: 497–501.
- Swenson J. E., Gerstl N., Dahle B., Zedrosser A. 2000: Action plan for conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe. *Report of the Concil of Europe Conservation*, 24: 1–68.
- Štatistická ročenka o pôdnom fonde SR (2008 a 2019). Úrad geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky. Bratislava.
- Trenčiansky kraj v číslach, 2019. Štatistický úrad SR.
- Turbaková B., Kutal M., Volfová J., Duľa M., Bufka L., Tesák J., Koubek P. & Krojerová J. 2019. Genetic variability of some autochthonous and reintroduced populations of the Eurasian lynx in Europe. In: Bryja J., Horsák M., Horsáková V., Řehák Z. & Zukal J. (eds.): Zoogické dny Brno 2019. *Sborník abstraktů z konference 7.–8. února 2019.*
- Valiére N. 2002. GIMLET: a computer program for analysing genetic individual identification data. *Mol Ecol Notes* 2: 377–379.
- Vogt K., Vimercati E., Ryser A., Hofer E., Signer S., Signer C. & Breitenmoser U. 2018. Suitability of GPS telemetry for studying the predation of Eurasian lynx on small- and medium-sized prey animals in the Northwestern Swiss Alps. *Eur J Wild Res* (2018) 64:73.
- Wagner C., Holzapfel M., Kluth G., Reinhardt I., Ansoerge H. 2012. *Wolf* (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. *Mammalian Biology* 77: 196–203.
- Wang J. 2011. Coancestry: a program for simulating, estimating and analysing relatedness and inbreeding coefficients. *Mol Ecol Res* 11: 141–145.
- Weingarth K., Heibl C., Knauer F., Zimmermann F., Bufka L. & Heurich M. 2012. First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture – recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35, 197–207.

Weingarth K., T. Zeppenfeld C. Heibl, M. Heurich L., Bufka, et al. 2015. Hide and seek: extended camera-trap session lengths and autumn provide best parameters for estimating lynx densities in mountainous areas. *Biodiversity and Conservation*, 24: 2935-2952.

Wölfel M., Bufka L., Červený J., Koubek P., Heurich M., Habel H., Huber T., Poost W. 2001: Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta Theriol.*, 46(2): 181–194.

Zelená správa 2019. Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike za rok 2019.

Žilinský kraj v číslach, 2019. Štatistický úrad SR.