

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra etologie a zájmových chovů



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

Velké šelmy a jejich návrat do české krajiny

Bakalářská práce

Markéta Mikšů

Speciální chovy

Ing. Petra Bolechová, Ph.D.

© 2020/2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Velké šelmy a jejich návrat do české krajiny" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10.4.2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala paní Ing. Petře Bolechové, Ph.D. za její vstřícný přístup, ochotu a především za cenné rady při vedení mé bakalářské práce. Dále bych ráda poděkovala svému partnerovi a rodině za podporu a trpělivost, kterou měli a mají během celého studia.

Velké šelmy a jejich návrat do české krajiny

Souhrn

Před osmdesáti lety vypadala situace velkých šelem na českém území i v celé Evropě téměř bezútesně. Vlci, rysi a medvědi zmizeli z většiny oblastí Evropy. Postupný návrat velkých šelem do českých zemí započal v průběhu druhé světové války a trvá dodnes. Prostředí se však dramaticky změnilo. Lesnatost se zvyšuje, populace divokých kopytníků dosahují rekordních velikostí, ale na druhé straně se rozšiřuje i zástavba území a ve stále fragmentovanější krajině přibývá i více bariér v podobě silnic a dálnic. Zároveň po celá ta desetiletí nepřítomnosti velkých predátorů se současná generace myslivců, lesníků a ochránců přírody s velkými šelmami často setkává poprvé a bez předchozích zkušeností. Proto návrat těchto druhů je obvykle provázen strachem a pověrami, které mohou vyústit v ilegální lov.

Tato práce shrnuje současné poznatky o rysovi ostrovidovi (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758), vlku obecném (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) a medvědu hnědém (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) - třech druzích velkých šelem vyskytujících se v České republice, společně pouze v karpatské části Moravskoslezských Beskyd. Rys a vlk začali kolonizovat i další oblasti České republiky, zejména pak na jihozápadě části Šumavy a na severu Čech oblasti Krkonoš a sousedících Jizerských hor. První část této práce je zaměřena na biologii a ekologii daného druhu. Rovněž pojednává o jejich současném celosvětovém a evropském výskytu, ohrožení, legislativní ochraně, historii jejich výskytu i současné situaci v České republice a na Slovensku. Dále je v textu vysvětlena úloha a význam velkých šelem a popsány metody, které se používají k jejich sledování v přírodě, včetně terénního určování pobytových znaků a stop. Poslední část se zabývá opatřeními realizovanými ve prospěch ochrany velkých šelem v České republice.

Klíčová slova: rys, vlk, medvěd, monitoring, ochrana

Bringing back large carnivores to Czech landscape

Summary

Eighty years ago, the situation for large carnivores in the Czech Republic and throughout Europe looked bleak. Wolves, lynxes and bears had disappeared from various parts of Europe. The return of large carnivores to the Czech lands started during the Second World War and has continued to this day. However, the environment has changed dramatically. Europe's forest cover has increased, populations of prey animals are at record sizes but on the other hand remaining natural habitats are still being more and more fragmented through the construction of roads, multilane highways and houses. After decades of absence of large carnivores in our nature the current generation of hunters, foresters and conservationists usually meet these species for the first time and without any experience. As a result, there is still fear and old prejudice against the carnivores which is often expressed through illegal killings.

This Thesis summarizes the current knowledge about Eurasian lynx (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758), grey wolf (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) and brown bear (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) – three species of large carnivores present in the Czech Republic, existing together only in Carpathian part of Moravian-Silesian Beskids. Lynx and wolf have also started to colonize other areas in Czechia, such as The Bohemian mountains situated in the southwest Bohemia, and the Giant Mountains, and neighbouring Jizera Mountains in the north of the Czech Republic. The first section is mainly focused on biology and ecology of the target species. It also discusses their current worldwide and European distribution, threats, legislative protection, history of their presence as well as the present situation in the Czech and Slovak Republics. The role and importance of large carnivores and the methods that are used for monitoring them in nature, including the field determination of signs and tracks is also examined. The last section deals with measures introduced to help of large carnivore conservation in the Czech Republic.

Keywords: lynx, wolf, bear, monitoring, conservation

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce.....	2
3 Literární rešerše.....	3
3.1. Velké šelmy	3
3.2. Medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	5
3.2.1. Charakteristika druhu.....	5
3.2.1.1. Denní aktivita, rozmnožování.....	6
3.2.1.2. Potrava	7
3.2.2. Pobytové znaky.....	8
3.2.2.1. Stopy	9
3.2.2.2. Biologické značky.....	10
3.2.3. Výskyt a rozšíření medvěda hnědého	11
3.2.3.1. Biotop a habitové preference medvěda hnědého.....	11
3.2.3.2. Historický a současný stav v České republice a na Slovensku	12
3.2.4. Legislativní ochrana a ohrožení medvěda hnědého	13
3.3. Vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	15
3.3.1. Charakteristika druhu.....	15
3.3.1.1. Denní aktivita, rozmnožování	16
3.3.1.2. Potrava	17
3.3.2. Pobytové znaky.....	18
3.3.2.1. Kořist.....	19
3.3.2.2. Stopy	19
3.3.2.3. Biologické značky.....	20
3.3.3. Výskyt a rozšíření vlka obecného	21
3.3.3.1. Biotop a habitové preference vlka obecného	22
3.3.3.2. Historický a současný stav v České republice a na Slovensku	22
3.3.4. Legislativní ochrana a ohrožení vlka obecného.....	24
3.4. Rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	25
3.4.1. Charakteristika druhu.....	25
3.4.1.1. Denní aktivita, rozmnožování	26
3.4.1.2. Potrava	27

3.4.2. Pobytové znaky.....	28
3.4.2.1. Kořist.....	28
3.4.2.2. Stopy	29
3.4.2.3. Biologické značky.....	30
3.4.3. Výskyt a rozšíření rysa ostrovida.....	30
3.4.3.1. Biotop a habitové preference rysa ostrovida.....	32
3.4.3.2. Historický a současný stav v České republice a na Slovensku	34
3.4.4. Legislativní ochrana a ohrožení.....	35
3.5. Význam velkých šelem v krajině	36
3.5.1. Vrcholoví predátoři.....	36
3.5.2. Vliv šelem na biodiverzitu a lesy.....	36
3.5.3. Vliv šelem na myslivecké hospodaření.....	38
3.6. Monitoring velkých šelem.....	39
3.6.1. Monitoring pobytových znaků.....	40
3.6.2. Telemetrie	40
3.6.3. Fotopasti.....	42
3.7. Opatření na ochranu velkých šelem	43
3.7.1. Problematika fragmentace krajiny	43
3.7.2. Problematika spojená s migrací velkých šelem	44
3.7.3. Problematika ilegálního lovu a obav z výskytu velkých šelem	46
4 Závěr	49
5 Seznam literatury	50
7 Samostatné přílohy	I
7.1. Pobytové znaky medvěda hnědého.....	I
7.2. Výskyt medvěda hnědého.....	III
7.3. Pobytové znaky vlka obecného.....	IV
7.4. Výskyt vlka obecného.....	V
7.5. Pobytové znaky rysa ostrovida	VI
7.6. Výskyt rysa ostrovida	VII

1 Úvod

V průběhu devatenáctého a poloviny dvacátého století došlo v Evropě k prudkému poklesu počtu a rozšíření velkých šelem, a to zejména kvůli pronásledování člověkem, ztrátě přirozeného prostředí a fragmentaci krajiny (Chapron et al. 2014; Linnell et al. 2009).

Během několika posledních desetiletí však v Evropě dochází k zvýšení populací rysa ostrovida (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758), medvěda hnědého (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) a vlka obecného (*Canis lupus* Linnaeus, 1758), které se vracejí do oblastí, kde dříve vyhynuly. V poslední době existují záznamy o přítomnosti vlka ve všech členských státech Evropské unie (s výjimkou ostrovů) a téměř všechny státy pevniny mají alespoň jeden stálý a rozmnožující se druh velké šelmy (Chapron et al. 2014).

Jejich možný návrat do české krajiny je nejen ohrožen fragmentací krajiny, ale i existencí celé řady domněnek, mýtů a kulturních stereotypů. Mezi lidmi a šelmami panuje dlouhověká rivalita a lidé je, v některých případech oprávněně, vnímají jako ohrožení svých majetků a životů. Pro ekologa je to však naděje. Tyto šelmy totiž v našich lesích svým predaním tlakem příznivě ovlivňují populace kopytníků a přispívají tak k přirozené obnově lesního ekosystému. Lovnou zvěří jim jsou především slabá, nemocná nebo příliš stará zvířata, čímž ozdravují a udržují populaci, jelikož odstranění kondičně slabých jedinců je předpokladem úspěšného lovu i pro myslivce (Koubek & Červený 2003).

Medvěd hnědý, vlk obecný i rys ostrovid podléhají na území České republiky zákonné ochraně. K účinné ochraně je zapotřebí nejen znalost samotné ekologie a etologie daných druhů, ale také přehled o výskytu jedinců, hodnocení velikostí populací a sledování jejich změn. Z tohoto důvodu jsou realizovány monitorovací akce za účelem jejich ochrany, do kterých se kromě odborníků ze státních institucí zapojují také dobrovolníci z řad veřejnosti. Monitoringem rozumíme opakované hodnocení sledovaného druhu uvnitř definovaného areálu za určitou časovou periodu, jehož hlavním cílem je detekce populačních trendů (Thompson et al. 1998).

Česká republika je velmi výhodnou geografickou oblastí z mnoha ekologických hledisek. Jedním z nich je návaznost na různorodé geografické celky svými pohořími, stejně jako návaznost na sítě dálkových migračních biokoridorů jak na lokální, tak na mezinárodní úrovni. Díky nim jsou schopny velké šelmy migrovat na delší vzdálenosti a zajišťují jim při přesunu dostatek úkrytu.

2 Cíl práce

Cílem práce bylo shrnout do literální rešerše co nejnovější poznatky z vědeckých článků, monografií, studií a jiných, jim podobných, ověřených zdrojů o stavu velkých šelem na území České republiky a ochranných programů s důrazem na charakteristiku nejdůležitějších faktorů ovlivňujících stavy populací těchto druhů nejen u nás, ale v celkovém měřítku (biotopu) jejich výskytu.

3 Literární rešerše

3.1. Velké šelmy

Mezi velké šelmy řadíme druhy šelem (řád Carnivora Bowdich, 1821), jejichž dospělí jedinci váží více než 20 kg (Fuller & Kittredge 1996). V České republice se tak můžeme setkat se třemi zástupci, a to s medvědem hnědým (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758), rysem ostrovidem (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758) a vlkem obecným (*Canis lupus* Linnaeus, 1758).

V rámci řádu šelem patří medvěd hnědý do čeledi medvědovitých (Ursidae Fischer, 1817). V současné době je známo osm druhů žijících v Eurasii a Americe, nověji je mezi medvědovitě řazena i panda velká (*Ailuropoda melanoleuca* David, 1869) (Garshelis 2009). Navzdory relativně nízké taxonomické rozmanitosti vykazuje čeleď medvědovitých pozoruhodné rozdíly v ekologii a chování, které jim umožnily kolonizovat širokou škálu prostředí. Podle Wilsona & Reedera (2005) lze u nejrozšířenějšího poddruhu *Ursus Arctos* rozlišit podle místa výskytu dalších čtrnáct poddruhů, z nichž sedm z nich obývá oblasti Severní Ameriky, jeden v Evropě, tři ve střední Asii a tři ve východní Asii.

Vlk obecný je řazen do čeledi psovitých šelem (Canidae Fischer, 1817) a do rodu vlk (*Canis* Linnaeus, 1758), který dnes zahrnuje nejméně sedm recentních druhů. Kromě zmíněného vlka obecného *Canis lupus* jsou do rodu *Canis* řazeni i vlk rudohnědý (*Canis rufus* Audubon & Bachman, 1851), kojot (*Canis latrans* Say, 1823), šakal obecný (*Canis aureus* Linnaeus, 1758), šakal čabrakový (*Canis mesomelas* Schreber, 1775), šakal pruhovaný (*Canis adustus* Sundevall, 1847) a vlček etiopský (*Canis simensis* Rüppell, 1840). Všichni tito zástupci jsou si vývojově velmi blízcí, o čemž svědčí i výskyt přirozených hybridních populací (například vlci a kojoti, vlci a šakali obecní apod.) (Sillero-Zubiri 2009; Salvatori & Linnell 2005; Von Holdt et al. 2011; Chambers et al. 2012). Kotal & Suchomel (2014) ve svém spisu uvádějí celkem 13 poddruhů v rámci druhu *Canis lupus* (podle místa výskytu), přičemž ale dodávají, že konečné taxonomické zařazení a celkový počet však jistě není definitivní a s novými poznatky lze v tomto směru očekávat další změny. Podle Pilot et al. (2010) jsou v Evropě, v rámci euroasijského poddruhu *Canis lupus lupus*, někdy dále vymezovány jako samostatné linie také vlk italský (*Canis lupus italicus* Altobello, 1921) a vlk iberský (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907), kteří se od ostatních populací evropských vlků liší vybranými morfologickými znaky a mají i specifické vlastnosti genotypu.

V rámci řádu šelem (Carnivora) patří rys ostrovid do čeledi kočkovitých (Felidae Fisher, 1817), podčeledi malých koček (Felinae Fisher, 1817) a do rodu rys (*Lynx* Kerr, 1792) (Sunquist & Sunquist 2009). Rod *Lynx* představuje na základě genetických analýz

samostatnou vývojovou linií, tvořící společnou vývojovou větev s liniemi pumy (*Puma concolor* Linnaeus, 1771), geparda (*Acinonyx jubatus* Schreber, 1775) a kočkami rodů *Prionailurus* (Severtzov, 1858) a *Felis* (Linnaeus, 1758) (Johnson & O'Brien 1997; Johnson et al. 2006). V rámci rodu rozlišujeme čtyři recentní druhy, a to vedle eurasijského rysa ostrovida *Lynx lynx* rysa pardálového (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) z Pyrenejského poloostrova, rysa kanadského (*Lynx canadensis* Kerr, 1792) z oblasti Aljašky, Kanady a severu USA a rysa červeného (*Lynx rufus* Schreber, 1777), obývajícího území od jižní Kanady po Mexiko (Kutal & Suchomel 2014).

3.2. Medvěd hnědý (*Ursus arctos*)

3.2.1. Charakteristika druhu

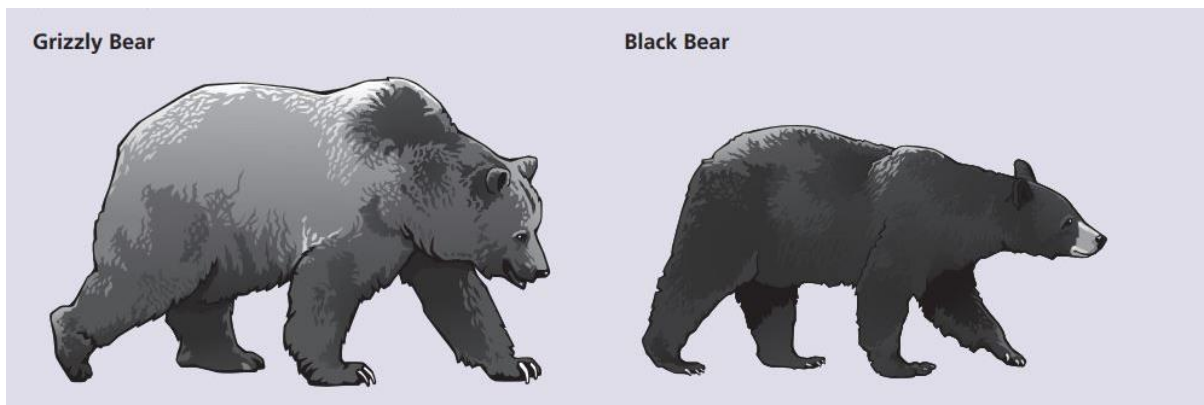
Medvěd hnědý (*Ursus arctos*), je největší šelmou žijící ve střední Evropě. Jeho hmotnost může značně kolísat, a to v závislosti na oblasti výskytu, ročním období, dostupnosti potravy, pohlaví a věku, z hlediska jedince se hmotnost mění i v průběhu roku. Díky této variabilitě jsou pak souhrnné tělesné rozměry druhu nápadně značným rozpětím hodnot. Délka těla kolísá od 150 do 280 cm, kohoutková výška od 70 do 150 cm. Samci jsou těžší než samice a váží 130–550 kg, vzácně do 725 kg, medvědice mají hmotnost 80–250 kg, příležitostně až 340 kg (Pasitschniak-Arts 1993; Garshelis 2009). Huňatá srst medvěda bývá zbarvena od bledě hnědé až po tmavohnědou či černohnědou. Mláďata se od dospělých jedinců vyjímají bílou skvrnou okolo krku, která jim zmizí do jejich dvou let. Jejich tělo je zavalité, mají podsaditý hřbet, krátký ocas, malé oči a uši. Na rozdíl od ostatních druhů medvědů má medvěd hnědý nápadný hrb na hřbetě a protáhlejší obličejovou část (Anděra 1999) (viz Obr.1.).

Robustní pětiprsté končetiny jsou zakončeny nezatažitelnými, ostrými a dlouhými drápy. Medvědi patří mezi takzvané ploskochodce, což znamená, že na zem našlapují celou plochou chodidla. Umožňuje jim to například se vztyčit na zadní končetiny a po krátkou dobu stát vzpřímeně (Bologna et al. 2008). I přes svou mohutnou stavbu těla se dokážou pohybovat velmi tiše a hlavně rychle, až do 60 km za hodinu (Hell & Slamečka 1999).

Ze smyslů vyniká čich, zatímco zrak a sluch je upozaděn. Na rozdíl od ostatních šelem medvědovití nemají mimiku ve tváři a také jejich vyjadřování pomocí zvuků není tak bohaté, jako tomu je například u psovitých (Anděra 1999).

O sociální struktuře medvědů hnědých se dosud ví jen málo. Jedinci obou pohlaví se v dospělosti sobě navzájem většinou vyhýbají, výjimkou je období páření (Swenson et al. 2000). Také u krmných stanovišť se může koncentrovat více medvědů na jednom místě, přičemž řada jedinců dokáže využívat i více než jedno takovéto místo denně (Rigg 2005).

Medvěd hnědý se ve volné přírodě dožívá přibližně 25 let, v lidské péči to může být až jednou tolik (Anděra & Horáček 2005).



Obr. 1. - Porovnání vzhledu medvěda hnědého (zastoupeného medvědem grizzlym *Ursus arctos horribilis* Ord, 1815) a medvědem baribalem (*Ursus americanus* Pallas, 1780). Převzato z <https://www.yellowstone.org/how-to-identify-grizzly-and-black-bears/>.

3.2.1.1. Denní aktivita, rozmnožování, hibernace

Denní aktivita medvědů je závislá na přírodních podmínkách, dostupnosti potravy a lidských aktivitách. Bylo experimentálně potvrzeno, že v případě zvýšené koncentrace lidí v místech výskytu medvěda došlo ke změně z denního na noční způsob života (Seryodkin et al. 2013).

Pohlavní dospělost u medvědů se udává od 2 až do 10 let věku, přičemž hodnota závisí na fyzické vyspělosti jednotlivců (Garshelis 2009). K páření v našem klimatickém pásmu dochází zhruba od poloviny května do začátku srpna (Šustr 2015). García-Rodríguez et al. (2020) na základě pozorování uvádějí, že počátek reprodukčního období ukázal silnou závislost s fotoperiodou a zeměpisnou šířkou, ale ne s regionem (tj. palearktická vs. neoarktická oblast) a nadmořskou výškou. První pozorování páření medvědů se objevilo dříve v oblastech v nižších zeměpisných šířkách (García-Rodríguez et al. 2020).

Zvláštností zárodečného vývoje medvědů je takzvaná utajená březost, kdy se vývoj zárodku po oplodnění zastaví ve stádiu blastocysty a k zahnízdění v děloze a následnému pokračování vývoje dochází až později. Utajená březost trvá zhruba 7–8 měsíců, samotný vývoj zárodku probíhá pouze 8-10 týdnů. Mláďata se rodí v období zimního spánku, v našem klimatickém pásmu zpravidla v lednu nebo únoru. V případech, kdy nemá matka dostatečné tukové zásoby, se často mláďata rodí mrtvá, nebo umírají krátce po porodu (Šustr 2015). Může dojít i k tzv. *infanticidě*, což znamená, že pokud samec narazí na samici s mláďaty, které nezplodil s ní, většinou je zabije, aby si zaručil rychlejší znouplazení samice spermiemi s jeho geny (Zedrosser et al. 2001).

V jednom vrhu bývá průměrně jedno až čtyři mláďata, nejčastěji se rodí dvě. Po narození jsou slepá, bezzubá, neosrstěná a váží okolo 500 g. S medvědicí opouštějí brloh na

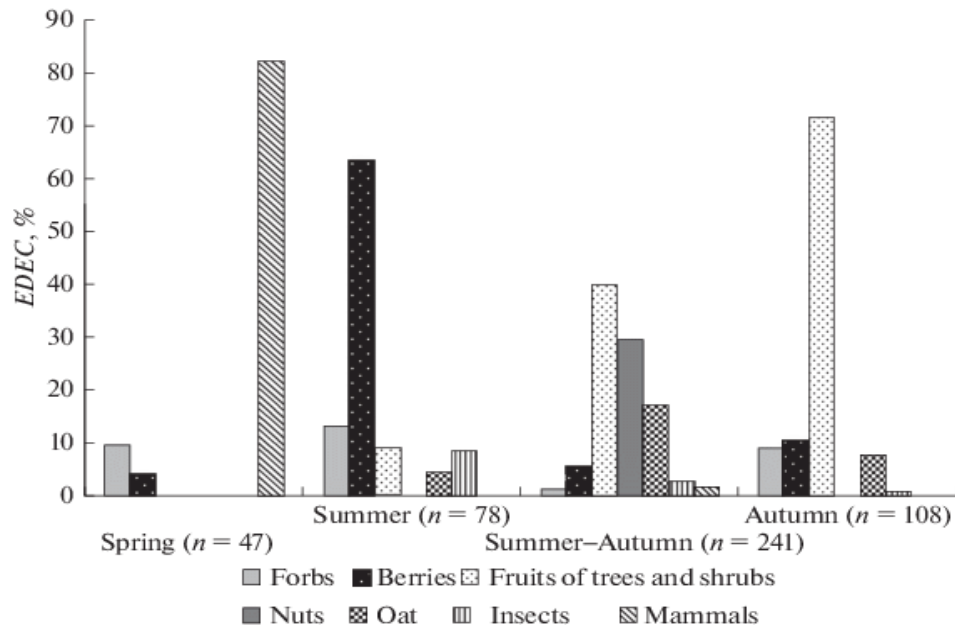
prozkoumávání okolí již ve třech měsících, ale zůstávají s ní však až do věku dvou až čtyř let (Šustr 2015). Na rozdíl od ostatních velkých šelem zimní období tráví nepravým spánkem, což znamená, že se jejich teplota snižuje jen nepatrně, výrazněji jim však klesá tep a frekvence dýchání, čímž tak šetří energii na následující týdny bez přísunu potravy. Při tomto spánku mohou zužitkovat až 15 % podkožního tuku, proto je velice důležité, aby si před zimou obstarali dostatečně energetickou potravu (Anděra 1999). Spánek trvá přibližně od poloviny listopadu do poloviny března. Probudit se však mohou i v průběhu zimy, a to pokud je vyruší například nenadálý zvuk nebo navýšili-li se výrazněji teplota okolního prostředí (Ulmanová et al. 2015).

K brložení jim stačí i jeden metr dlouhý tunel, kde si můžou pohodlně lehnout nebo sednout. Brloh si aktivně vyhrabávají v zemi, pod vývraty stromů nebo využívají skalní pukliny či malé jeskyně. Ten si pak vystylají listím, trávou mechem a větvičkami jehličnanů. Místo musí být suché, chráněné před sněhem a vodou, s otvorem orientovaným na jih (Hell & Slamečka 1999). U nás medvědi nebrloží ve velkých skalnatých jeskyních, protože ty se využívají jako turistické atrakce, ale většinou vyhledávají mladé husté smrčiny (Bartošová 2002). Hell a Sládek (1974) dokonce dokumentují i tvoření tzv. letních brlohů, kde se obvykle samice ukládá na odpočinek s mláďaty.

3.2.1.2. Potrava

Medvěd hnědý je všežravec, přičemž v jeho potravě převažuje rostlinná složka (Červený et al. 2002). Složení potravy podléhá značným sezónním změnám, kdy se významně mění v celém rozsahu podle klimatických a biotických podmínek, jinými slovy podle produktivity a typu biomu (Bojarska & Selva 2012). Potrava karpatských medvědů odpovídá svým charakterem evropskému biomu opadavých lesů. Aktuální analýzu provedli na Slovensku Rigg & Gormann (2006). Z ní vyplývá, že tamní medvědi konzumují výhradně rostlinnou potravu (90,8 %). Časté jsou také případy ničení úlů za cílem získání medu. V létě dominují lesní plody a bobule stromů, zejména jeřabiny, borůvky, maliny a později ostružiny. Na podzim se živí hlavně lesními plody (žaludy, bukvicemi, kaštany, ořechy), které jsou hlavní potravní složkou, která umožňuje vytvoření zásoby tuku potřebného k přežití zimního období. Z tohoto důvodu medvědi také vyhledávají ovocné sady, kde konzumují například jablka, hrušky a trnky. Na jaře, po probuzení, v potravě dominují především kadávery, uhynulá zvířata. Z rostlin nejčastěji konzumuje plody maliníku obecného (*Rubus idaeus* Linnaeus, 1753), jehlice smrku (*Picea spp.* Dietrich, 1824) a jedle bělokoré (*Abies alba* Miller, 1768),

dále pak kukuřici (*Zea spp.* Linnaeus, 1753) či oves (*Avena spp.* Linnaeus, 1753). Z živočišné složky preferuje zejména hmyz, a to z řádu blanokřídlých (mravence, včely a vosy) (řád Hymenoptera Linnaeus, 1758), drobné obratlovce a již zmíněné mršiny. Z velkých obratlovců loví především jeleny a srnce (čeleď Cervidae Goldfuss, 1820), ale jako lovci nebývají příliš úspěšní (Hell & Slamečka 1999; Šulgan & Kubeček 2002).



Graf 1. - Složení potravy medvěda hnědého s ohledem na roční období, analýza dat z Central Forest Nature Reserve (část západoevropského Ruska) v letech 2006-2016 (Ogurtsov 2018).

3.2.2. Pobytové znaky

Mezi pobytové znaky medvěda hnědého patří stopy, výkaly, zbytky srsti zachycené na kůře, zbytky kořisti, rozhrabané pařezy či mraveniště, poškozené ovocné stromy a obrácené kameny (Spasov et al. 2015).

Živou kořist medvědi v našich podmínkách loví jen výjimečně. Pouze v několika zaznamenaných případech došlo i k usmrcení špatně zabezpečeného dobytka. Svou kořist medvěd obvykle usmrtí jedním nebo dvěma údery do hlavy, týlu nebo přes hřbet. Po těchto úderech jsou na kadáveru jasně patrné rozsáhlé podlitiny a zhmožděniny, lebka nebo páteř kořisti jsou často rozlámány. Pokud oběť při útoku kousne, pak téměř vždy do plece a šíje. Při konzumaci nejdříve načíná hrudní koš nebo břišní krajinu, u samic vždy vykouše vemeno. V některých případech jednotlivé části těla kořisti roztrhá, které pak lze nalézt rozprostřeny na větší ploše (Červený et al. 2000) (Obr. I.).

Stopy po medvědech drápech lze spatřit také na rozhrabaných pařezech či shnilých stromech, kde zvířata hledají potravu (kukly dřevokazných mravenců, larvy hmyzu

v trouchnivém dřevě atd.). Jedná-li se o práci medvěda, měly by být patrné rovnoběžné mohutné drápance, popřípadě i zachycené chlupy (Kutal & Suchomel 2014).

Také rozhrabaná mraveniště či převrácené velké kameny (Obr. II.) mohou být pobytovým znakem a zároveň ukázkou hledání bezobratlých živočichů a jejich larev (Spassov et al. 2015).

3.2.2.1. Stopy

Stopy medvěda mají charakteristický tvar s otištěným chodidlem, pěti prsty s drápy a jsou jen



těžko zaměnitelné (Červený et al. 2000). Zadní stopa připomíná otisk bosé nohy člověka, z předního chodidla se běžně otiskuje jen přední část (Kutal & Suchomel 2014). Rozměry stop přední tlapy medvěda se pohybují mezi 10–20 cm (šířka), 10–12 cm (délka), stopy zadní tlapy jsou 17–30 cm dlouhé a 10–17 cm široké (Červený et al. 2000). Silné drápy jsou otištěny jako hluboké dírky před stopou, pokud se však medvěd pohybuje na tvrdším podkladu, mohou být jejich otisky téměř nezřetelné (Kutal & Suchomel 2014).

Obr. 2. - Medvěd hnědý. 1,2 levá přední a zadní stopa, 3 stopní dráha v kroku (Dolejš 1991).

Medvěd se řadí mezi takzvané mimochodníky, což znamená, že se pohybuje oběma končetinami jedné strany těla současně, přičemž stopy se při chůzi vytácejí špičkami předních tlap dovnitř stopní dráhy. Přední stopy jsou otláčeny při chůzi těsně před zadními, při pomalé chůzi došlapuje do stop předních tlap, stopy se tak úplně překrývají (Škaloud 2009). Při typické pomalé chůzi, při níž je zadní noha kladena do přední stopy, je délka kroku pouze 50–60 cm (viz Obr. 2). Pokud v zimě dojde k oteplení nebo se na jaře dlouho drží sníh, lze jejich stopy nalézt i na sněhu (www.monitoring.selmy.cz) (Obr. III.).

Tab. 1. - Velikost stopy medvědů hnědých sledovaných ve východní části Evropy a Bulharsku s ohledem na věk a pohlaví (Spassov 2016).

Feature	Category bear	Width of the fore paw footprint	Width of the hind paw footprint	Length of the hind paw footprint
1.	A bear cub – 1 st year	5-7 cm	-	6-11 cm
2.	A bear cub – 2 nd year, up to ~ 50 kg.	~ 8-9 \10	0-0.5 cm Narrower than the anterior one	12-15
3.	Young females (3 and 4 year) and young males ~ three-years old (small bear: ~ 50-100 kg)	10/11-12 cm. (Most frequent in the field). The young individuals with 12 cm are probably young males as 12 cm is normal size for a mature female)	0-0.5 cm. Narrower than the anterior	16-19/20
4.	Adult females and subadult (four- or five-year old) males (average-sized bear – 100 ~ 200 kg.)	12/13-13.5/14; (Extremely rarely 14 cm – for a female but most frequently for a young male)	~ 0.5-1 cm Narrower than the anterior	19/20-23/24 cm; (23/24 – only male individuals)
5.	Mature males more than 5 years old (large bear ~ 200-250 kg)	14.5-17	It could be up to 1-1.5 cm narrower	24-26/27
6.	Very big, old males, usually more than 10 years old and more than 250 kg (records – above 350 kg)	17 and more	Up to 1-2 cm narrower	27-30 (31?) cm

3.2.2.2. Biologické značky

Medvědi, převážně pak dospělí samci, si značí své teritorium na stromech, z nichž strhávají kůru nebo se do nich zahryzávají. Tyto pověstné medvědí stromy s dlouhými škrábanci se nachází hlavně na jehličnatých stromech, a to ve výšce 1,6 až 2,2 m (medvěd stojí na zadních končetinách) (Obr. IV.). Často se o stromy i otírají, a tak v některých případech lze na kůře stromu nalézt zbytky jejich srsti (Obr. V.). Označování stromů probíhá nejvíce v době říje, tedy od dubna do června (Green & Mattson 2003). Takto označené stromy se nacházejí na obvodu teritoria, ale také vně, v místech křížení medvědí chodníků nebo v oblastech s hojností potravy (Hell & Slamečka 1999).

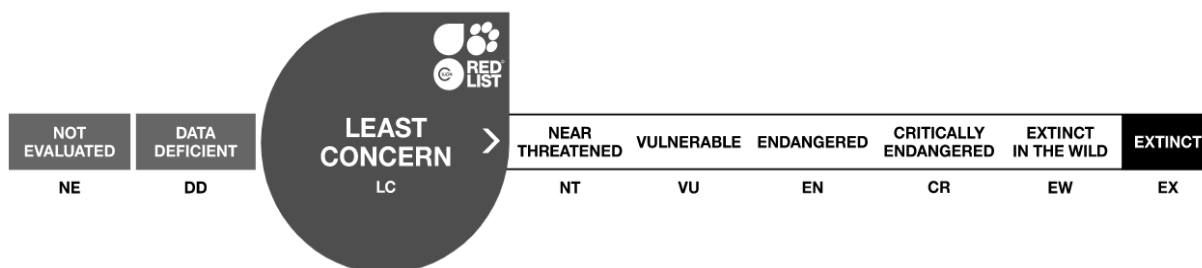
Vzhled medvědího výkalu je velmi různorodý v závislosti na aktuální potravě zvířete (Kutal & Suchomel 2014). Studie dlouhodobého pozorování Spassova et al. (2015) ukazuje, že na základě šířky exkrementu lze rozeznat pohlaví jedince. V evropské části se tato hodnota pohybuje mezi 3 až 7 cm, kdy výkaly dospělých samců jsou obvykle 5 až 6 cm široké, zatímco u dospělých samic je to nejčastěji v rozmezí 4 a 4,5 cm (Spassov et al. 2015; Etienne & Lauzet 2009). Při konzumaci zejména živočišné potravy je výkal zřetelně rozdělený na válcovité kousky, barvou tmavý až černý a silně zapáchá (Škaloud 2009). Zatímco při zvýšeném podílu složky rostlinné je medvědí výkal nazelenalý a spíše kašovitě konzistence (Spassov et al. 2015; Škaloud 2009). Charakteristická je rozpoznatelnost jednotlivých složek potravy způsobená nedokonalým trávením (Kutal & Suchomel 2014).

3.2.3. Výskyt a rozšíření medvěda hnědého

Všichni medvědi jsou ohroženi vyhynutím a jsou uvedeni jako zranitelní „vulnerable“ v červeném seznamu International Union for Conservation of Nature (IUCN) s výjimkou medvěda hnědého a amerického medvěda baribala, kteří jsou řazeni do kategorie „least concern“, málo dotčeného taxonu s nižším stupněm ohrožení (IUCN 2017) (Obr. 3.). V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden medvěd hnědý jako druh kriticky ohrožený (Anděra & Červený 2003).

Podobně jako například vlci, obýval medvěd hnědý původně prakticky celou Evropu, celý sever Asie a Ameriky. Kvůli neustálému rozšiřování lidské populace se areál jeho rozšíření výrazně zmenšil (Dobroruka & Berger 2004). Velikost areálu v rámci Evropy se odhaduje na 2 500 000 km² a zahrnuje přibližně 50 000 jedinců (Červený et al. 2006), přičemž největší populace připadá Rusku se zhruba 14 000 jedinci (Swenson et al. 2000) (Obr. VI.).

Karpatská populace čítá 8 100 jedinců a zasahuje celkem do pěti států, zahrnující biotop Rumunska (s až 6 000 jedinci), Polska, Slovenské republiky a Ukrajiny s celkovou výměrou 122 600 km². Vzhledem k nedostupným údajům o situaci výskytu medvěda hnědého na Ukrajině, je obtížné odhadovat případnou příbuznost mezi subpopulacemi z Rumunska s těmi na slovensko-polském území (McLellan et al. 2016).



Obr. 3. - Celosvětový stupeň ohrožení medvěda hnědého *Ursus arctos* (IUCN 2017).

3.2.3.1. Biotop a habitové preference medvěda hnědého

Medvěd hnědý je velmi adaptabilní a ve srovnání s ostatními druhy medvědů vyhledává široké spektrum biotopů. Obývá jehličnaté i listnaté lesy, bezlesá stanoviště (louky a travnaté pláně), arktickou lesotundru a tundru, alpínskou tundru, polopouště i pouště. V některých částech areálu žije sympatricky s dalšími druhy medvědů, a to hlavně s medvědem baribalem (*Ursus americanus*) a medvědem ušatým (*Ursus thibetanus* Cuvier, 1823), částečně však i s medvědem ledním (*Ursus maritimus* Phipps, 1774) a okrajově s pandou velkou. Obývá stanoviště od úrovně mořské hladiny (temperátní deštné lesy, arktická tundra) až vysoko

do hor nad hranicí lesa (suché asijské stepi). Nejvýše byl zastižen v nadmořské výšce 5 800 m (v Himálajích), na sever se pak vyskytuje až k 74° severní šířky (Kanada), čímž výrazně zasahuje do areálu rozšíření medvěda ledního (Pasitschniak-Arts 1993; Garshelis 2009).

V našich podmínkách preferuje jehličnaté a smíšené lesy horských poloh s nadmořskou výškou od 700 až do 1250 m (Kassa 2003). U nadmořské výšky je zřejmý negativní vztah k oblastem pod 400 m n. m., ve kterých prakticky nejsou pozorováni (Anděra & Gaisler 2019). Jedná se o teritoriální zvíře, což znamená, že po nalezení vhodného území, které mu zajistí všechny potřebné podmínky pro život, si ho pravidelně značí a chrání před ostatními jedinci (Wilson & Reeder 2005). Preatoni et al. (2005) ve své studii uvádí, že rozsah jednotlivých teritorií medvěda hnědého se pohybuje v rozmezí 34 až 1813 km² na jedince. V našich podmínkách, respektive na Slovensku, však jen 10 až 30 km² na jedince (Šustr 2015).

Do jaké míry je biotop pro život jedince vhodný, určují faktory jako množství dostupných letních a zimních úkrytů, zdroje potravy a velikosti medvědí populace na daném území (Stýblo 2005). Medvěd s oblibou vyhledává také prostředí s vodním zdrojem nebo paseky s hojností lesních plodů. Ve střední Evropě se nevyhýbá ani oblastem s vysokou lidnatostí (Červený et al. 2006).

V České republice mnoho biotopů vhodných pro medvěda není. Kromě hraničních hřebenů se Slovenskem (Moravskoslezských Beskyd, Vsetínských vrchů a Javorníků), kde se již pravidelně vyskytuje, to mohou být nejrozsáhlejší lesní horské oblasti Jeseníků a Šumavy. Výskyt na našem území zároveň představuje nejzápadnější okraj rozšíření karpatské populace (Červený et al. 2006).

3.2.3.2. Historický a současný stav v České republice a na Slovensku

Medvěd hnědý byl odjakživa loven díky strachu z potenciálního ohrožení lidí a jejich majetku. Potvrzují to i nařízení o odstřelu této šelmy na našem území. Příklad můžeme nalézt ze spisu práv města Brna, pocházejícího z 15. století, ve kterém se píše: „*Všem zvířatům jest ustanoveno příměří a mír, kromě vlků, medvědů, nad těmi neručí ani jediné příměří.*“ (Hošek 1967).

Udává se, že poslední jedinec byl zastřelen v roce 1856 na Šumavě. V roce 1908 se jeden medvěd pohyboval v Beskydech, ten se však vrátil na Slovensko (Červený et al. 2006). K opětovnému výskytu došlo až po více než padesáti letech, kdy byl v roce 1970 zpozorován jedinec na území Moravskoslezských Beskyd. Začátkem 80. let bylo v této oblasti již

zaznamenáno více případů, avšak medvědi se zdržovali jen na pohraničním území, a to hlavně díky rychle rostoucí populaci na Slovensku a v Polsku (Červený et al. 2006).

Oblast současného sporadického výskytu medvěda hnědého sahá od Slezských Beskyd po nejjižnější část Bílých Karpat. Z toho pouze v příhraničních územích Moravskoslezských Beskyd a Vsetínských hornatin lze jeho přítomnost považovat za stálou. Z karpatského refugia se čas od času vydává západním směrem. V novodobé historii tak existují záznamy z Oderských vrchů, z Nízkého a Hrubého Jeseníku, Kralického Sněžníku, Dražanské vrchoviny či Broumovska (Anděra & Gaisler 2019). Nejčastěji se jedná o mladé jedince nebo medvědice s medvědíaty. Přestože chybí důkazy o rozmnožování, existují doklady o přezimování jedinců v Javorníkách a Beskydech (Bartošová 2002). Červený et al. (2006) uvádí, že se v České republice vyskytuje v okolí Beskyd 2–3 jedinci (Obr. VII.).

Slovenská populace na rozdíl od té české je vitální a má vysoké reprodukční schopnosti (Bartošová et al. 2002). Na základě genetické studie v rámci projektu "Výzkum a monitoring velkých šelem a kočky divoké na Slovensku" velikost populace medvěda hnědého představuje 1 256 medvědů (Paule 2015). Nejbližší oblast vůči České republice s potvrzenou reprodukcí se na Slovensku nachází za řekami Kysucí a Váhem. Medvědi tamní krajinu obývají v poměrně vysoké hustotě, která by je nadále mohla motivovat k rozšiřování svého území i směrem do České republiky (Kutal et al. 2017).

3.2.4. Legislativní ochrana a ohrožení medvěda hnědého

V Evropské unii je medvěd hnědý chráněn směrnicí č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, kde je uveden v příloze II a IV. Dále je zařazen do přílohy II Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Vztahuje se na něj také Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze II (přísně chráněné druhy živočichů).

V rámci legislativy České republiky je medvěd hnědý chráněn zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je medvěd hnědý zvláště chráněný živočich v kategorii kriticky ohrožený, u něhož prokázané škody hradí stát (zákon č. 115/2000 Sb.). Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je medvěd považován za zvěř, kterou nelze lovit (Anděl et al. 2010; Kutal & Suchomel 2014).

Obečně pokles populace medvědů na celém světě způsobily dva hlavní faktory: přímé lidské vykořisťování a likvidace jejich přirozených biotopů (Garshelis 2009). Mezi další faktory, které negativně ovlivňují populaci medvědů, patří nadměrné rušení, sběr lesních plodů v rezervacích, fragmentace krajiny a bohužel i v dnešní době ilegální lov. Lidé zabíjejí medvědy na obranu hospodářských zvířat, plodin nebo majetku, nebo jednoduše proto, že se bojí jejich útoku (Garshelis 2009).

Nebezpečí pro medvědy tvoří také nezabezpečené popelnice a kontejnery v horských osadách nebo podhorských sídlech, ze kterých vybírají odpadky, což vede ke ztrátě přirozené plachosti medvědů a zvyšuje tak potenciální nebezpečí střetu s člověkem (Anděl et al. 2010).

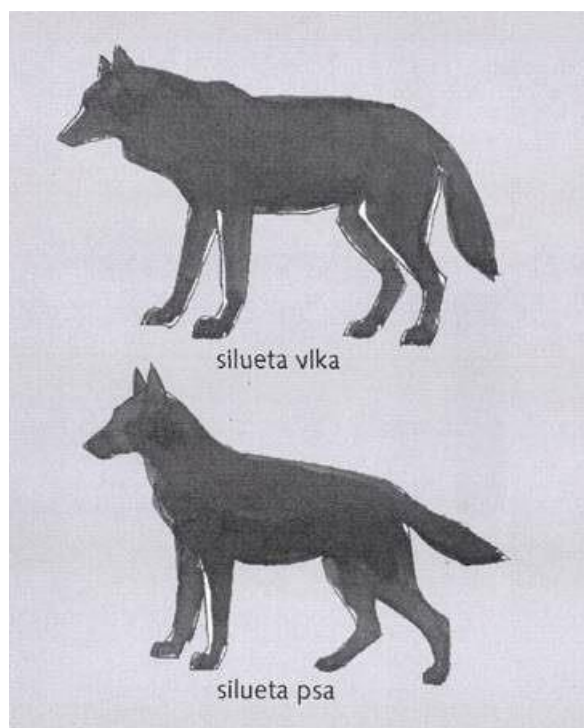
3.3. Vlk obecný (*Canis lupus*)

3.3.1. Charakteristika druhu

Vlk obecný je největší psovitá šelma. V našich podmínkách vlk obecný váží mezi 25–65 kg a délka těla se pohybuje okolo 105–160 cm, kdy samice jsou zpravidla menší než samci (Anděra & Horáček 2005). Největší vlci se vyskytují na Aljašce a v Kanadě a mohou být třikrát až šestkrát těžší (výjimečně přes 80 kg) než například poddruhy asijské (Sillero-Zubiri 2009).

Zbarvení vlka obecného je značně variabilní. Nejvíce převládá šedá barva s hnědavými tóny, která přechází v oblasti břicha na bělavou barvu. V zimním období má vlk spíše světlejší odstíny srsti, a naopak v letním období je jeho srst tmavší (Stýblo 2005).

Postavou i velikostí (platí pro evropské vlky) připomíná domácí psy (německý ovčák, československý vlčák apod.), má však širší a špičatější hlavu, šikměji posazené oči, výrazně trojúhelníkovité uši a delší a štíhlejší nohy. Huňatý ocas, který dosahuje asi poloviny délky těla, nosí svěšený dolů a oproti německému ovčákovi drží hřbet spíše ve vodorovné linii, což je způsobeno delšími zadními končetinami (Kutal & Suchomel 2014) (viz Obr. 4.).



Obr. 4. - Vzhled vlka vs. psa. Převzato z http://selmy.ursus.cz/vlk/V-pobytove_znaky.html.

Hrudník má dlouhý a široký, ale v přední části z boků stlačený, takže při pohledu zepředu se zdá být u kráčejícího vlka úzký a stopy obou končetin jsou téměř v jedné linii. Na rozdíl od psů klade při chůzi tlapy zadních nohou do stop předních končetin (Hell et al. 2001).

Na předních končetinách mají vlci pět prstů, zatímco na zadních nohou pouze prsty čtyři (palec je zakrnělý), kdy na každém prstu je silný, tupý a nezatažitelný dráp. Způsobem chůze se řadí mezi takzvané prstochodce, což znamená, že na zem došlapují pouze na prsty nebo na poslední články prstů (Nowak 1999).

Kvasnica (2009) uvádí, že ze smyslů je upozaděn zrak na úkor výborného sluchu a čichu. Vlci zřejmě rozeznávají barvy, ale v podstatně menší míře než lidé. Jejich zrak je koncentrován na siluetu a pohyb objektu, ale barva pro ně není příliš důležitá. Zatímco čich je stokrát až milionkrát citlivější než v případě člověka. Vlk dokáže za dobrých povětrnostních podmínek svoji kořist zvěřit na vzdálenost několika kilometrů. V lesnatých oblastech s nízkou hustotou velkých kopytníků je tak čich nejdůležitějším smyslem, který vlkům umožňuje vyhledání kořisti a lov (Mech & Boitani 2003).

Pohlavní dospělost u vlků se ve většině studií udává ve dvou letech, ale na základě pozorování Mach et al. (2016) uvádějí, že u 80 % sledovaných samic došlo k porodu až mezi druhým a pátým rokem a pouze 20 % do věku dvou let. Základní jednotka vlčí populace je rodičovský pár, který vychovává potomky, často různého stáří. Ti zpravidla neopouštějí smečku ihned po dosažení fyzické dospělosti, ale zůstávají s rodiči, dokud nejsou připraveni také psychicky (Mech & Boitani 2003). Velikost vlčí smečky se v našich podmínkách (Západních Karpatech) pohybuje mezi 2-6 zvířaty v zimě a 3-7 jedinci v létě (Nowak et al. 2008). Podle Mech & Boitani (2003) větší skupinky (10-15 vlků a více), známé především ze Severní Ameriky, kde je životní prostor smečky daleko rozsáhlejší, inklinují k lovu větší kořisti.

Vlk se ve volné přírodě dožívá průměrně 10 let (Gipson et al. 2000).

3.3.1.1. Denní aktivita, rozmnožování

Denní aktivita vlků je jako v případě medvěda hnědého závislá na přírodních podmínkách, dostupnosti potravy a lidských aktivitách. Vlci v Bělověžském pralese (v Polsku) byli aktivní v průměru 45 % dne (39 % za denního světla), s vrcholem aktivity kolem rozbřesku a soumraku. V těchto periodách (a také za jasných měsíčních nocích) vlci také nejčastěji lovili kořist (Theuerkauf et al. 2003b). Na základě svého pozorování Theuerkauf et al. (2003) také poukázali, že vlci v reakci na lidskou přítomnost nezměnili celkovou denní aktivitu, pouze se neobjevovali na stejných místech ve stejnou dobu jako lidé (tzn. *časoprostorová segregace*).

Denní a noční aktivita vlků není obvykle souvislá, jejich den je zpravidla rozdělen na časové úseky, kdy se střídá pohybová aktivita a odpočinek (Theuerkauf et al. 2003b). Jejich pohybová aktivita závisí na ročním období, přítomnosti kořisti a sociálním statusu člena smečky. Pokud jsou vlci aktivní, jsou zpravidla velmi mobilní. Nejdlejší potulky vlků jsou zaznamenávány v únoru, kdy dochází k páření, a naopak nejkratší vzdálenost urazí vlci ke

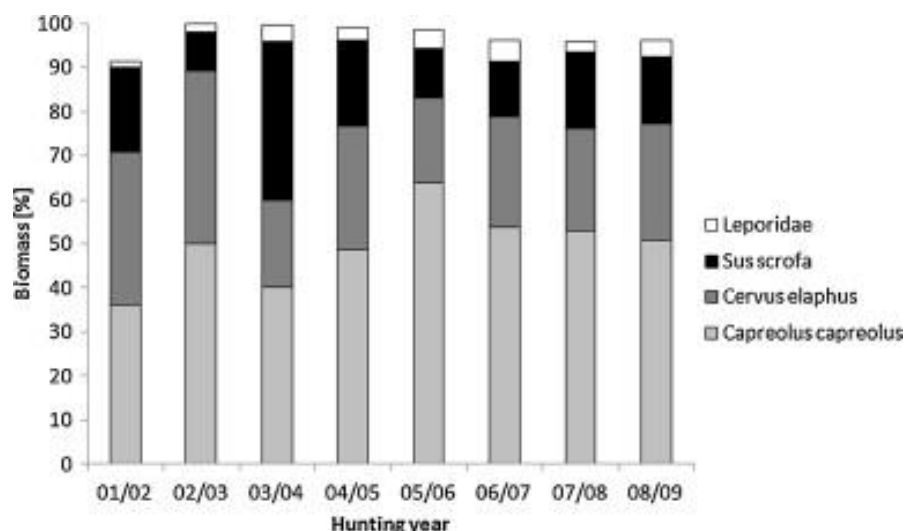
konci jara a na začátku léta během krmení mláďat, kdy se samci i samice zdržují v blízkosti doupěte (Anděl et al. 2010).

Vlci jsou přísně monogamní, přičemž spolu obvykle žijí celý život. Rodičovský pár je až na výjimky jediný, který se ve smečce rozmnožuje a rodí potomky (Packard et al. 2003; Kunc 2010). Období vlčí říje, v mysliveckém slangu takzvané „kaňkování“, začíná v Evropě v lednu, kdy lze ve stopních drahách objevit kapky krve, jež signalizují nástup proestrální fáze reprodukčního cyklu. K samotnému páření však může dojít až začátkem března vzhledem k tomu, že vlčí námluvy trvají i několik měsíců před samotným pářením (Kutal & Suchomel 2014). Mláďata se rodí v zemním brlohu po 61-64 dnech březosti v obvyklém počtu 3-7 (Anděra & Horáček 2005). Po narození váží 300–500 g, jsou hluchá, slepá a vzhledem připomínají štěňata německého ovčáka (Packard et al. 2003). Prvních šest týdnů samice mláďata vyživuje mateřským mlékem, poté přecházejí na masitou potravu, kterou jim v prvních týdnech rodiče nejprve natráví (Anděra 1999). K opuštění může dojít kdykoliv během roku, ale nejběžněji vlci odcházejí na začátku jara nebo v průběhu podzimu a zimy (Mech & Boitani 2003).

3.3.1.2. Potrava

Vlci, stejně jako další zástupci psovitých šelem, nejsou výhradní masožravci jako například kočkovité šelmy, kdy mohou dočasně přežívat i na odpadcích nebo ovoci. Potrava vlka obecného je tak různorodá, jak rozsáhlý je areál jeho výskytu. Může lovit kořist, která se liší velikostí v rozsahu od zajíce (1 kg) až po bizona (1 000 kg) (Peterson & Ciucci 2003). Denně vlk spotřebuje okolo 3–5 kg masa (Hell et al. 2001).

Na základě osmiletého pozorování Wagner et al. (2012) uvádějí, že se vlci v evropských podmínkách živí především divokými kopytníky, které tvoří více než 96 % jejich potravy. Nejvíce lovenou kořistí je srnec obecný *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) (55,3 %), následuje jelen evropský *Cervus elaphus* (Linnaeus, 1758) (20,8 %) a divoká prasata *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758) (17,7 %). Další důležitou složkou potravy těchto šelem jsou zástupci čeledi zajícovití (Leporidae Fisher, 1817) (2,9 %), zatímco hospodářská zvířata tvoří pouze 0,6 % veškeré spotřebované potravy (viz Graf 2). Zároveň dodávají, že preferovanou kořistí vlků se ve většině případech stávají mladší, nemocní nebo jinak znevýhodnění jedinci, kteří představují co nejmenší riziko zranění při lovu (Wagner et al. 2012).



Graf 2. - Procentuální zastoupení jednotlivých složek v potravě vlka obecného v průběhu reintrodukce na území Německa v letech 2001-2009 (Wagner et al. 2012).

Jiná je situace v jižní Evropě. Například na území italského pohoří Apenin a Alp vlci preferují prasata divoká a jiní kopytníci jsou jim potravou jen v obdobích, kdy je prasat málo (Mattioli et al. 2011). Jedno z vysvětlení může být, že dospělá prasata v jižní Evropě dosahují průměrné hmotnosti jen 67 kg, zatímco ve střední Evropě může dospělý samec prasete divokého vážit i více než 300 kg (Šmietana & Klimek 1993).

Vlci se snadno adaptují na lokálně nejpočetnější a nejdostupnější zdroje včetně hospodářských zvířat. Míra predace na dobytku je ovlivněna především způsobem hospodaření a nedostatkem divoce žijících kopytníků (Okarma 1995). Při dostatku divoké kořisti z řad velkých kopytníků je tato kořist vlky preferována i přes snadnou dostupnost a vysoké počty dobytka na pastvinách zasahujících do vlčího teritoria (Barja 2009).

3.3.2. Pobytové znaky

Mezi pobytové znaky vlka obecného patří především stopy, výkaly a zbytky kořisti (Harrington & Asa 2003).

Své území vlci značují také močí, kterou zanechávají nejčastěji na vyvýšených místech, například na trsu trávy, sněhové kupě nebo křoví u cesty. V době páření vlků (v našich podmínkách leden–únor) je možno v moči nebo na stopě říjné vlčice nalézt i kapky krve. (Kutal & Suchomel 2014). Vlk si také značí teritorium pomocí škrábanců, jež ale zanechává na zemi, často na lesních cestách. Územní značení hraje důležitou roli v obraně území, spojování párů a dosažení reprodukční synchronie (Zub et al. 2003).

3.3.2.1. Kořist

Vlci jsou sociálně žijící zvířata a je racionální předpokládat, že lov ve smečce přináší výhody kooperace zejména při lovu větší kořisti, kterou by jinak nebyli schopni ulovit. Na druhou stranu je známo, že i osamocený vlk je schopen usmrtit losa, zubra nebo pižmoně (Peterson & Ciucci 2003). I když zvyšující se počet členů smečky znamená menší množství potravy pro jedince, je z evolučního hlediska ponechání nadbytků z velké kořisti blízké příbuzným potomkům nejvýhodnější cesta, jak s ní naložit, kromě kompletní konzumace nebo ukrytí kořisti. Bez dostatečného množství konzumentů by si totiž nadbytky kořisti rozdělili další predátoři, mrchožrouti nebo rozkladači (Mech & Boitani 2003).

Vlci jsou velmi vytrvalí a svoji kořist mohou pronásledovat i desítky kilometrů. Nejčastěji se pohybují rychlostí kolem 8-10 km za hodinu (kdy neloví ani neprechají), mohou však vyvinout rychlost až 64 km za hodinu (Mech & Boitani 2003). Ze studií ze Severní Ameriky vyplývá, že vlci až polovinu svého času stráví v pohybu, kdy „skenují“ terén za účelem vyhledávání potencionální kořisti (Peterson & Ciucci 2003).

V případě menší kořisti (ovce, srnec) jsou typickými znaky útoku dobře směřované zákusy nejčastěji do hrdla, nebo týlu (někdy oddělí i celou hlavu) (Findo & Skuban 2011). Větší kořist nejprve pronásledují, snaží se ji oddělit od stáda a následně ji zraňují na bocích a slabinách, což jí způsobuje šok. Jakmile ji strhnou k zemi, roztrhají dutinu břišní a otevrou hrudní koš, čímž dojde k usmrcení (Kvasnica 2009). Někdy můžeme nalézt na těle kořisti (hrdle) dva velké otvory po špičácích (Findo & Skuban 2011). Z kořisti vlk při požívání upřednostňuje vnitřnosti a až potom svalovinu (Červený et al. 2000) (Obr. VIII.).

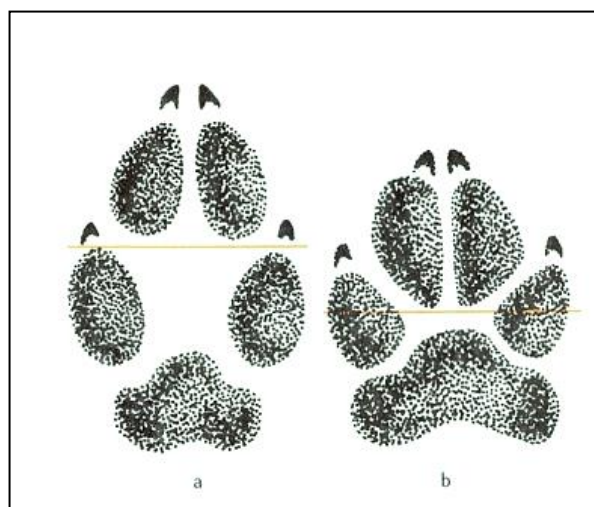
Na základě šestiletého pozorování Wikenros et al. (2009) ve své studii uvádějí, že průměrná úspěšnost lovu u sledovaných jedinců vlka nedosáhla ani 50 %, přičemž tato hodnota nezávisela na druhu kořisti (los 43 %, srnci 47 %).

3.3.2.2. Stopy

Stopa vlka obecného se podobá stopě psa domácího. Tvar vlčí stopy je ale na rozdíl od té psí elipsovité, a to díky dvěma středním prstům, které jsou posunuté více vpředu. Tyto střední prsty směřují dovnitř a někdy mohou být srostlé (viz Obr. 5.). Patní (největší) mozol na tlapě vlka bývá posazen hodně vzadu, takže vzniká velké volné místo mezi všemi pěti mozoly. Zadní a přední stopa je opatřena nápadně silnými drápy (Stýblo 2005). Délka otisku přední tlapy je 8–14 cm, šířka 7–10 cm, otisk zadní tlapy má délku 7,5–8 cm a šířku 5,5–7 cm. Délka kroku při chůzi je přibližně 70 cm, při poklusu 80–100 cm. Typické je takzvané „čárování“,

kdy zadní tlapa je kladena do otisku tlapy přední, a tak při klusu vlk zanechává stopy v jedné linii za sebou (Findo & Skuban 2011; Červený et al. 2000).

U samostatných stop je velmi problematické a v některých případech dokonce nemožné určit, zda jsou psí nebo vlčí. Skoro žádný odborník není schopen podle jedné stopy s jistotou říct, zda je původcem pes či vlk. K jasnějšímu závěru proto lze dojít pouze s pomocí dalších nalezených pobytových znaků (výkaly, stržená kořist), případně podle chování zvířete, pokud je možné ho dle stop sledovat. Jedním z možných určovacích znaků je stopní dráha vlků v klusu, která většinou probíhá terénem přímo a tvoří pouze jednu linii, zatímco psi navíc často kličkují a odbíhají k různým předmětům na trase (Kutal & Suchomel 2014) (Obr. IX.).



Obr. 5. - Porovnání stopy vlka (a) a velkého plemene psa domácího (b). Převzato z http://selmy.ursus.cz/vlk/V-pobytove_znaky.html.

3.3.2.3. Biologické značky

Vlk si svými exkrementy značí teritorium, a proto jej můžeme často nalézt na nápadných místech, jako jsou rozcestí, kameny či jiná vyvýšená místa (Barja et al. 2005). Výkal obvykle obsahuje i poměrně velké množství chlupů a zbytků kostí. Některé úlomky kostí si ponechávají svou strukturu i po průchodu trávicím traktem, ale většina je strávena do beztvaré vápenité hmoty. Barva výkalu je proměnlivá od černé až po světle šedou, kdy záleží na podílu pozřené masa, krve a kostí a na stáří výkalu. Kutal & Suchomel (2014) uvádějí, že čerstvé výkaly bývají zpravidla tmavší s pronikavým zápachem, avšak někdy mohou být i světlé barvy. Staré, deštěm promyté výkaly připomínají chomáč chlupů charakteristicky smotaných do válečku. Tvar výkalu je obvykle válcovitý o průměru až 3 cm a vlk jej ukládá v hromádkách (Červený et al. 2000) (Obr. X.).

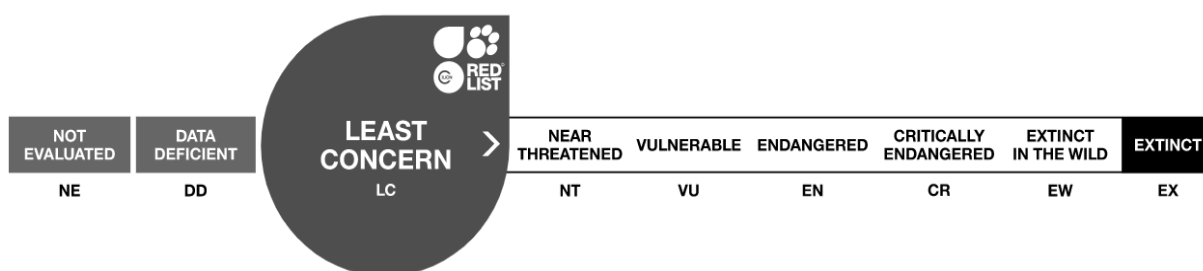
3.3.3. Výskyt a rozšíření vlka obecného

Vlk obecný je dle červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2018) zařazen mezi málo dotčené druhy (LC least concern) a jeho populační trend je udáván jako stabilní (viz Obr. 6.). V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden vlk obecný jako druh kriticky ohrožený (Anděra & Červený 2003).

Původně byl vlk obecný rozšířený téměř po celé severní polokouli od Severní a části Střední Ameriky přes celou Evropu, severní Afriku až po severní, střední a jižní Asii. Na sever zasahoval až k 75° severní šířky (arktické oblasti Severní Ameriky), na jih pak po 12° severní šířky (Indie). Z tohoto důvodu je často považován za nejrozšířenějšího savce vůbec, s výjimkou člověka (Mech & Boitani 2004; Sillero-Zubiri 2009). V návaznosti na snahy člověka vlka vyhubit, se v minulém století jeho areál rozšíření zhruba o třetinu zmenšil (Kvasnica 2009). V současné době se zdá, že populace vlka začíná opětovně narůstat (Anděl et al. 2010) (Obr. XI.).

Souvislý areál rozšíření vlka obecného v Evropě pokrývá evropskou část Ruska vedoucí na Skandinávský poloostrov, potom přes Polsko, Karpaty až na Balkán. Tento druh se vyskytuje také odděleně na Pyrenejském a Apeninském poloostrově (Hell et al. 2001). Odhaduje se, že v evropském areálu vlka, který má rozlohu 3 500 000 km², se vyskytuje asi 60 000 jedinců, z toho více jak dvě třetiny obývají oblast bývalého Sovětského svazu (Červený et al. 2005).

Karpatská populace vlka obecného v Evropě je považována za nejstabilnější a je tvořena cca 5–6 tisíci jedinci. Převážná většina z nich se vyskytuje na území Rumunska a Ukrajiny. Mezi další státy s výskytem vlků spadajících do této populace patří Česká a Slovenská republika, Polsko, Maďarsko a Srbsko, přičemž na slovensko-polském území je početnost odhadována až na 1000 jedinců (Boitani 2000; Find'o et al. 2008). Samotné Karpaty jsou považovány za refugium těchto šelem, a proto tato oblast má celosvětový význam (Červený et al. 2005).



Obr. 6. - Celosvětový stupeň ohrožení vlka obecného *Canis lupus* (IUCN 2018).

3.3.3.1. Biotop a habitové preference vlka obecného

Vlk se vyznačuje velkou přizpůsobivostí a schopností přežít v civilizované krajině. Dokáže žít i v oblastech, kde už nežije medvěd ani rys, kteří jsou na kvalitu svého prostředí mnohem náročnější (Bojda & Kutal 2008). Kromě lesnatých oblastí, je také typickým obyvatelem stepí, lesostepí, tunder, lesotunder a polopouští (Hell et al. 2001).

V podmínkách Střední Evropy preferuje odlehle oblasti horských poloh s nadmořskou výškou od 600 do 2 400 m n. m. (Červený et al. 2005). Pokud není antropogenní tlak v místě výskytu příliš vysoký, dokážou se vlci přizpůsobit i biotopům s přítomností člověka, a to například tak, že se oblastem s vyšší lidskou aktivitou (sídla, silnice, bezlesí) vyhýbají více ve dne než v noci (Theuerkauf et al. 2003).

Na základě analýzy habitových preferencí provedené v Polsku Jedrzejewski et al. (2008) prokázali, že vlk sice preferuje lesnaté oblasti, ale v případě, že lesy byly v širší oblasti málo zastoupené, využívá i oblasti s nižší lesnatostí, pokud jsou zde například zastoupeny ve vyšší míře mokřady, louky a pastviny.

Aby našli vhodný biotop, jsou vlci schopni překonávat stovky kilometrů (Kutal & Suchomel 2014). Během noci ujde smečka 15 až 60 km (Hell et al. 2001). Jedrzejewski et al. (2001) uvádějí z oblasti Bělověžského národního parku průměrně uraženou vzdálenost za jeden den 21,1 km u samic a 27,6 km u samců.

Teritorium vlka lze popsat jako území, na kterém se nacházejí členové jedné smečky a které je vyznačeno pachovými značkami. Tato území nejsou pevně stanovená, mohou se vzájemně překrývat, a i velikostně se velmi liší (Červený et al. 2005). V Severní Americe se udává velikost od 80–2500 km², v Evropě 100–500 km² (Hell et al. 2001). Pomocí telemetrie se podařilo zjistit, že domovské okrsky vlků v různých částech Karpat se pohybují v rozmezí 100 až 300 km² (Find'ò et al. 2008), přičemž rozsah jednotlivých teritorií závisí především na početnosti a druhu kořisti, velikosti smečky a typu terénu (Červený et al. 2005).

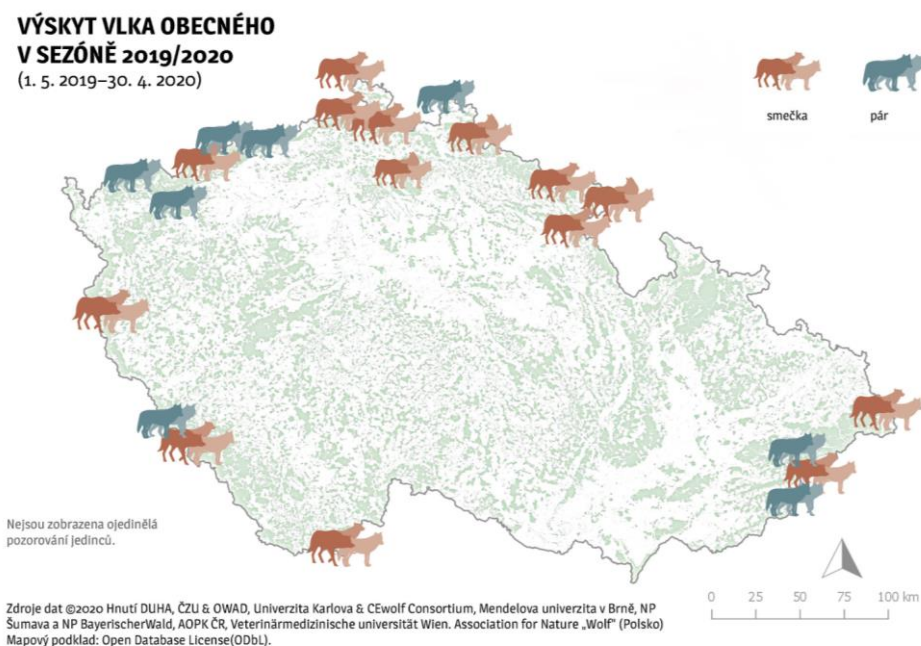
3.3.3.2. Historický a současný stav v České republice a na Slovensku

Vlk byl u nás ze všech šelem v minulosti nejvíce pronásledován. Byl považován za nebezpečného nejen pro hospodářská zvířata, ale také pro člověka. Ve většině evropských zemí byl vyhubený a jeho populace zůstaly zachovány jen ve východních Karpatech. Na Moravě byl poslední historický zástřel vlka v roce 1914. Sporadicky se začali vlci v různých místech České republiky znovu objevovat po druhé světové válce. Jednalo se však o

osamocená zvířata, u kterých nebylo jasné, zda se jedná o jedince migrující ze slovenských Karpat nebo uniklých ze zajetí (Červený et al. 2005).

Od roku 1994 se na území Beskyd, jako jediné oblasti v ČR, vlci vyskytují trvale. V celé Chráněné krajinné oblasti se stavy odhadovaly v roce 1994 na 2 až 3 ks, v roce 1995 na 5 ks, v roce 1996 bylo 5 dospělých a 6 mladých jedinců, od konce roku 1996 do roku 1997 bylo na českém území přibližně 4 až 5 vlků. V průběhu let 1997 a 1998 se počet radikálně snížil v důsledku nelegálního lovu po obou stranách česko-slovenské hranice. A tak v letech 1998–1999 byl odhad jejich početnosti pouze 1 až 2 ks. Trvalo několik let, než se vlci do Beskyd znovu vrátili a vytvořili zde početnější skupinu. V letech 2000–2002 byl jejich počet odhadován na 2 až 4 jedince. V roce 2003 se na území Chráněné krajinné oblasti Beskyd a navazující Javornické části Chráněné krajinné oblasti Kysuce zdržovalo kolem 5 až 10 vlků. V posledních letech se tento počet pomalu zvyšuje (Bartošová 2004; 2008).

V současnosti se na českém území vlci objevují v celém pásmu sudetských pohoří, z toho je stálý výskyt potvrzen na Broumovsku, v Krkonoších, v Krušných a v Jizerských horách. Pravidelná pozorování jsou hlášena i na Šumavě a v Bavorském lese (Obr. XII.) Při migračních schopnostech vlků jsou izolovaná pozorování jednotlivých zvířat možná takřka kdekoliv, jako například u Brodců na Mladoboleslavsku (2018) nebo v centru Českomoravské vrchoviny (2017) (Anděra & Gaisler 2019). V letech 2019/2020 již bylo organizací Hnutí DUHA dokladováno 22 vlčích teritorií, která alespoň částečně zasahovala na území ČR (www.selmy.cz) (viz Obr. 7.).



Obr. 7. - Výskyt vlka obecného v sezóně 2019/2020. Převzato z <https://www.selmy.cz/vlk/rozsireni-vlka/>.

Slovenská populace vlka se zdá být stabilní, pokrývá prakticky všechna pohoří severního a středního Slovenska (Salvatori & Linnell 2005). Odhady početnosti vlka jsou však variabilní. Většina odborníků se shoduje na údajích 400–450 jedinců (Rajský & Kaštier 2014). Některé odhady ale uvádí rozpětí až 600 jedinců (Pavlišin et al. 2008).

3.3.4. Legislativní ochrana a ohrožení vlka obecného

V Evropské unii je vlk chráněn směrnicí č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, kde je uveden v příloze II a IV. Dále je zařazen do přílohy II Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Vztahuje se na něj také Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze II (přísně chráněné druhy živočichů).

V rámci legislativy České republiky je vlk obecný chráněn zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je vlk obecný zvláště chráněný živočich v kategorii kriticky ohrožený, u něhož prokázané škody hradí stát (zákon č. 115/2000 Sb.). Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je vlk považován za zvěř, kterou nelze lovit (Anděl et al. 2010; Kutal & Suchomel 2014).

Obecně pokles vlka obecného v Evropě je navzdory dynamickému růstu většiny populací zásadně ohrožován především pytláctvím, nadměrným lovem, mortalitou na silnicích a rizikem hybridizace se psem domácím (*Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758). Vnesení psích genů do genomu vlka mezidruhovým a následným zpětným křížením (tzv. *introgrese*) může snížit životaschopnost populace destrukcí specifických adaptací u některých populací a způsobit agresivnější chování (Randi 2011).

Zásadní problém reintrodukce velkých šelem v Evropě se zdá být přetrvávající odmítavý postoj veřejnosti. Ze všech tří druhů velkých šelem, které u nás žijí, veřejnost nejméně pozitivně přijímá vlka, přičemž především v podhorských obcích může odpor obyvatel k výskytu šelem vyústit až v jejich nelegální zabíjení – pytláctví (Červený et al. 2005). Hlavním důvodem negativního postoje místních obyvatel k vlkům, jsou útoky na hospodářská zvířata (Bartošová 2008). Avšak v porovnání s úhynem chovaných zvířat vlivem jiných příčin (nemocí apod.) jsou ztráty způsobené vlkem minimální. V dlouhodobém průměru z let 2001–2012 je v okresech Frýdek-Místek a Vsetín ročně zabito zhruba 16 ovcí, což tvoří asi 0,1 % z celkového počtu těchto hospodářských (Bartošová & Kutal 2014).

3.4. Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

3.4.1. Charakteristika druhu

Rys ostrovid je největší evropská kočkovitá šelma. V podmínkách Evropy váží rys ostrovid mezi 12–25 kg a jeho délka těla dosahuje 76–148 cm, přičemž ocas bývá dlouhý 12–24 cm a výška v kohoutku může přesáhnout i 70 cm. Samci bývají zpravidla větší než samice (Sunquist & Sunquist 2009). Euroasijský druh rysa je zároveň z rodu rysů (*Lynx*) největší, kdy oproti ostatním dosahuje až dvojnásobné velikosti (Kutal & Suchomel 2014).

Zbarvení rysa je sice mezidruhově variabilní, ale u všech druhů převládá šedá barva těla s různými odstíny (rezavými, nažloutlými či načervenalými), krémově bílá srst břicha a typické vzory na srsti. Vedle výrazně skvrnitých jedinců se vyskytují i jedinci s rozetami a krátkými pruhy či s úplnou absencí jakýchkoliv vzorů na srsti (Nowell & Jackson 1996; Breitenmoser et al. 2000).

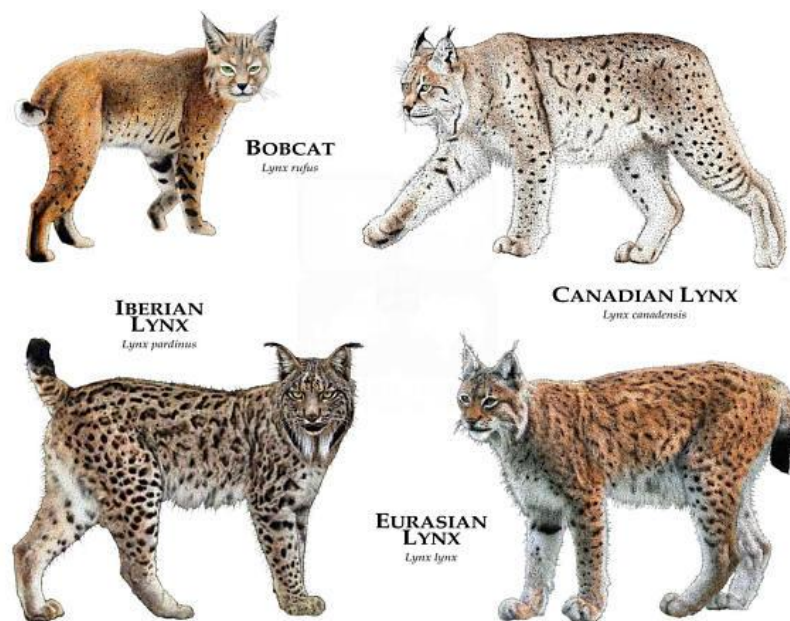
Vzhled rysa je velmi specifický. Má relativně krátké tělo v porovnání s dlouhýma nohama, kulatou hlavu a krátký (jakoby zkrácený) ocas s černým hrotem (Sunquist & Sunquist 2009). Tělo rysa má čtvercový charakter, čímž se odlišuje od ostatních koček. Můžeme to chápat jako adaptaci mezi potřebou rychlého běhu a schopností skákat. Zadní nohy jsou asi o 20 % delší než přední, rys tak působí v zadní části těla mohutnější (Reichholf 2006). Tlapy jsou relativně široké a umožňují rysovi efektivně se pohybovat i v hlubokém sněhu. Špičky trojúhelníkovitých uší lemují štětičky prodloužených černých chlupů. Někteří jedinci mají i prodlouženou srst v oblasti lící a brady (tzn. licousy) (Sunquist & Sunquist 2009) (viz Obr. 8.).

Na předních končetinách mají rysové pět prstů (pátý prst se do stopy neotiskává), zatímco na zadních nohou pouze čtyři prsty. Silné, ostré a zatažitelné drápy jim slouží jako dokonalý nástroj k uchopení kořisti. Způsobem chůze se řadí mezi takzvané prstochodce, což znamená, že na zem došlapují pouze na prsty, nebo pouze na poslední články prstů (Breitenmoser et al. 2000).

Jako ostatní kočkovité šelmy mají i rysové velmi dobře vyvinutý zrak, který je uzpůsobený k vidění za snížené viditelnosti. Myš rysové spatří na vzdálenost 75 metrů, zajíce na 300 metrů a srnu na 500 metrů. Při lovu kořisti zapojuje i vynikající sluch, který zřejmě i díky licousům a štětinkám, dosahuje značné citlivosti. Jediný čich je mírně upozaděn a není tak citlivý. Rysové ho využívají především k vnitrodruhové komunikaci a nikdy ne při lovu jako v případě psovitých šelem (Sunquist & Sunquist 2002).

Pohlavní dospělost samic se udává ve věku dvou let, zatímco samci se obvykle nerozmnožují dříve než ve třech letech (Breitenmoser et al. 2000). Rys žije samotářským způsobem. Obě pohlaví se společně setkávají jen v období páření. Skupinky více jedinců tvoří pouze kočka s koťaty v prvním roce jejich života. Během druhého roku jsou ryši nuceni se osamostatňovat a hledat si své vlastní teritorium. Tito mladí jedinci si své teritorium hledají ve vzdálenosti 25–92 km od centra okrsku matky. Tímto způsobem se dostávají mladí jedinci do nových neosídlených území (Bufka 2003).

Rys ostrovid se ve volné přírodě dožívá přibližně 17 let, v lidské péči to může být i okolo 24 let (Nowell & Jackson 1996).



Obr. 8. - Porovnání vzhledu jednotlivých poddruhů rodu *Lynx*: Bobcat (*Lynx rufus*), Canadian Lynx (*Lynx canadensis*), Iberian lynx (*Lynx pardinus*) a Euroasian Lynx (*Lynx lynx*). Převzato z <https://www.wildcatfamily.com/lynx-lineage/>.

3.4.1.1. Denní aktivita, rozmnožování

Rys ostrovid je šelma s nočním a soumrákním životem, s vrcholem aktivity v době soumraku a nejnižší aktivitou během poledne s výjimkou období říje, kdy jsou ryši aktivní i během dne (Breitenmoser et al. 2000). V průměru je aktivní 6,5–9 hodin denně (Schmidt 1999). Přes den rys odpočívá na skalách, v dutinách, polojeskyních nebo v křovinách. Ukrývat se může i v norách po liškách a jezevcích (Reichholf 2006).

Počet hodin v pohybu a vzdálenost, kterou urazí, zásadně ovlivňuje především jeho lovecká schopnost a úspěšnost. Nejdéle je rys aktivní ve dny, kdy neuloví žádnou kořist (12,5 hodin za den) v takovém případě rovněž urazí nejvyšší vzdálenost (v průměru 14 km za den)

a nejméně první den po úspěšném lovu (1,6 hodin, 2,8 km) (Jedrzejewski et al. 2002). Rys je však schopen ujít i přes 20 km za den (Bufka 2003). Jedrzejewski et al. (2002) na základě pozorování uvádějí, že samci ujdou, díky větším domovským okrskům (tzv. *homerange*) zpravidla větší vzdálenosti než samice, přičemž samice s mláďaty vykazují větší pohybovou aktivitu než samice bez mláďat.

Námluvy mezi rysy probíhají v našich podmínkách od ledna až února přibližně do poloviny dubna. Samice lákají samce jednak hustějším a intenzivnějším značkováním moči, ale i typickým skřekavým zvukem, který vydávají (Škaloud 2009). Je to důležité pro vzájemné setkání obou pohlaví, a to co nejdříve, protože samotná říje (estrus), kdy může samice zabřeznout, trvá maximálně tři dny. K ovulaci dochází až po několikatém spáření se samcem (tzn. *indukovaná ovulace*). Po 67–74 dnech březosti samice rodí (v evropských podmínkách nejčastěji na konci května) na dobře ukrytém místě dvě až tři kořata, vážící okolo 300 g (Breitenmoser et al. 2000).

Mladí rysové se osamostatňují ve věku 10 měsíců, kdy už mají 9–14 kg. Doby nezávislosti na matce (zhruba do věku 11 měsíců) se v průměru dožije jen polovina mláďat a úplné dospělosti (dvou let) zhruba jen polovina subadultních jedinců (Breitenmoser et al. 2000).

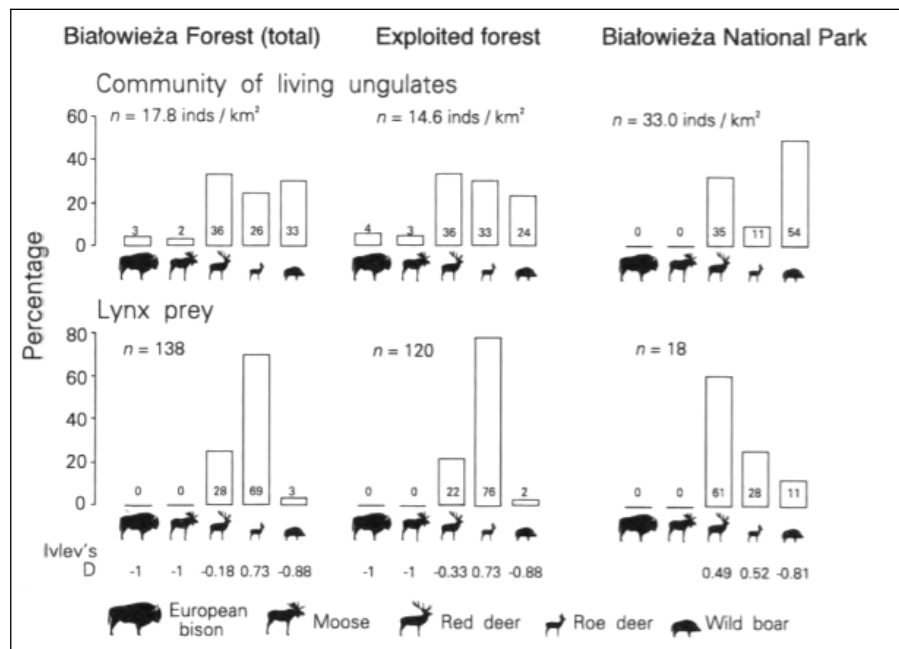
3.4.1.2. Potrava

Potrava rysa je v jednotlivých částech jeho velkého areálu rozšíření odlišná a závisí do značné míry na lokálním složení fauny (Jedrzejewski et al. 1993). Denně rys spotřebuje okolo 1–2,5 kg masa (Breitenmoser et al. 2000).

Na rozdíl od rysa kanadského nebo rysa pardálového, kteří jsou specializováni na zástupce zajícovců z řádu Lagomorpha, je typickou kořistí rysa ostrovida srnec obecný, kterého upřednostňuje všude, kde se tento kopytník vyskytuje (Jedrzejewski et al. 1993) (viz Obr. 9.). Sidorovich (2006) přišel s teorií, že s menším počtem srnců klesá i hustota rysů a případný pokles negativně působí na jejich fyzickou kondici.

V evropských lesích mírného pásma je tedy rys specialistou na menší kopytníky jako je srnec obecný nebo kamzík horský (*Rupicapra rupicapra* Linnaeus, 1758) (Kutal & Suchomel 2014). V boreálních a horských lesích se v jeho potravě objevují i tetřevi (podčeď Tetraonidae Vigors, 1825) (Jedrzejewski et al. 1993). Kořistí se mohou stát i divoká prasata (*Sus scrofa*) nebo v případě mladších jedinců i menší kořisti jako například zajíc polní (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) nebo liška obecná (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). Další lovenou potravou jsou hlodavci (řád Rodentia Bowdich, 1821), lasice, kuny (čeď lasicovití

Mustelidae Fisher, 1817) ale i kočky domácí (*Felis catus* Linnaeus, 1758). Z větších druhů například jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus* Zimmermann, 1780), muflon (*Ovis musimon* Pallas, 1811) či daněk evropský (*Dama dama* Linnaeus, 1758) (Sidorovich 2006). V některých oblastech s menším množstvím volně se vyskytujících kopytníků (například v Norsku) loví ryši také polodivoké soby (*Rangifer tarandus* Linnaeus, 1758) nebo domácí ovce (*Ovis aries* Linnaeus, 1758), ale ani zde, ani jinde v Evropě netvoří domácí zvířata hlavní složku ryší potravy (Odden et al. 2006).



Obr. 9. - Procentuální zastoupení jednotlivých složek v potravě ryši ostrovida v prostředí celé, využívané a nedotčené části Bělověžského pralesa lesa v letech 1985–1992. Horní panel: n = průměrná hodnota všech kopytníků na km²; spodní panel: počet nalezených kořisti ryši (Jedrzejewski et al. 1993).

3.4.2. Pobytové znaky

Mezi nejčastější pobytové znaky ryši ostrovida, se kterými je možné se ve volné přírodě setkat, patří především stopy, výkaly a zbytky kořisti. Dalšími důkazy přítomnosti ryši kromě těchto zmíněných mohou být například i škrábance na stromech po broušení drápků či zbytky srsti (Obr. XV.). Ty obvykle nacházíme na pařezech, kmenech s hrubou kůrou či na zlomených větvích, o které se s oblibou ryši otírají (Pavanello et al. 2014).

3.4.2.1 Kořist

Ryši je typickým predátorem, který loví samotářsky. Při lovu preferuje členitější stanoviště jako jsou padlé kmene, vývraty, hromady větví (Podgórski et al. 2008). Odtud na svoji kořist číhá, pronásleduje ji na vzdálenost 20–50, maximálně 100 metrů a následně se jí zmocňuje

zakousnutím do krku (zřídka do týlu) a zabíjí ji udušením nebo zlomením vazů. Čím déle kořist pronásleduje, tím méně je úspěšný (Hell et al. 2004).

Zatímco psovitě šelmy obvykle kořist skousnou a poté s ní třepou, kdy výsledkem jsou patrné tržné rány a velké podlitiny na těle kadáveru, rys se do kořisti zakusuje velkou silou a drží, kořistí netřepe. V případě nutnosti stisk povolí a znovu se zakusne. Z tohoto důvodu je rysí kousnutí obvykle hluboké a na průměru malé (3–3,5 cm mezi špičáky) s ostře řezanými okraji (Červený et al. 2000; Pavanello et al. 2014).

Protože se rys snaží chycenou bojující kořist pevně držet tlapami s vytaženými ostrými drápy, dochází často k proříznutí kůže oběti až hluboko do masa. Menší kořist zabíjí rys kousnutím do hlavy a sežere ji celou. Na rozdíl od psovíťích šelem a medvěda, kteří u kořisti začínají konzumovat nejdříve vnitřní orgány, rys dává přednost svalovině, a to zejména zadních končetin. Kůži během žraní ohrnuje, takže nakonec vytvoří jakýsi pytel, ve kterém je schovaná hlava (Červený et al. 2000) (Obr. XIII.).

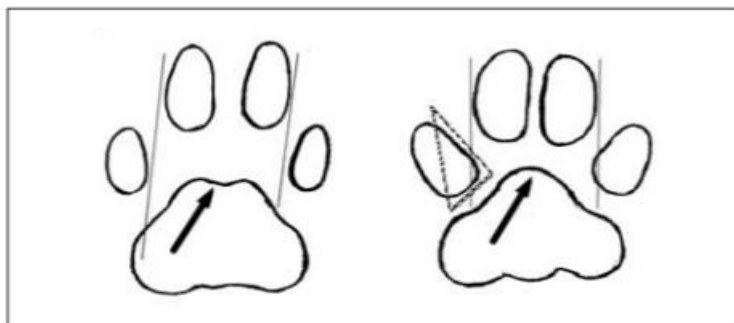
Dospělý rys za noc zkonzumuje v průměru 3,4 kg masa (samice s mláďaty více, až 5 kg) (Molinari-Jobin et al. 2000). Pokud uloví větší kořist, obvykle ji před mrchožrouty a jinými predátory zakryje sněhem, zeminou nebo listím, aby se k ní mohl později vrátit (Stýblo 2005).

3.4.2.2 Stopy

Rys má ze všech již zmíněných druhů velkých šelem nejnanežněji rozeznatelnou stopu, která by neměla být zaměnitelná s žádnou jinou, co se týče tvaru nebo velikosti. Rysí stopa má charakteristický kulatý tvar kočkovitých šelem a prsty jsou, na rozdíl například od kočky domácí, výrazněji protáhlejší. Délka předních i zadních stop je v rozmezí 5,5–8,5 cm a se šířkou okolo 4,5–7 cm. Dlaňový mozol má tvar zaobleného trojúhelníku, kdy jeho vrchol směřuje k prstům (Škaloud 2009). Drápy rysa se obvykle neobtiskují, jsou zatažené v pouzdrech. Nicméně pokud jde rys po klouzavém nebo nerovném podkladu, mohou se objevit. Otisky rysích drápů vypadají jako velmi malé kulaté dírky nebo úzké zářezy. U psovíťích šelem jsou spíše veliké a trojúhelníkovité (Pavanello et al. 2014).

V případě, že se do stopy psa nebo mladšího jedince vlka drápy neotisknou nebo nejsou vidět, může se stopa podobat té rysí. Spolehlivý znak, podle kterého lze stopu rysa odlišit, je propadlý nebo rovný horní vrchol dlaňového polštářku (patního mozolu) ve stopě rysa. U psa nebo vlka je vrchol největšího mozolu naopak vypouklý. Další rozlišovací znak může být i postavení a tvar prstů. Zatímco u psa jsou jednotlivé prsty nahloučené k sobě, přičemž krajní

prsty jsou trojúhelníkového tvaru, rys má mezi prsty více volného místa a krajní prsty jsou oválné a směřují dopředu (viz Obr. 10.) (Kutal & Suchomel 2014).



Obr. 10. - Porovnání stop rysa (vlevo) a psovité šelmy (vpravo) (Kutal & Suchomel 2014).

Rozvržení otisků stop ve stopní dráze závisí na rychlosti zvířete. Při chůzi se stopy zadní nohy otiskují do předních, s narůstající rychlostí se stopy od sebe oddalují (Pavanello et al. 2014). Na rozdíl od vlka, kterému se řádky pravé a levé stopy slučují téměř do jedné linie, ve stopní dráze rysa jsou tyto řádky stop patrně odděleny (Kutal & Suchomel 2014). Při normální chůzi bývá délka kroku 75 až 110 cm, při běhu až 250 cm a při skoku i několik metrů (Pavanello et al. 2014).

3.4.2.3. Biologické značky

Rysí výkal se skládá z několika postupně se zužujících válečků, o průměru asi 2,5 cm. Na jednom konci má tupé až oblé zakončení a na druhém konci zakončení s tupým výběžkem, připomínající roztřepenou špičku (Obr. XIV.). Čerstvý výkal je tmavý a lesklý, postupem času světlá. Pronikavě páchne tzv. „kočičinou“. Ve většině případech obsahuje chlupy, peří a četné, různě dlouhé zbytky úlomků kostí. Rys si na hranici anebo uvnitř teritoria svoje exkrementy zahrabává, a proto se dají velice obtížně nalézt (Červený et al. 2000; Find'o & Skuban 2011).

3.4.3. Výskyt a rozšíření rysa ostrovida

Rys ostrovid je dle červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2015) zařazen mezi málo dotčené druhy (LC least concern) a jeho populační trend je udáván jako stabilní (viz Obr. 11.). V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden rys ostrovid jako druh kriticky ohrožený (Anděra & Červený 2003).

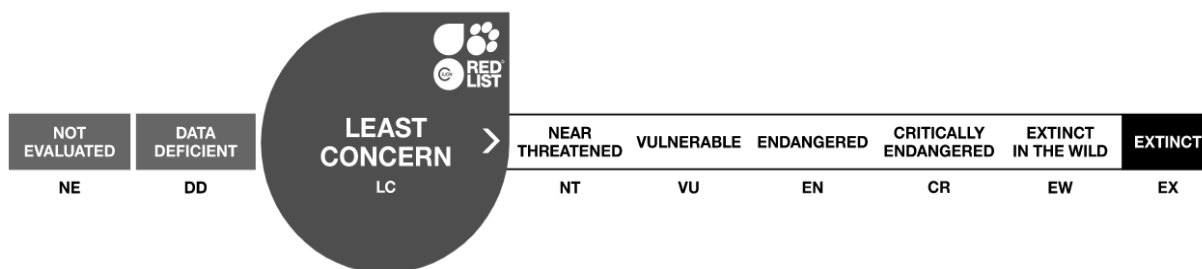
Rys ostrovid původně obýval lesy celé Euroasie. V současnosti se vyskytuje od západní Evropy přes pás boreálních lesů Ruska až po střední Asii a Tibetskou plošinu, který celkově

zahrnuje asi 13,5 milionu km² (Nowell & Jackson 1996; Sunquist & Sunquist 2009). Celková globální populace druhu dnes dosahuje přes 50 tisíc jedinců, nejvíce rysů pak žije v Rusku, asi 30 000–35 000 (Matyushkin & Vaisfeld 2003).

V průběhu 19. a během první poloviny 20. století došlo v západní a střední Evropě na většině míst k lokálnímu vyhynutí populace rysa ostrovida. Jeho populace se zachovala ve větší hustotě pouze v Karpatech. Cílenou ochranou, a hlavně díky reintrodukčním programům v několika zemích (Francii, Švýcarsku, Slovinsku, Německu, Rakousku a České republice) se do několika míst v západní a střední Evropě podařilo rysa ostrovida navrátit. V současné době je jeho populace koncentrována do několika vzájemně izolovaných, silně fragmentovaných oblastí. V evropské části areálu lze rozlišit několik více či méně oddělených subpopulací (Anděl et al. 2010) (Obr. XVI.).

Celkový počet rysů v Evropě (kromě Ruska a Běloruska) je odhadován na 9–10 tisíc jedinců (Boitani et al. 2015). V současné době se v rámci Evropy vyskytují tři velké, souvislé a poměrně stálé populace. Největší evropská populace – baltská se vyskytuje na severovýchodě Evropy. Je tvořena asi 3 400 jedinci a zasahuje území Estonska, Litvy, Lotyšska, Polska, Běloruska, Ukrajiny a Ruska od Leningradské oblasti po Smolensk. V severovýchodní Evropě se potom nachází ještě další velká populace – karelská s cca 1 500 jedinci, která zasahuje na území jižního Finska a murmanské a karelské oblasti Ruska (Linnell et al. 2007). Početnější populace se nachází i ve Skandinávii zejména v Norsku a Švédsku s přibližně 2 000 jedinci. Karpatská populace zahrnuje oblasti východní Moravy, jihovýchodního Polska, větší části Slovenska, západní Ukrajiny, východního Srbska a Rumunska. Celkový odhad početnosti této populace je 2 500 jedinců, z nichž téměř polovina žije v Rumunsku (Linnell et al. 2007).

Kromě nich se na území Evropy nachází ještě několik menších nestabilních populací rysů, které byly založeny introdukcí jako je například česko-bavorská populace (Německo, Rakousko a Česká republika) s přibližně 75 jedinci (Červený et al. 2006b; Linnell et al. 2007).

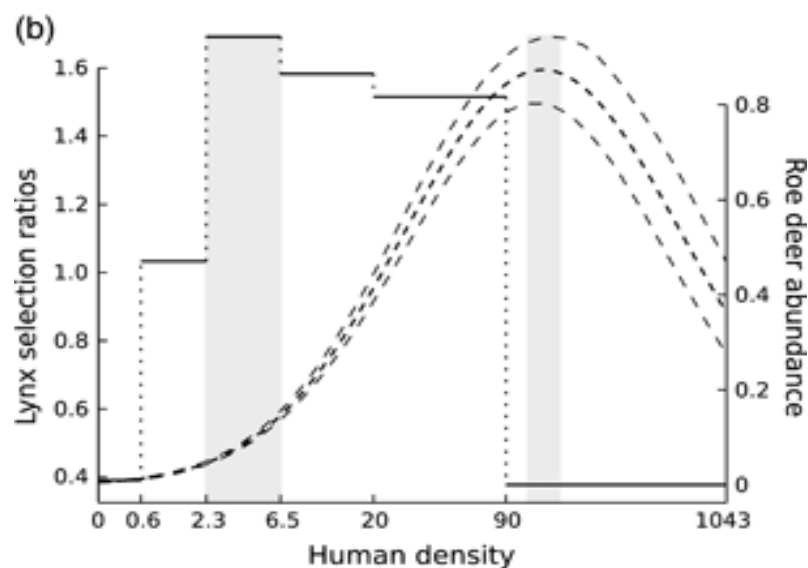


Obr. 11. - Celosvětový stupeň ohrožení rysa ostrovida (*Lynx lynx*) (IUCN 2015).

3.4.3.1. Biotop a habitové preference rysa ostrovida

Rys ostrovid je typickým obyvatelem lesů, avšak v rámci svého rozsáhlého eurasijského areálu osídluje také oblasti mimo souvislé zalesnění. Ve střední Asii žije i nad horní hranici lesa nebo v polopouštních biotopech, v severních oblastech pak obývá rovněž tundru (Nowell & Jackson 1996; Breitenmoser et al. 2000). V Alpách rys preferuje lesy na příkrých svazích v nejvyšších polohách, které jsou málo navštěvované lidmi (Zimmermann & Breitenmoser 2002).

Kromě lesnatosti je podstatným faktorem pro trvalý výskyt rysa především množství kořisti a lidské aktivity (hustota koncentrace člověka, síť pozemních komunikací a intenzita dopravy) (Kutal & Suchomel 2014). K jinému výsledku došli Linnell et al. (2010), kteří ve své publikaci popisují, že v Evropě nebyla shledána významná souvislost mezi stavem populací rysa a hustotou obyvatel. Tomuto tématu se věnovali i Basille et al. (2009), kteří na základě desetiletého pozorování výskytu rysa v místech obývaných lidmi, zjistili, že v případě centrálního Norska se jedinci častěji vyskytovali v oblastech se střední lidskou aktivitou než v oblastech zcela pustých. Hlavním důvodem totiž bylo, že se v biotopech spojených s lidskými aktivitami vyskytovala i jejich hlavní kořist, a to srnec obecný (*Capreolus capreolus*). Přičemž hojnost srnců (až na velmi vysoké prahové hodnoty) pozitivně korelovala s hustotou zalidnění a s tím spojenou lidskou aktivitou. Oblastem s nejvyšší lidskou aktivitou se pak vyhýbali jak rysové, tak srnci (viz Graf 3.).



Graf 3. - Závislost výskytu na hustotě osídlení rysa ostrovida (silné čáry) s ohledem na hojnost srnců (přerušované čáry) a hustotu zalidnění (Basille et al. 2009).

Typickým prostředím obývané rysem v České republice je oblast smíšených a jehličnatých lesů s nadmořskou výškou 700–1500 m (Škaloud 2009). Červený et al. (2006b) dále doplňují, že vhodné biotopy leží v oblastech s lesnatostí přes 30–50 %, přičemž pro stálé a rozmnožující se populace jsou však vhodnější pouze horské oblasti s lesnatostí vyšší než 50 % (Červený et al. 2006b). Rysové při výběru vhodného biotopu preferují jedlo-bukové a bukové porosty s bohatým podrostem a častými skalními útvary. Tyto úkryty společně s dostatkem vhodné potravy jsou pro rysa limitujícím faktorem. Na nich se rád vyhřívá a během dne odpočívá (Bartošová et al. 2002). Totéž bylo potvrzeno i u rysů z Bělověžského pralesa. Na základě pozorování Podgórski et al. (2008) popsali, že sledovaní jedinci sice neměli striktně vyhraněné nároky na typ lesa, ve kterém žili, ale k lovu si téměř vždy vybírali místa s velkou mírou nepřehledného terénu, kde mohli z úkrytu pozorovat svou kořist.

Velikost samotného teritoria se u obou pohlaví liší, zatímco u samic dosahuje 106–832 km², u samců až dvakrát tolik, v rozmezí od 159 do 1515 km². Velikost domovského okrsku je dosti variabilní a je do značné míry také ovlivněna typem obývaného biotopu. Například v Bělověžském pralesi obývali samci plochu 248 km² a samice 133 km², kdežto na jihu Polska u slovenských hranic byla využívána plocha u samců jen 120 km² a u samic 80 km² (Jedrzejewski et al. 2002). Velikost trvalého okrsku na našem území, odvozená z telemetrického sledování rysů na Šumavě, byla pro samce stanovena na 386 km² a pro samice na 278 km² (Bufka et al. 2000).

Velikost využívané plochy teritoria se ale mění i v průběhu roku a nejmarkantnější rozdíl je patrný u samic v období kojení mláďat. V období, kdy byla kořata ve stáří do jednoho měsíce, se samice zdržovala na ploše o velikosti jen 10,7 km². Naopak tomu je ale například v době páření a před ním (v našich podmínkách prosinec–březen), kdy se domovské okrsky samců zvětšují o 40–90 %, což souvisí především s vysokou pohybovou aktivitou samců během období páření (Jedrzejewski et al. 2002). Ačkoliv se domovské okrsky dvou sousedních dospělých samců mohou překrývat až z 30 %, rysy se díky pravidelnému značkování svého teritoria příliš často nepotkávají (Bufka 2003).

Migraci na dlouhou vzdálenost a hledání vhodného teritoria podstupují zejména mladí jedinci, kteří jsou na jaře vyhnáni z rodičovského okrsku. Migrační vzdálenost, kterou urazí, je dosti individuální. Je však patrné, že samice častěji hledají nové teritorium blíže matce a samci migrují na dlouhou vzdálenost (Anděl et al. 2010). V Bělověžském pralesi (Polsko) tato hodnota kolísala od 5 do 125 km a největší vzdálenost rysy urazili během prvních dvou měsíců (duben až květen) (Schmidt 1998).

3.4.3.2. Historický a současný stav v České republice a na Slovensku

Rys ostrovid byl nedílnou součástí druhového spektra naší původní fauny savců. Před rozpadem souvislého zalesnění obýval pravděpodobně celé území Čech, Moravy i Slezska, i když dochované paleontologické nálezy a historické údaje neumožňují detailní rekonstrukci původního areálu rozšíření ani reálný odhad početnosti populace. Hlavními příčinami vymizení rysa ostrovida v Čechách a na Moravě bylo, jako u předešlých velkých šelem pronásledování, hubení a úbytek jeho přirozených úkrytů v souvislosti s rozvojem zemědělství. Až do 18. století se alespoň drobné místní populace rysa vyskytovaly v lesnatějších vrchovinách, předhůří, některých horských oblastech a hlavně v příhraničních lesních horských oblastech (Lužické hory, Jizerské hory, Krkonoše). Postupně ale populace rysa na českém území ubývaly až do úplného vyhubení. Poslední historicky doložený zástřel se stal v roce 1835 u Tábora (Červený et al. 2006b).

Opětovný výskyt se datuje od roku 1945. V Beskydech a Jeseníkách se díky migraci rysů ze slovenské části Karpat usadila nová populace, která byla nekontrolovaným lovem téměř opět zdecimována. Nakonec se ale díky zvyšující se migraci ze Slovenska, reintrodukcí rysa z Beskyd na Šumavu a do Bavorského lesa, povedlo populaci rysa v Čechách a na Moravě obnovit (Červený et al. 2006b).

V současné době jsou na území České republiky známy tři oblasti stálého výskytu: severovýchodní Morava (Moravskoslezské Beskydy, Javorníky, Vsetínské vrchy) s 10–15 jedinci, Jeseníky s 3–5 jedinci a oblast jihozápadních Čech (Český les, Šumava, Blanský les, Novohradské hory, Plánický hřeben, Brdy, Slavkovský les a Doupovské hory) s nejpočetnějším zastoupením rysů u nás, a to až s 75 jedinci (Červený et al. 2006b). Mimo tato území se rys vyskytuje i v jiných oblastech ČR, ale jedná se spíše o výskyt přechodného charakteru (Uhlíková et al. 2008) (Obr. XVII.).

Populace rysa ostrovida na Slovensku je považována za stabilní a neohroženou. Jedná se o jednu z nejdůležitějších v Evropě. Za důkaz tohoto faktu lze považovat, že pozitivní stav rysa na Slovensku umožnil v 70. a 80. letech realizaci programu reintrodukce druhu v západní a střední Evropě. Pro ně poskytlo Slovensko zakladatelská zvířata (Stehlík 1979). Podle oficiální správy pro Evropskou komisi Černecký et al. (2014) uvádějí, že na Slovensku žije 300-400 jedinců rysa s tolerancí 50-100 jedinců.

3.4.4. Legislativní ochrana a ohrožení

V Evropské unii je rys ostrovid chráněn směrnicí č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, kde je uveden v příloze II a IV. Dále je zařazen do přílohy II Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Vztahuje se na něj také Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze II (přísně chráněné druhy živočichů).

V rámci legislativy České republiky je rys chráněn zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je rys ostrovid zvláště chráněný živočich v kategorii kriticky ohrožený, u něhož prokázané škody hradí stát (zákon č. 115/2000 Sb.). Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je rys považován za zvěř, kterou nelze lovit (Anděl et al. 2010; Kutal & Suchomel 2014).

Přestože rys ostrovid je méně kontroverzním druhem než vlk nebo medvěd hnědý, pytláctví zůstává hlavní příčinou úmrtnosti rysů v Evropě, což může v klíčových oblastech ohrozit populační expanzi (Bath et al. 2008).

V současnosti je rys ostrovid v České republice početně i plošně nejrozšířenější šelmou. Avšak obě rozmnožující se populace (česko-bavorská i karpatská) aktuálně spíše stagnují, což je zřejmě i důvodem, proč se rys momentálně nešíří do dalších vhodných neobsazených biotopů, kterých by v České republice měl být dostatek. Dalším důvodem je i hustota silniční sítě, například v Beskydech byli mezi lety 2015 a 2017 nalezeni 3 sražení rysové a počet rysů umírajících na silnicích stoupá i na Šumavě. Přestože je rys dle české legislativy zvláště chráněným druhem, přirozenou dynamiku rysích populací významně ovlivňuje i nelegální lov a negativní postoj části české myslivecké veřejnosti vůči rysovi (Kutal et al. 2017).

3.5. Význam velkých šelem v krajině

3.5.1. Vrcholoví predátoři

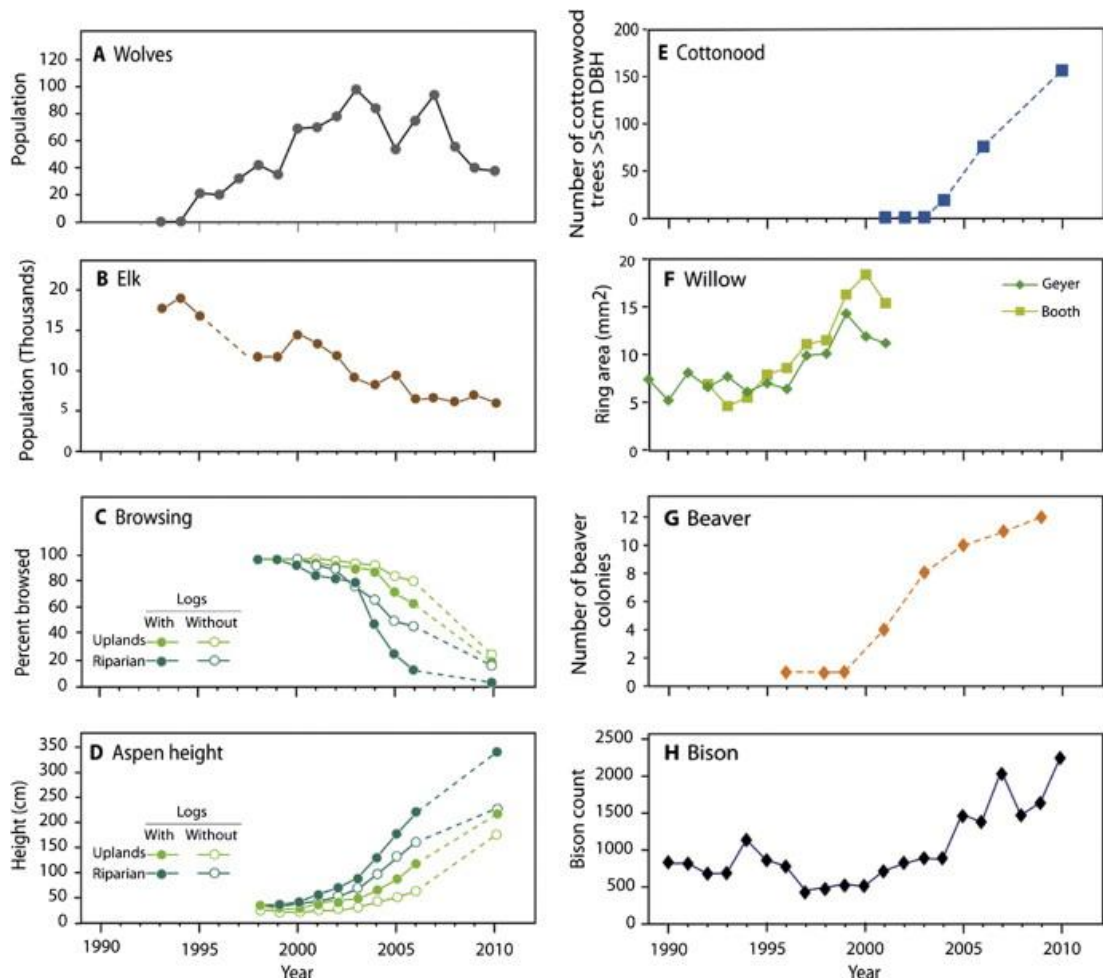
Vlk, rys a medvěd jsou v Evropě původními druhy šelem, které stojí na vrcholu pomyslné potravní pyramidy. Svým působením tedy ovlivňují nejen vlastní kořist, ale nepřímo také nejnižší trofické úrovně, a to rostlinnou vegetaci (Terborgh & Estes 2010). Je nesporné, že vlci a rysové, jakožto velcí masožravci, zasahují do populací divokých kopytníků, redukuje jejich počty, a tím přispívají k rovnováze mezi býložravci a lesní vegetací (Mech & Boitani 2003). Podle studie Ripple & Beschta (2012a) v oblastech bez trvalého výskytu vlka a medvěda dosahují jelenovití téměř šestkrát vyšší početnosti než v oblastech, kde tyto šelmy žijí. V České republice panují pro srnce velmi příznivé podmínky a jejich početnost je vysoká. V současnosti velké šelmy v našich podmínkách tak hrají jen dílčí úlohu v jejich regulaci a ani nevylučují aktivní provozování myslivosti (Kutal & Suchomel 2014).

3.5.2. Vliv šelem na biodiverzitu a lesy

Postupný návrat přirozených predátorů do oblastí jejich dřívějšího výskytu s sebou nepřináší pouze prosté zvýšení početnosti druhů, které se na daném území vyskytují, ale i zvýšení diverzity společenstva v rámci celého ekosystému. Šelmy mohou například snižovat početnost své kořisti na takovou úroveň, při níž mezi druhy nedochází ke konkurenci. Příkladem u nás může být populace volně žijících kopytníků, kteří díky přemnožení závažně poškozují vegetační kryt a snižují druhovou diverzitu (Kutal & Suchomel 2014). Počty kopytníků se výrazně zvýšily i v rámci celé Evropy (Apollonio et al. 2010). Existuje mnoho studií, které potvrzují, že nadměrné spásání ničí přirozenou strukturu biotopů a připravuje tak o domov mnoho druhů pěvců (Gill & Fuller 2007). Těm zároveň ubývají potravní zdroje, protože klesá počet i diverzita lesních druhů bezobratlých živočichů (Allombert et al. 2005). Současně s tím se mění i struktura vegetace a ubývají lesní byliny, včetně chráněných druhů (Stockton et al. 2005).

Populační hustota býložravců není jediným faktorem ovlivňujícím biodiverzitu. Ojedinelá možnost sledovat obnovu ekosystému se naskytlá v americkém Yellowstonském národním parku, kde byli vlci vyhubeni ve 20. letech 20. století a opětovně reintrodukováni v roce 1995. V letech následujících, po vyhubení vlků, jeleni silně spásali údolí řek a obnova listnatých dřevin se zcela zastavila. Ani snaha o snížení stavů jelenů legálním lovem neměla pro obnovu ekosystémů žádný efekt. Pouhých sedm let po návratu vlků byl znovu, po 70 letech,

zpozorován opětovný růst listnatých dřevin (viz Graf 4.). Nejvýznamnější přínos návratu vlků však spočíval ve změně chování kopytníků. Jeleni se totiž naučili netrávit tolik času v lokalitách s vysokým rizikem predace, začali se častěji přemisťovat a využívali jiné, méně zranitelné biotopy. S obnovou říčních porostů, klíčových pro diverzitu a funkci celých ekosystémů, se tak například vrátili i bobři, obnovily se mokřady a zvýšila se početnost vodních bezobratlých (Ripple & Beschta 2012b).



Graf 4. - Sledování populačních trendů A) populací vlka a B) jelenů, C) procento okousaných topolů osikovitých, D) jejich průměrná výška a E) postupná obnova, F) plochy porostů vrb a populační trendy G) počtu bobří kolonií H) počtu bizonů v sledovaném období 1995-2010 (Ripple & Beschta 2012b).

Velké šelmy mohou zvyšovat biodiverzitu také podporou druhů, které se přizpůsobují na zbytcích jimi stržené kořisti. V Bělověžském národním parku bylo zjištěno, že zbytky kopytníků ulovených velkými šelmami jsou důležitým potravním zdrojem pro 36 druhů malých a středně velkých savců a ptáků. Přítomnost vlka a rýsa tak představuje předvídatelný, celoroční přísun živočišných bílkovin. U řady druhů byla navíc zjištěna preference zvířat zabíjených šelmami a zvířata uhynulá byla využívána méně (Selva et al. 2005). Zbytky potravy

stržené vlkem či rysem může v našich horách využít také například medvěd nebo orel skalní (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758) (Hell & Slamečka 1999).

3.5.3. Vliv šelem na myslivecké hospodaření

Z mysliveckého hlediska mají význam pro obhospodařování takzvané spárkaté zvěře především vlci a ryši. Od způsobu, jakým svou kořist loví vlk (štvaní) a rys (číhání a útok ze zálohy), se odvíjí skutečnost, že nejčastější obětí těchto šelem jsou především zvířata slabá, mladá (nebo naopak příliš stará), nemocná nebo jinak znevýhodněná. A odstranění kondičně podprůměrných jedinců z populace je základním předpokladem úspěšného chovu divoké zvěře (Koubek & Červený 2003b).

Na základě dlouholetého pozorování Elmhagen & Rushton (2007) bylo zjištěno, že stoupající počet malých predátorů – lišek je zapříčiněn dvěma faktory, a to změnou využití zemědělské půdy, která vedla k nárůstu početnosti kořisti (především hlodavců) a potlačením vrcholových predátorů (vlk, rys), kteří mohou početnost malých šelem regulovat predací. Elmhagen et al. (2010) dále doplňují, že zvyšující se populace reintrodukovaného rysa v rámci území Finska umožnila potlačit populaci lišek, čímž došlo ke snížení predačního tlaku lišek na zajíce běláky (*Lepus timidus* Linnaeus, 1758). Počet zajíců se zvýšil, a to i přesto, že ve Finsku jsou tato zvířata pro rysy významnou potravou. Populační hustota rysa je totiž zhruba 40 × menší než hustota lišek, takže potlačení menších predátorů rysem ve výsledku umožnilo zajícům uniknout predaci a dosáhnout tak vyšších počtů (Elmhagen et al. 2010).

Bude-li méně predátorů, populace jejich kořisti se sice může zvětšit, objeví se však více nemocí či parazitů. To je jádro modelů popisujících vztahy mezi predátory, parazity a rezervoáry infekcí. Eliminací predátora se zvýší počet i podíl nakažených jedinců bez ohledu na to, zda predátor loví nakažené nebo zdravé jedince (Ostfeld & Holt 2004). Studie provedená na Slovensku objevila souvislost mezi absencí vlků a výskytem klasického moru prasat, kdy pouhých 7 % z případů tohoto závažného onemocnění se objevilo v oblastech s trvalým výskytem vlků. Nositeli nákazy jsou totiž v 95 % selata do 1,5 roku věku, kteří jsou nejčastější kořistí vlků. V území trvale obývaném vlky se mor do dalších oblastí nešířil, protože konzumací nakaženého jedince včas zaniklo ohnisko nákazy (Findo 2002).

3.6. Monitoring velkých šelem

Monitoring zvířat je definován jako opakované vyhodnocení atributů populace sledovaného druhu uvnitř definovaného areálu za určitou časovou periodu, jehož hlavním cílem je detekce populačních trendů a s tím spojená správná a účinná ochrana těchto zvířat (Thompson et al. 1998). Tento způsob získávání informací o výskytu však není jednoduchý, protože velké šelmy mají nízkou populační hodnotu, pohybují se na rozsáhlých územích, kdy se může jednat o stovky kilometrů čtverečných a jejich denní aktivita je převážně soumravná, čímž vzniká malá pravděpodobnost přímého pozorování (Kutal & Suchomel 2014). Je proto velmi důležité mít předem dobře promyšlený plán a data o výskytu, rozšíření a velikosti populace získávat současně pomocí více různých metod monitoringu (Long & Zielinski 2008).

Každý výzkumník, instituce nebo stát může mít jiné nároky na kvalitu dat, při monitoringu velkých šelem je navíc většinou nutné spolupracovat na velkém území s mnoha organizacemi a často přeshraničně. Proto je smysluplné sestavit mezinárodní kritéria a podle nich data třídit. Experti ze sedmi alpských zemí například iniciovali vznik projektu Status and conservation of the Alpine lynx population (SCALP) jehož cílem je koordinovat a standardizovat monitoring rysa v Alpách (Molinari-Jobin et al. 2003).

SCALP vymezuje tři základní kategorie dat: C1 „přímá data“, C2 „objektivní data“, C3 „nedostatečná data“ (Molinari-Jobin et al. 2006). Do první kategorie autoři řadí nezpochybnitelné údaje o přítomnosti rysa a patří sem například zastřelení jedinci, nalezená mrtvá nebo odchycená zvířata, fotografie nebo vzorky výkalů, u nichž byla genetickými analýzami potvrzena druhová příslušnost. Kategorie C2 zahrnuje všechny údaje o stopách, výkalech a rysem stržených zvířatech zjištěné vyškolenými experty. Všechny tyto údaje mohou být považovány za objektivní důkaz přítomnosti rysa, přestože se mohou objevit chyby nebo dokonce podvody. Kategorie C3 obsahuje všechna těžko ověřitelná přímá pozorování, pozorování stop nebo strženou kořist hlášenou například veřejností (Kutal & Suchomel 2014).

Návrh klasifikačních kritérií pro Českou republiku byl upraven také pro potřeby monitoringu dalších dvou druhů velkých šelem (vlka a medvěda) a jeho čtyř-úrovňová podoba byla v roce 2008 konzultována v rámci Skupiny pro ochranu velkých šelem v ČR (neformální platformy zástupců neziskových organizací, státní správy, odborníků a dalších zájemců o velké šelmy) a podrobněji rozpracována ve studii pro Ministerstvo životního prostředí (Kutal 2010).

Představená metodika by měla umožnit objektivní a transparentní hodnocení výskytu velkých šelem na území ČR. Data nejnižší kategorie C3 bývají často početná, je proto na zvážení, pro jaký typ analýz je lze využít (Kutal & Suchomel 2014). Data nejnižší kategorie není nutné vyřazovat, v rámci distribučních modelů je lze použít pro přesnější odhady početnosti a areálu rozšíření zájmových druhů velkých šelem (Molinari-Jobin et al. 2012).

Kromě prostého doložení dat o výskytu velkých šelem by měl monitoring odpovědět na otázku, zda se druh v oblasti vyskytuje trvale, jestli se rozmnožuje, jaká je jeho populační hustota a populační trend, případně popsat další demografické charakteristiky populace. Vedle charakteru výskytu a bionomicko-populačních parametrů může monitoring přispět i k dokonalejšímu poznání makro i mikro-habitatových nároků druhu, s praktickým dosahem například do oblasti tvorby biokoridorů (Kutal & Suchomel 2014).

3.6.1. Monitoring pobytových znaků

Monitoring pobytových znaků je definován jako hledání stop po pobytu sledovaných druhů živočichů na předem určených trasách v terénu. Jedná se především o nálezy jednotlivých stop či stopních drah, výkalů, chlupů, moči, stržené kořisti, či drápanců na stromech (Linnell et al. 1998). Vzorky výkalů, chlupů a moči pak mohou posloužit jako podklad pro DNA analýzu, díky které je možné získat detailnější informace o sledovaných druzích (Gompper et al. 2006). Výhodou monitoringu pobytových znaků je jeho aplikovatelnost v různých habitatech pro mnoho živočišných druhů, kdy není potřeba speciálního vybavení a lze tak sledovat více druhů najednou bez ovlivnění jejich chování. Na druhou stranu je v některých případech obtížné, či nemožné určit druh, kterému nález patří (Navarro et al. 2012).

3.6.2. Telemetrie

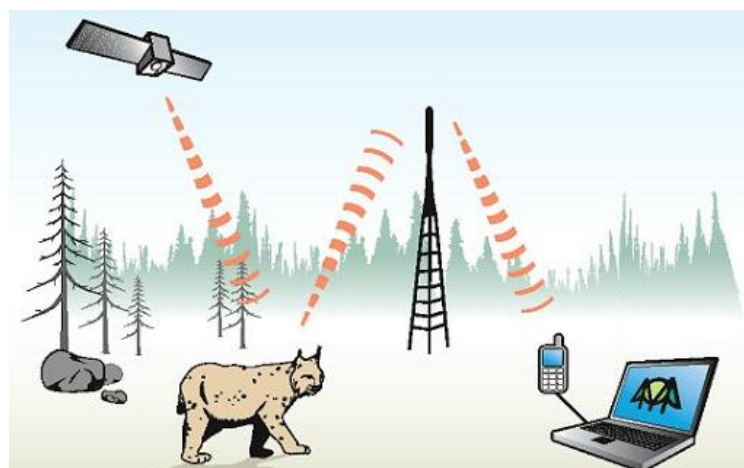
Telemetrie je technologie umožňující měření a přenos dat na dálku. Je to metoda přímá, to znamená, že před samotným dálkovým měřením dochází k odchytu a manipulaci se zvířetem (MacKay et al. 2008). Díky telemetrickému sledování zvířete můžeme získat informace o jeho prostorové aktivitě, velikosti domovského okrsku a teritoria, u sociálních živočichů lze někdy na základě těchto údajů odvodit i velikost populace (Gese 2004).

Dnes se používají tři odlišné typy sledování: radiotelemetrické sledování s velmi vysokou frekvencí (VHF), sledování globálního systému polohy (GPS), ARGOS (The advanced

research and global observation satellite) či jiné satelitní sledování (Mech & Barber-Meyer 2002).

VHF radiotelemetrie začala být komerčně dostupná na konci 50. a počátku 60. let 20. století (Rodgers et al. 1996). Je to tradiční metoda, která se ale v posledních letech potýká s konkurenční technologií rozšiřujícího se satelitního systému (GPS). Původní, klasická metoda zpracování dat spočívala v tom, že vysílač byl připevněn k sledovanému zvířeti zpravidla jako přístroj upevněný na obojku a přijímač měl obvykle ve svých rukou vědecký pracovník, který zachytával signál hledaného jedince. V dnešní době je možné snížit časové investice výzkumníků do kontinuálního zaznamenávání signálu pomocí zařízení jako je přijímací zařízení (anglicky *receiver-datalogger*), které použili Coulombe et al. (2006) při záznamu aktivity jelenců běloocasých. Přístroj se umístí na známé místo a podle nastavení začne přijímat a nahrávat signál. Zařízení je většinou umístěné v nějakém větším boxu spolu se zdrojem energie a baterií (Coulombe et al. 2006). Výhodami sledování VHF jsou relativně nízké náklady a poměrně kvalitní vyhodnocení dat. Mezi nevýhody pak patří hlavně zmíněné nasazení pracovní síly výzkumníků a potencionální závislost na počasí (Mech & Barber-Meyer 2002).

GPS telemetrie podobně jako GPS navigace využívá satelity na oběžné dráze, za pomoci kterých je automaticky zaměřována pozice zvířete v předem stanovených intervalech. Počáteční investice oproti VHF radiotelemetrii je výrazně vyšší, ale ve srovnání s ostatními typy sledování, GPS podává vysoce přesná data, které jsou k dispozici pro 24 hodin denně s rychlou aktualizací pozic (Tomkiewicz et al. 2010) (viz Obr. 12.).

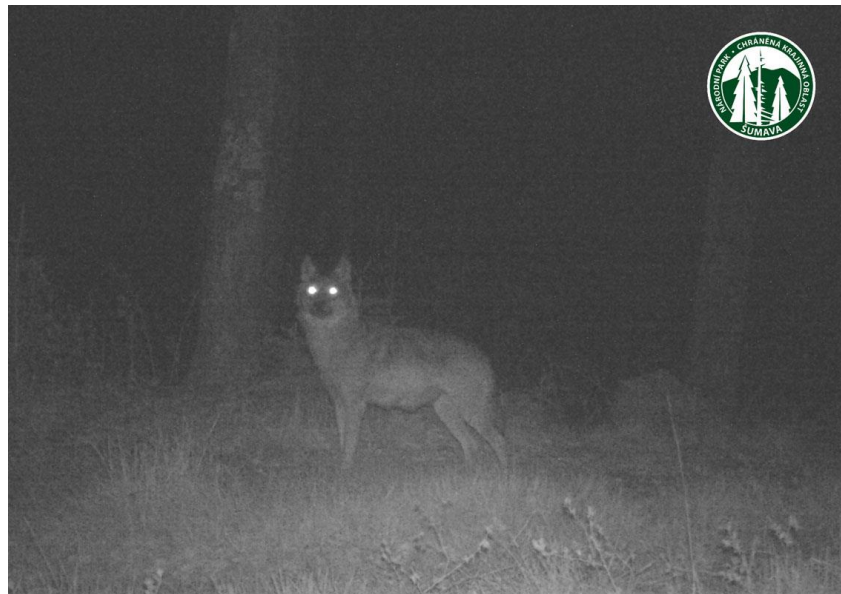


Obr. 12. - Princip telemetrie (GPS pozorování) vysílač z obojku zvířete vyšle polohu, kterou zpracuje přijímač antény, který pak následně pošle textovou zprávu výzkumníkům, kteří si mohou polohu vizualizovat na počítači. Převzato z <http://www.environmental-studies.de/projects/24/GPS-lynx-tracking/gps-lynx-tracking.html>.

3.6.3. Fotopasti

V posledních letech se čím dál více při výzkumu uplatňují fotopasti (Cutler & Swann 1999). Fotopast je automatické zařízení umožňující potvrdit přítomnost druhu, za vhodných podmínek i identifikovat jedince a odhadnout velikost populace na základě pořízených fotografií nebo krátkých videosekvencí (Linnell et al. 1998; Gese 2004). Velkou výhodou fotopastí je značné množství získaných dat, která mohou být kdykoliv překontrolována jinými výzkumníky (Gese 2001). Data jsou získána neinvazivně, a to bez nutnosti přímého sledování nebo odchyty zvířat a poskytují informace o žijících druzích i v těžce přístupném terénu. Vyšší vstupní náklady se částečně kompenzují nižší cenou provozu fotopastí (Pettorelli et al. 2010).

Při výzkumu velkých šelem můžeme z pořízených snímků získat data nejen o minimálním počtu zvířat v daném území a o velikosti populace, ale i o rozmnožování (rozeznání březí samice, nebo samice procházející laktací díky velikosti mléčných žláz (viz Obr. 13.) či samotná přítomnost mláďat), fenotypu nebo o zdravotním stavu zvířat (Galaverni et al. 2012). Informace z fotopastí nám mohou podat také informace o potenciální kořisti, o časoprostorové aktivitě zvířete jako je upřednostňovaný habitat či velikost domovského okrsku nebo například o vztahu mezi predátorem a kořistí (Kelly & Holub 2008; Galaverni et al. 2012).



Obr. 13. - Kojící samice vlka obecného zachycená fotopastí na bavorsko-českém území (Správa Národního parku Šumava 2020).

3.7. Opatření na ochranu velkých šelem

Na lokální úrovni je prakticky každá z populací velkých šelem ohrožena ilegálním lovem, v dlouhodobém horizontu ztrátou genetické variability způsobenou novými bariérami v krajině a malou početností fragmentovaných populací. Pokud mají v dlouhodobém horizontu vzácné šelmy přežít, je nutné hledat řešení pro jejich pokojné soužití s lidmi i v běžné krajině mimo chráněná území. V principu, vše závisí na toleranci a ochotě lidí připustit i v kulturní krajině výskyt divokých vrcholových predátorů, jako je vlk nebo rys (Kutal & Suchomel 2014).

Zároveň jednou z prvních otázek, kterou by se biologové měli ještě před samotným zahájením programu repatriace zabývat, je, zda byla identifikována a napravena počáteční příčina poklesu populace. Je důležité si uvědomit, že umělé přemísťování zvířat mezi izolovanými fragmenty stanovišť by nemělo být považováno za alternativu k obnově geograficky rozsáhlé přírodní krajiny nebo dokonce fungujících koridorů (Clark et al. 2009).

3.7.1. Problematika fragmentace krajiny

Velké šelmy patří mezi typické druhy vysokých teritoriálních a migračních nároků, kteří svou přítomností indikují určitý stupeň zachovalosti a celistvosti krajiny. Proto lze znalosti o jejich habitatových nárocích využít i v celkovém managementu krajiny (Linnell et al. 2005).

Důsledkem fragmentace krajiny je i fragmentace populací druhů, které v ní žijí. Migrace totiž zajišťuje nezbytnou výměnu genů mezi jednotlivými subpopulacemi, čímž je udržována genetická variabilita a dobrá kondice populací (Strnad et al. 2013). V opačném případě dochází k takzvanému ostrovnímu efektu, což má za následek vznik málo početných, izolovaných populací a s tím spojené snižování genetické variability druhů (Hlaváč 2001).

Zabývat se problematikou fragmentace krajiny je důležité nejen kvůli ochraně samotných druhů velkých savců, ale i kvůli prostupnosti pro ostatní druhy, které stejný biotop obývají. Velké šelmy jsou díky svým vysokým ekologickým a prostorovým nárokům ideálním modelovým organismem a mohou být indikátorem prostupnosti krajiny například i pro ostatní lesní živočichy. Z toho vyplývá, že ochrana konektivity krajiny pro velké savce, v tomto případě rysa, vlka a medvěda, zajišťuje celkové propojení lesních ekosystémů (Anděl et al. 2010).

3.7.2. Problematika spojená s migrací velkých šelem

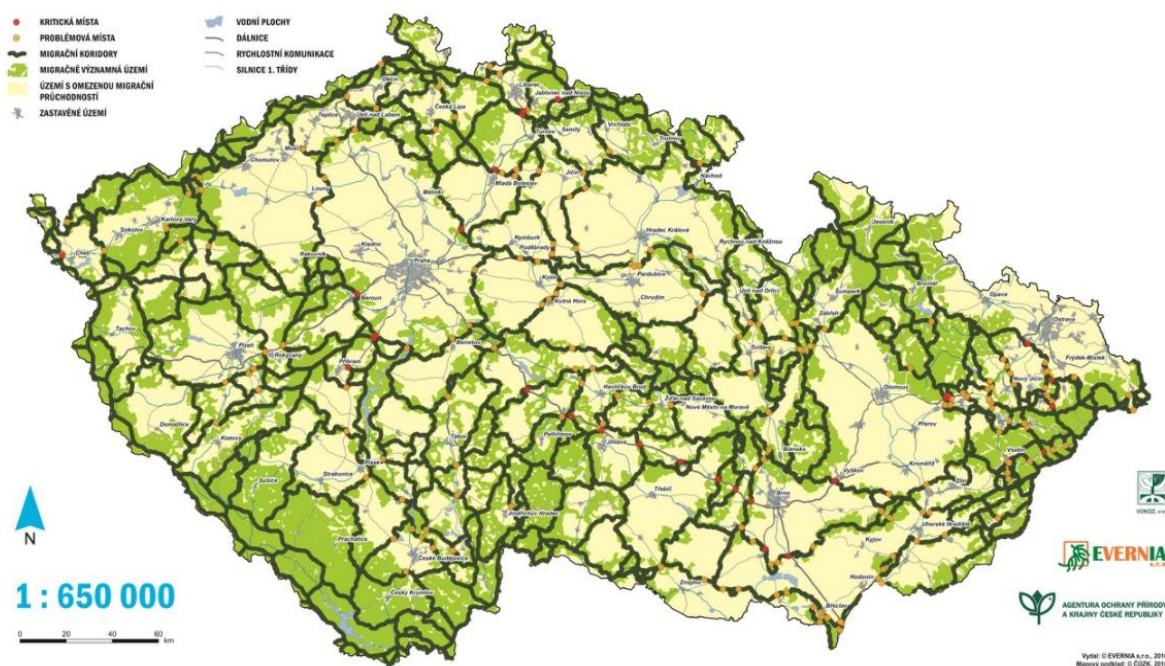
Intenzivní lidská činnost a s ní spojená výstavba sídel a dopravní infrastruktury vytváří v přírodě plošné i liniové bariéry, které výrazně omezují volný pohyb jedinců (Martolos et al. 2014). Jako migrační bariéry jsou označovány přírodní a antropogenní struktury v krajině, které brání volnému pohybu živočichů. Jedná se tedy především o silnice a dálnice, železnice, vodní toky a vodní plochy, ploty a ohradníky, osídlení a bezlesí. Výstavba silnic a železnic je v otázce migrace velkých šelem velkým problémem (Anděl et al. 2010; Jones et al. 2014). Zvířata se často snaží bariéry překonávat, čímž dochází k úhynům. Jen v okolí Národního parku (NP) Malá Fatra bylo v letech 1997-2012 sraženo 27 medvědů. V letech 2001-2012 bylo na stejném místě zaznamenáno šest srážek rysa s motorovým vozidlem, z nichž několik bylo sraženo také na území České republiky (Kutal 2013).

Migrace se charakterizuje jako přemísťování jedinců, ale i celých populací a je podmíněna především působením vnějších činitelů, mezi které patří například nevyhovující klima, nedostatek potravy, zvyšující se nároky na prostor, potřeba nalezení vhodných podmínek pro rozmnožování, snížení možnosti kontaktu s predátory či možnosti napadení parazity (Bowler & Benton 2005; Altizer et al. 2011). Kromě migrací na dlouhé vzdálenosti to jsou také rozptýlené pohyby za účelem šíření populací, sezónní pohyby, ale i denní pohyby za potravou, úkrytem, vodou apod. (Dingle & Drake 2007).

Hlavním navrhovaným opatřením na ochranu konektivity krajiny pro velké savce je vymezení a ochrana soustavy území, která zaručují migrační propojení uvnitř oblastí i mezi oblastmi trvalého a přechodného výskytu velkých savců. Tato soustava se skládá ze tří vzájemně provázaných, hierarchicky uspořádaných částí. Jsou to:

- Migračně významná území (MVÚ) vymezená na nejvyšší hierarchické úrovni. Jedná se o poměrně rozsáhlá území, která jsou významná z hlediska výskytu a migračního propojení populací velkých savců na národní i středoevropské úrovni.
- Dálkové migrační koridory (DMK) vymezené na nižší hierarchické úrovni. Jedná se o konkrétně vymezené migrační koridory, které by měly sloužit k propojení populací velkých savců na národní i středoevropské úrovni.
- Migrační trasy (MT) jsou vymezeny lokálně, v maximálním detailu. Zpřesnění DMK na úroveň MT by mělo být provedeno v kritických úsecích DMK na základě posouzení konkrétní situace: prostupnosti a kombinace bariér v určité lokalitě, propojení biotopů využívaných velkými savci a napojení migrační trasy na související dálkové migrační koridory (Anděl et al. 2010).

Jedním z hlavních souhrnných obrazových výstupů projektu je mapa migračních koridorů pro velké savce v ČR (Obr. 14.). Kromě migračně významných území a migračních koridorů jsou z ní patrná kritická a problémová místa koridorů. Jsou to úseky, které vymezují existující střet s významnými migračními bariérami. Celkem bylo zmapováno 29 úseků označovaných jako místa kritická. V těchto místech je migrace vlivem přítomnosti bariér zcela znemožněna nebo zásadním způsobem omezena. Ve většině případech se pak jedná o křížení migračního koridoru s dálnicí či rychlostní komunikací, v jednom případě jde o širokou vodní nádrž či rozsáhlé několikakilometrové bezlesí s minimem rozptýlené zeleně (Strnad et al. 2013).



Obr. 14. - Mapa migračních koridorů České republiky (Anděl et al. 2010).

Dvouproudou silnici, pokud zde není intenzivní noční provoz, zvířata většinou překonají, ale čtyř a víceproudové silnice jsou pro velké šelmy většinou nepřekonatelnou překážkou. Možnosti řešení jsou dvě: zaprvé je možnost vést silnice na vyvýšených pilířích, kdy koridor povede v místě křížení pod cestou nebo vybudování takzvaného ekoduktu (též zeleného mostu), kdy zvířata mohou cestu překonávat vrchem (Kutal & Krajča 2012; Iuell et al. 2003). Na výstavbu jsou podchody v porovnání s ekodukty méně náročnou variantou a zároveň jsou praktičtější z hlediska využití, protože mohou být využívány jak migrující zvířata, tak k protékání vodních toků či jako méně frekventované komunikace pro přejíždění například zemědělských strojů (Grilo et al. 2008). Umístění a počet objektů by se měl řídit výskytem a prostředím cílových druhů živočichů. V případě, že vedou oblastí výstavby tradiční migrační

cesty zvířat, měl by být objekt umístěn co nejbližší těmto trasám (Clevenger & Waltho 2000; Grilo et al. 2008).



Obr. 15. - Příklad migrační podchodu u Jablunkova, spojující lesní komplexy Moravskoslezských a Slezských Beskyd. Migrace zvířat ze Slovenska i Polska tudy může probíhat díky tomu, že zde velmi frekventovaná silnice I/11. Převzato z <https://www.selmy.cz/ohrozeni/fragmentace-krajiny/jablunkovska-brazda/>.

Samotné migrační objekty k zajištění bezpečného přechodu volně žijících živočichů nestačí a je nutné je doplnit doprovodnými opatřeními, která mají sloužit k navádění zvěře do průchodů a zároveň zamezení střetu s vozidly. V našich podmínkách se jedná především o oplocení dálnic, svodidla a vegetační úpravy. V zahraničí jsou používány i jiné experimentální prvky jako zrcadla, reflektory nebo pachové či ultrazvukové plašení (Hlaváč & Anděl 2001; Iuell et al. 2003; Bank et al. 2002).

3.7.3. Problematika ilegálního lovu a obav z výskytu velkých šelem

Hlavním problémem, kterému čelí programy reintrodukce velkých šelem, je ve většině případech konflikt s lidmi, pokud není vyřešen v době navrhovaného znovuzavedení (Miller et al. 1999; Wilson 2004). Ochrana přírody nemůže být efektivní, pokud její zákony nejsou v terénu dodržovány nebo neprobíhá za účasti místních obyvatel. Negativní názor místních obyvatel na velké šelmy však často vychází ze zkreslených informací o nebezpečnosti těchto zvířat či zveličování škod, které způsobují (Kutal & Suchomel 2014).

V rámci průzkumu veřejného mínění obyvatelstva na výskyt velkých šelem v okolí Beskyd Machalová (2011) uvádí, že návštěvníci (lidé trvale nežijící v oblasti Beskyd) a vzdělanější respondenti považovali významně častěji rysa, vlka i medvěda za užitečného. Ti, kteří vybrali tuto možnost, byli zároveň tolerantnější k možnému šíření šelem v České republice a častěji

projevili ochotu pomoci s jejich ochranou. Zatímco chovatelé dobytka častěji označili všechny tři druhy za škodlivé či zbytečné, kdy se u nich zároveň výrazně častěji objevovala tolerance k pytláctví (Machalová 2011).

Podobné názorové rozpory byly pozorovány i například ve Velké Británii či v Americe. Zatímco obyvatelé žijící ve městech ve většině případech podporovali reintrodukcii velkých šelem pro obnovu ekosystémů, ve venkovských oblastech, převážně u farmářů a hospodářů, se setkávali se silnou opozicí, zejména kvůli obavám o jejich bezpečnost a poškození hospodářských zvířat (Wilson 2004; Schlickeisen 2001).

Snahou státní i nestátní ochrany přírody je proto lepší vzdělávání a osvěta místních obyvatel, objektivní informování o konfliktech, které mohou při sdílení krajiny s velkými šelmami nastat a možnostech, jak jim předcházet (Kutal & Suchomel 2014).

Nevládání organizace ČR (viz Tab. 2.) se proto věnují osvětě a vzdělávání na několika úrovních (místní, regionální, státní) a mezi specifickými cílovými skupinami (chovatelé, myslivci). Vzhledem k tomu, že nejvíce informací o šelmách lidé přebírají z médií, především z televize, objektivní informace o šelmách je třeba veřejnosti předávat právě těmito kanály. Poměrně účinné je také přímé jednání s lidmi, především pokud jde o obyvatele obcí v oblastech výskytu šelem (Genda 2002; Machalová 2011).

Často se mluví o tom, že vlk zabíjí ze zábavy. Není tomu tak. Nicméně, dostane-li se vlk do ohrady s ovce, nastává pro něj zcela nepřírozená situace. Ve volné přírodě totiž nemívá příležitost zabít desítky laní či jelenů najednou. Množství ovcí, které nemají kam utéct, u vlka spouští zcela přirozený instinkt, který ho nutí napadnout veškerou kořist v nejbližším dosahu. Do konzumace potravy se pouští až poté, co v bezprostředním okolí není žádná další potenciální kořist. Proto mu padne za oběť mnohem více ovcí, než může sám spotřebovat (Stýblo et al. 2005).

Stát vyplácí náhrady všem chovatelům hospodářských zvířat nebo včel, kterým velké šelmy způsobí škody, pokud byla zvířata v době vzniku škody umístěna v uzavřeném objektu pod přímým dozorem fyzické osoby nebo pasteveckého psa a pokud tuto událost nahlásí nejpozději do 48 hodin místně příslušnému orgánu ochrany přírody (Bartošová & Kutal 2014). Pouze 5 % místních obyvatel v Beskydech však považuje institut náhrady škod za úplné řešení problému soužití chovatelů s velkými šelmami (Machalová 2011). Základním předpokladem efektivní ochrany stád je především aplikace vhodných preventivních opatření. K těm základním patří elektrické oplocení, zavírání dobytka na noc do pevných chlévů a využívání pasteveckých psů.

Nicméně je i potvrzeno, že v některých státech, kde je povolen lov velkých šelem, tyto populace prosperují (Kutal 2013). Není to však obecné pravidlo. Například studie provedená ve Skandinávii ukázala, že legální lov sám o sobě nedokáže rysí populace ochránit před pytláctvím, kdy se ilegální odstřel podílel na celkové mortalitě rysa ve větší míře, než lov legální a populace klesaly v oblastech s vysokou i nízkou kvótou na odstřel (Andren et al. 2006). Na druhou stranu existují státy (například Itálie, Polsko nebo Německo), kde jsou velké šelmy početné navzdory (nebo díky) přísné ochraně (Linnell et al. 2007). Neexistuje tedy jeden univerzální způsob, který by zaručoval efektivní ochranu.

Naše regionální organizace Hnutí DUHA ve spolupráci s dalšími organizacemi, zabývajícími se ochranou velkých šelem, organizuje dobrovolné hlídky, které usilují o to, aby byl dodržován zákon a šelmy nebyly pytláčeny. Ačkoliv je pravděpodobnost přímého dopadení pytláka malá, hlídky mají především preventivní účinek (Kutal 2013). Data získaná monitoringem jsou pak využívána státní ochranou přírody i pro zpracování odborných studií například pro ochranu migračních koridorů nebo hodnocení výskytu velkých šelem (Kutal 2011). Protože porušení zákona ve vztahu k velkým šelmám je v terénu velmi špatně vymahatelné, Hnutí DUHA ve spolupráci s Českomoravskou mysliveckou jednotou (ČMMJ) vypsalu odměnu 100 000 Kč za informace, které povedou k dopadení pytláka volně žijícího vlka, rysa nebo medvěda (Kutal 2013).

Tab. 2. - Organizace věnující se ochraně a výzkumu velkých šelem v České republice (Kutal & Suchomel 2014).

<p>Státní ochrana přírody</p> <ul style="list-style-type: none"> • Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a příslušné regionální správy chráněných krajinných oblastí a národních parků (zejména Šumava, Beskydy, Jeseníky, Krkonoše, Bílé Karpaty, České Švýcarsko, Broumovsko) <p>Nevládní organizace</p> <ul style="list-style-type: none"> • Hnutí DUHA, především místní skupina Olomouc (http://olomouc.hnutiduha.cz; www.selmy.cz) • Alka Wildlife (především v jižních a západních Čechách, projekt Translynx (www.translynx.eu)) • Český svaz ochránců přírody a řada jeho poboček především v Beskydech (www.csop.cz) <p>Výzkumné instituce</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR (projekt Monitoring velkých šelem v EVL Beskydy – www.beskydy.ivb.cz) • Česká zemědělská univerzita – Fakulta lesnická a dřevařská • Mendelova univerzita v Brně – Lesnická a dřevařská fakulta • Univerzita Karlova v Praze – Přírodovědecká fakulta

4 Závěr

V minulých stoletích Evropa nabízela širokou škálu biotopů pro existenci velkých šelem. Většina z nich ale za poslední dvě století zaznamenala po celém světě značné poklesy v populaci jedinců a změny v rozsahu osídlení. Ačkoliv sousední Slovensko provázané s jádrem karpatské populace obývá asi 1300 medvědů hnědých (*Ursus Arctos*), jejich existence na území České republiky je velmi vzácná. Nyní se na území Beskyd nepravidelně vyskytuje jeden až několik málo jedinců. Populace vlků obecných (*Canis lupus*) jsou po většinu svého rozsahu pod silným lidským tlakem. V letech 2019/2020 bylo popsáno 22 vlčích teritorií, které alespoň částečně zasahovaly na území ČR. Rys ostrovid (*Lynx lynx*) je ze zmíněných druhů nejpočetnější velkou šelmou přirozeně se vyskytující na našem území. V současné době se v ČR vyskytují dvě stabilní, rozmnožující se rysí populace, a to jedna v Beskydech, Javorníkách (10–15 dospělých jedinců) a druhá v jihozápadních Čechách (60–80 dospělých jedinců).

Současné ekologické výzkumy naznačují, že pro zachování biologické rozmanitosti a funkce ekosystému je existence velkých šelem nezbytná a jejich přirozená místa výskytu by měla být udržována a obnovována, kdekoliv je to možné. Předcházení vyhynutí těchto druhů a ztráta jejich nenahraditelné ekologické funkce a významu však bude vyžadovat komplexní řešení. Podmínky pro výskyt se v našich (evropských) podmínkách zdají být vhodné, ale za ta desetiletí nepřítomnosti velkých šelem místní obyvatelé zapomněli, jaké to je s nimi žít.

Proto by bylo vhodné zvýšit povědomí veřejnosti o úloze a významu velkých šelem a zároveň o potřebě ochrany migračních koridorů, které by mohly pomoci zajistit trvalou průchodnost krajiny v klíčových oblastech jejich migrace. Neméně důležité jsou i pravidelné monitorovací akce, které nejen že mohou pomoci snížit riziko pytláctví, ale také přinášejí přesnější informace o migraci velkých šelem. Tyto poznatky mohou být následně využity pro vytvoření podmínek pro jejich přirozený návrat ze sousedních států a tím zajištění stabilních populací na našem území.

Máme tedy možnost vytvořit novou podobu evropské krajiny, kde divoká zvěř žije blízko nás. Avšak otázkou zůstává, zda se naučíme tyto druhy tolerovat, zda jim umožníme sdílet náš společný životní prostor. Velké šelmy prokázaly, že s námi mohou žít, otázkou zůstává, zda s nimi dokážeme žít i my.

5 Seznam literatury

1. ALLOMBERT S, STOCKTON S, MARTIN JL. 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* **19**:1917–1929.
2. ALTIZER S, BARTEL R, HAN BA. 2011. Animal migration and infectious disease risk. *Science* **331**:296–302.
3. ANDĚL P, MINÁRIKOVÁ T, ANDREAS M. 2010. Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec.
4. ANDĚRA M, ČERVENÝ J. 2003. Červený seznam savců České republiky. *Příroda* **22**:121–129.
5. ANDĚRA M, GAISLER J. 2019. Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia, Praha.
6. ANDĚRA M, HORÁČEK I. 2005. Poznáváme naše savce. Sobotales, Praha.
7. ANDĚRA M. 1999. Savci. Albatros, Praha.
8. ANDREN H, LINNELL JDC, LIBERG O, ANDERSEN R, DANELL A, KARLSSON J, ODDEN J, MOA PF, AHLQVIST P, KVAM T, FRANZEN R, SEGERSTROM P. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* **131**:23–32.
9. APOLLONIO M, ANDERSEN R, PUTMAN R. 2010. European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press, Cambridge.
10. BANK FG et al. 2002. Wildlife habitat connectivity across European highways. Technical Report FWHA-PL-02-011. U.S. Department of Transportation, Washington DC.
11. BARJA I, MIGUEL FJ, BÁRCENA F. 2005. Faecal marking behaviour of Iberian wolf in different zones of their territory. *Folia Zoologica Praha* **54**:21–29.
12. BARJA I. 2009. Prey and prey-age preference by the Iberian wolf *Canis Lupus Signatus* in a multiple-prey ecosystem. *Wildlife Biology* **15**:147–154.
13. BARTOŠOVÁ D, KUNC L, KRBA J, PAVELKA J. 2002. Velké šelmy v Beskydech. Český svaz ochránců přírody Valašské Meziříčí, Valašské Meziříčí.
14. BARTOŠOVÁ D, KUTAL M. 2014. Obtížný návrat vlků do České republiky. *Ochrana Přírody* **69**:34–37.
15. BARTOŠOVÁ D. 2002. Medvěd hnědý v CHKO Beskydy. *Folia Venatoria* **32**:185–198.
16. BARTOŠOVÁ D. 2004. Mapování výskytu velkých šelem v CHKO Beskydy v období 2003–2004. *Ochrana přírody* **59**:242–246.
17. BARTOŠOVÁ D. 2008. Současný výskyt velkých šelem v Beskydech. *Veronica* **22**:12–15.
18. BASILLE M, HERFI NDAL I, SANTIN-JANIN H, LINNELL JDC, ODDEN J, ANDERSEN R, ARILD HØGDA K, GAILLARD JM. 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* **32**:683–691.
19. BATH A, OLSZANSKA A, OKARMA H. 2008. From a human dimensions perspective, the unknown large carnivore: Public attitudes toward Eurasian Lynx in Poland. *Human dimensions of wildlife* **13**:31–46.
20. BOITANI L et al. 2015. Key actions for large carnivore populations in Europe. Report to DG Environment. European Commission, Bruxelles.

21. BOITANI L. 2000. Action plan for the conservation of wolves in Europe (*Canis lupus*). Council of Europe Nature and Environment Series **113**:1–86.
22. BOJARSKA K, SELVA N. 2012. Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. Volume **42**:120-143.
23. BOJDA M, KUTAL M. 2008. Velké šelmy na Valašsku budou opravdu trvalou součástí zdejší přírody? Valašsko Vlastivědná revue **21**:25-28.
24. BOLOGNA G et al. 2008: Mizející zvířata. Euromedia Group, Praha.
25. BOWLER DE, BENTON TG. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. Biological Reviews **80**:205–225.
26. BREITENMOSER U, BREITENMOSER-WÜRSTEN C, OKARMA H, KAPHEGYI T, KAPHYGYI U, MÜLLER UM, BERN C, KAPHEGYI-WALLMANN U. 2000. Action plan for the conservation of the Eurasian Lynx in Europe. Council of Europe Nature and Environment Series **112**:1–68.
27. BUFKA L, ČERVENÝ J, KOUBEK P, HORN P. 2000: Radiotelemetrický výzkum rysa ostrovida (*Lynx lynx*) na Šumavě předběžné výsledky. Pages 143-153 in Česká lesnická společnost, MZe ČR, Střední lesnická škola, Lesy České republiky, Okresní úřad Písek, Městský úřad Hranice, Okresní myslivecký spolek ČMMJ, Vojenské lesy a statky Praha, editors. Predátoři v Myslivosti 2000. Sborník referátů 1.-2. září 2000. Česká lesnická společnost, Hranice.
28. BUFKA L. 2003. Výzkum a ochrana rysa ostrovida. Šumava **2003**:24–27.
29. CLARK JD. 2009. Aspects and implications of bear reintroduction. Pages 126-145 in Hayward MW, Somers MJ, editors. Reintroduction of top-order predators. Wiley-Blackwell, Oxford-UK.
30. CLEVENGER AP, WALTHO N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. Conservation Biology **14**:47-56.
31. COULOMBE M, MASSÉ A, CÔTÉ S. 2006. Quantification and accuracy of activity data measured with VHF and GPS telemetry. Wildlife Society Bulletin **34**:81-92.
32. CUTLER TL, SWANN DE. 1999: Using remote photography in wildlife ecology: A review. Wildlife Society Bulletin **28**:630-635.
33. ČERNECKÝ J, GALVÁNKOVÁ J, POVAŽAN R, SAXA A, ŠEFFER J, ŠEFFEROVÁ V, LASÁK R, JANÁK M. 2014. Správa o stave biotopov a druhov európskeho významu za obdobja rokov 2007–2012 v Slovenskej republike. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica.
34. ČERVENÝ J, BUFKA L, KOUBEK P. 2000. Velké šelmy v naší přírodě: rozšíření, určování obytných znaků, ochrana hospodářských zvířat. Koršach, Praha.
35. ČERVENÝ J, BUFKA L, KOUBEK P. 2005. Velké šelmy v České Republice II. Vlk obecný. Vesmír **84**:726–730.
36. ČERVENÝ J, BUFKA L, KOUBEK P. 2006. Velké šelmy v České Republice III. Medvěd hnědý. Vesmír **85**:20–25.
37. ČERVENÝ J, FEJLOVÁ P, KOUBEK P. 2002. Poznámky k potravě medvěda hnědého (*Ursus arctos*) v Beskydech. Lynx **33**:105-108.
38. ČERVENÝ J, KOUBEK P, BUFKA L. 2006b. Velké šelmy v České republice. IV. Rys ostrovid. Vesmír **85**:86–94.
39. DINGLE H, DRAKE VA. 2007. What is migration? Bioscience **57**:113–121.

40. DOBRORUKA LJ, BERGER Z. 2004. Savci Evropy a Středomoří. Aventinum, Praha.
41. DOLEJŠ K. 1991. Stopařství. Merkur, Praha.
42. ELMHAGEN B, LUDWIG G, RUSHTON SP, HELLE P, LINDÉN H. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *The Journal of animal ecology* **79**:785–794.
43. ELMHAGEN B, RUSHTON SP. 2007. Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology letters* **10**:197–206.
44. ETIENNE P, LAUZET J. 2009. L'oursbrund'Europe, biologieet histoire des Pyrénées à l'Oural. Biotope. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
45. FINĎO S, RIGG R, SKUBAN M. 2008. The wolf in Slovakia. Pages 15-24 in Kutal M, Rigg R, editors. Perspectives of wolves in Central Europe: Proceedings from the conference held on 9th April 2008 in Malenovice, Beskydy Mountains, Czech Republic. Hnutí DUHA, Olomouc.
46. FINĎO S, SKUBAN M. 2011. Ako chrániť hospodárske zvieratá proti veľkým šelmám. Spoločnosť pre karpatskú zver, Zvolen.
47. FINĎO S. 2002. Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v Slovenských Karpatoch. Pages 43-55 in Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku V. Zborník referátov z konferencie Zvolen, Banská Bystrica
48. FULLER TK, KITTREDGE DB. 1996. Conservation of large forest carnivores. Pages 137–164 in DeGraaf RM, Miller RI, editors. Conservation of faunal diversity in forested landscapes. Chapman and Hall, London-UK.
49. GALAVERNI M, PALUMBO D, FABBRI E, CANIGLIA R, GRECO C, RANDI E. 2012. Monitoring wolves (*Canis lupus*) by non-invasive genetics and camera trapping: a small-scale pilot study. *European Journal of Wildlife Research* **58**:47-58.
50. GARCÍA-RODRÍGUEZ A et al. 2020. Phenology of brown bear breeding season and related geographical cues. *The European Zoological Journal* **87**:552-558.
51. GARSHELIS DL. 2009. Family Ursidae (Bears). Pages 448–497 in Wilson DE, Mittermeier RA, editors. Handbook of the Mammals of the World. Lynx Edicions, Barcelona.
52. GENDA I. 2002. Záchrana a návrat veľkých predátorů v Západných Karpatoch: časť II Zhodnocení projektu a druhá fáze výzkumu veřejného mínění. *Ochrana přírody* **57**:55–57.
53. GESE EM. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. Pages 372-396 in Gittleman JL, Funk SM, Macdonald DW, Wayne RK, editors. Carnivore conservation. Cambridge University, Cambridge-UK.
54. GESE EM. 2004. Survey and census techniques for canids. Pages 273-279 in Sillero-Zubiri C, Hoffman M, Macdonald DW, editors. Canids: foxes, wolves, jackals, and dogs. Status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland-Switzerland.
55. GILL RMA, FULLER RJ. 2007. The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* **149**:119–127.
56. GIPSON PS, BALLARD WB, NOWAK R, MECH DL. 2000. Accuracy and precision of estimating age of gray wolves by tooth wear. *Journal of Wildlife Management* **64**:752.

57. GOMPPER ME, KAYS RW, RAY JC, LAPOINT SD, BOGAN DA, CRYAN JR. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* **34**:1142-1151.
58. GREEN GI, MATTSON DJ. 2003. Tree rubbing by Yellowstone grizzly bears *Ursus arctos*. *Wildlife Biology* **9**:1-9.
59. GRILO C, BISSONNETTE JA, SANTOS-REIS M. 2008. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity conservation* **17**:1685-1699.
60. HARRINGTON FH, ASA CS. 2003. Wolf communication. Pages 66-103 in Mech LD, Boitani L, editors. *Wolves. Behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago and London.
61. HELL P, SLÁDEK J. 1974. Trofejové šelmy Slovenska. *Príroda*, Bratislava.
62. HELL P, SLAMEČKA J, GAŠPÁRIK J. 2001. Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava.
63. HELL P, SLAMEČKA J, GAŠPÁRIK J. 2004. Rys a divá mačka v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava.
64. HELL P, SLAMEČKA J. 1999. Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava.
65. HLAVÁČ V, ANDEĽ P. 2001. Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
66. HLAVÁČ V. 2001. Fragmentace krajiny a ochrana velkých savců. *Ochrana přírody* **56**:3-4.
67. HOŠEK E. 1967. Medvědi na Moravě a ve Slezsku. *Acta Musei Silesiae* **16**:173-182.
68. CHAMBERS SM, FAIN SR, FAZIO B, AMARAL M. 2012. An account of the taxonomy of North American wolves from morphological and genetic analyses. *North American Fauna* **77**:1-67.
69. CHAPRON G et al. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* **346**:1517-1519.
70. IUELL B et al. 2003. *Wildlife and traffic: A European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. KNNV Natural History Publishers, Utrecht (The Netherlands).
71. JEDRZEJEWSKI W, JEDRZEJEWSKA B, ZAWADZKA B, BOROWIK T, NOWAK S, MYŚLAJEK RW. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* **11**:377-390.
72. JEDRZEJEWSKI W, SCHMIDT K, MILKOWSKI L, JEDRZEJEWSKA B, OKARMA H. 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: The local (Bialowieza Forest) and the palaeartic viewpoints. *Acta Theriologica* **38**:385-403.
73. JEDRZEJEWSKI W, SCHMIDT K, OKARMA H, KOWALCZYK R. 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici* **39**:29-41.
74. JEDRZEJEWSKI W, SCHMIDT K, THEUERKAUF J, JEDRZEJEWSKA B, OKARMA H. 2001. Daily movements and territory use by radiocollared wolves (*Canis lupus*) in Bialowieza Primeval Forest in Poland. *Canadian Journal of Zoology* **79**:1993-2004.

75. JOHNSON WE, EIZIRIK E, PECON-SLATTERY J, MURPHY WJ, ANTUNES A, TEELING E, O'BRIEN SJ. 2006. The late miocene radiation of modern felidae: A genetic assesment. *Science* **311**:73–77.
76. JOHNSON WE, O'BRIEN SJ. 1997. Phylogenetic reconstruction of the Felidae using 16S rRNA and NADH-5 mitochondrial genes. *Journal of Molecular Evolution* **44**:98–116.
77. JONES DN, GRIFFITHS MR, GRIFFITHS JR, HACKER JLF, HACKER JB. 2014. Implications of upgrading a minor forest road on traffic and road-kill in southeast Queensland. *Australasian journal of environmental management* **21**:429-440.
78. KALAŠ M. 2010: Medveď hnedý v Národnom parku Malá Fatra a regulácia jeho početnosti. *Myslivost* **8**:50.
79. KASSA M. 2003. Ochrana a poľovné obhospodarovanie medveďa hnědého na Slovensku. *Veronica* **3**:14-15.
80. KELLY JM, HOLUB EL. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* **15**:249-262.
81. KOUBEK P, ČERVENÝ J. 2003. Mají velké šelmy šanci přežít v našich honitbách? *Myslivost* **3**:12-14.
82. KOUBEK P, ČERVENÝ J. 2003b. Vliv rysa ostrovida na populace srnčí zvěře. *Svět myslivosti* **4**:8–10.
83. KUNC L. 2007. K ochraně hospodářských zvířat před velkými šelmami. Pages 5-8 in Orálek M et al., editors. *Ochrana hospodářských zvířat před velkými šelmami*. ČSOP, Praha.
84. KUNC L. 2010. Můj přítel rys – z medvědích a vlčích brlohů. *Élysion*, České Budějovice.
85. KUTAL M et al. 2017. Výskyt velkých šelem rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012-2016. *Lynx* **48**:93-107.
86. KUTAL M, KRAJČA K. 2012. Migrační koridory, proč jsou důležité nejen pro velké šelmy? *Hnutí DUHA*, Olomouc.
87. KUTAL M, SUCHOMEL J. 2014. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. *Univerzita Palackého*, Olomouc.
88. KUTAL M. 2009. Poznatky o využívání zelených mostů velkými savci v Evropě. Pages 23-27 in *Ekodukty – umožnění migrací nebo plýtvání penězi z veřejných prostředků?* ECON, Brno.
89. KUTAL M. 2010b. Monitoring velkých šelem v ČR 2009/2010. *Hnutí DUHA*, Olomouc.
90. KUTAL M. 2011. Velké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra Kysucké Beskydy Moravskoslezské Beskydy Javorníky. *Hnutí DUHA*, Olomouc.
91. KUTAL M. 2013. Velké šelmy v českých lesích: význam z hlediska ochrany přírody a myslivosti. *Hnutí DUHA*, Olomouc.
92. KVASNICA J. 2009. Krajina s vlky. *Élysion*, České Budějovice.
93. LINNELL JDC, SALVATORI V, BOITANI I. 2007. Guidelines for population level management plans for large carnivores. *Large carnivore initiative for Europe (LCIE)*, Rome.
94. LINNELL JDC, BREITENMOSER U, BREITENMOSER-WÜRSTEN, ODDEN J, VON ARX M. 2009. Recovery of Eurasian Lynx in Europe: What part has reintroduction played? Pages 72–91 in

- Hayward MW, Somers MJ, editors. Reintroduction of Top-Order Predators. Blackwell Publishing, Oxford-UK.
95. LINNELL JDC, FISKE P, ODDEN J, BRØSETH H, HERFINDAL I, ANDERSEN R. 2007. An evaluation of structured snow-track surveys to monitor Eurasian lynx *Lynx lynx* populations. *Wildlife Biology* **13**:456–466.
 96. LINNELL JDC, PROMBERGER C, BOITANI L, SWENSON JE, BREITENMOSER U, ANDERSEN R. 2005. The linkage between conservation strategies for large carnivores and biodiversity: The view from the "half-full" forests of Europe. Pages 381-399 in Ray JC editor. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press, Washington DC.
 97. LINNELL JDC, SWENSON JE, ANDERSEN R. 2001. Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation* **4**:345–349.
 98. LINNELL JDC, SWENSON JE, LANDA A, KVAM T. 1998. Methods for monitoring European large carnivores a worldwide review of relevant experience. *NINA Oppdragsmelding* **549**:1-38.
 99. LONG RA, ZIELINSKI WJ. 2008. Designing effective noninvasive carnivore surveys. Pages 8-44 in Long RA, MacKay P, Zielinski WJ, Ray JC, editors. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington DC.
 100. MACKAY P, ZIELINSKI WJ, LONG RA, RAY JC. 2008. Noninvasive research and carnivore conservation. Pages 1-7 in *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington DC.
 101. MACHALOVÁ L. 2011. Velké šelmy v CHKO Beskydy z pohledu místních obyvatel a návštěvníků [MSc. Thesis]. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
 102. MARTOLOS J, ŠIKULA T, LIBOSVÁR T, ANDĚL P. 2014. Optimization of measures to prevent collisions of animals and road traffic. *Transactions on transport sciences* **7**:125-134.
 103. MATTIOLI L, CAPITANI C, AVANZINELLI E, BERTELLI I, GAZZOLA A, APOLLONIO M. 2004. Predation by wolves (*Canis lupus*) on roe deer (*Capreolus capreolus*) in north-eastern Apennine, Italy. *Journal of Zoology* **264**:249–258.
 104. MATTIOLI L, CAPITANI C, GAZZOLA A, SCANDURA M, APOLLONIO M. 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a highdensity multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research* **57**:909–922.
 105. MATYUSHKIN YN, VAISFELD MA. 2003. The lynx regional features of ecology, use and protection. Nauka, Moscow.
 106. MCLELLAN BN, PROCTOR MF, HUBER D, MICHEL S. 2016. Brown Bear (*Ursus Arctos*) isolated populations (supplementary material to *Ursus Arctos* Redlisting account). The IUCN Red List of Threatened Species.
 107. MECH DL, BARBER-MEYER SM, ERB J. 2016. Wolf (*Canis lupus*) generation time and proportion of current breeding females by age. *PLoS ONE* **11**:1-13.
 108. MECH LD, BARBER-MEYER SM. 2002. A critique of wildliferadio-tracking and its use in National Parks: a report to the National Park Service. USGS Publications Warehouse.
 109. MECH LD, BOITANI L. 2003. Wolf social ecology. Pages 1-34 in Mech DL, Boitani L, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.

110. MECH LD, BOITANI L. 2004. Grey wolf (*Canis lupus*). Pages 124-129 in Sillero-Zubiri C, Hoffmann M, MacDonald WD, editors. Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN Canid Specialist Group, Gland (Switzerland) and Cambridge-UK.
111. MELORO C, GUIDARELLI G, COLANGELO P, CIUCCI P, LOY A. 2017. Mandible size and shape in extant Ursidae (Carnivora, Mammalia): A tool for taxonomy and ecogeography. Volume **55**:269-287.
112. MILLER B, RALLS K, READING RP, SCOTT JM, ESTES J. 1999. Biological and technical considerations of carnivore translocation: a review. *Animal Conservation* **2**:59-68.
113. MOLINARI-JOBIN A et al. 2003. The Pan-Alpine conservation strategy for lynx. Council of Europe Nature and Environment Series **130**:1-22.
114. MOLINARI-JOBIN A et al. 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* **15**:266-273.
115. MOLINARI-JOBIN A, MOLINARI P, BREITENMOSE U. 2000. Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* **45**:243-252.
116. MOLINARI-JOBIN A, ZIMMERMANN F, BREITENMOSE-WÜRSTEN C, CAPT S, BREITENMOSE U. 2006. Status and distribution of the lynx in the Swiss Alps 2000-2004. *Acta biologica Slovenica* **49**:3-11.
117. NAVARRO CAS, DESNIÇA S, FERNÁNDEZ PS. 2012. Nonbiological factors affecting track censuses: implications for sampling design and reliability. *European Journal of Wildlife Research* **58**: 117-126.
118. NOWAK R. 1999. Walker's mammals of the World. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
119. NOWAK S, MYSLAJEK RW, JEDRZEJEWSKA B. 2008. Density and demography of wolf, *Canis lupus* population in the westernmost part of the Polish Carpathian Mountains, 1996-2003. *Folia Zoologica* **57**:392-402.
120. NOWELL K, JACKSON P. 1996. Eurasian lynx, *Lynx lynx*. Pages 101-106 in Wild Cats: Status survey and conservation action plan. IUCN: The Burlington Press, Cambridge.
121. ODDEN J, LINNELL JDC, ANDERSEN R. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* **52**:237-244.
122. OGURTSOV S. 2018. The diet of the brown bear (*Ursus arctos*) in the Central Forest Nature Reserve (West-European Russia), based on scat analysis data. *Biology Bulletin* **45**:1039-1054.
123. OKARMA H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* **40**:335-386.
124. OSTFELD RS, HOLT RD. 2004. Are predators good for your health? Evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**:13.
125. PACKARD J, MECH DL, BOITANI L. 2003. Wolf behavior: reproductive, social, and intelligent. Pages 35-65 in Mech DL, Boitani L, editors. Wolves: behavior, ecology, and conservation. University of Chicago Press, Chicago.
126. PASITSCHNIAK-ARTS. 1993. *Ursus arctos*. *Mammalian Species* **439**:1-10.

127. PAULE L. 2015. Rozšírenie veľkých šeliem v Európe a na Slovensku. Pages 52–59 in Lešová A, Antal V, editors. Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.
128. PAVANELLO M, POLEDNÍKOVÁ L, BUFKA L, POLEDNÍK L, VOLFOVÁ J, BELOTTI E, MINÁRIKOVÁ M, WÖLFL S. 2014. Jak rozpoznat kořist vlka. ALKA Wildlife, Dačice.
129. PAVLIŠIN I et al. 2008: Velké šelmy v CHKO Kysuce. Veronika **1**:16-18.
130. PETERSON R, CIUCCI P. 2003. The wolf as a carnivore. Pages 104-130 in Mech DL, Boitani L, editors. Wolves: behavior, ecology, and conservation. The University Chicago Press, Chicago.
131. PETTORELLI N, LOBORA AL, MSUHA MJ, FOLEY C, DURANT SM. 2010. Carnivore biodiversity in Tanzania: revealing the distribution patterns of secretive mammals using camera traps. Animal Conservation **13**:131-139.
132. PILOT M., BRANICKI W, JEDRZEJEWSKI W, GOSZCZYŃSKI J., JEDRZEJEWSKA B, DYKYY I, SHKVYRYA M, TSINGARSKA E. 2010. Phylogeographic history of grey wolves in Europe. BMC Evolutionary Biology **10**:104.
133. PODGÓRSKI T, SCHMIDT K, KOWALCZYK R, GULCZYŃSKA A. 2008. Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. Acta Theriologica **53**:97–110.
134. PREATONI D, MUSTONI A, MARTINOLI A, CARLINI E, CHIARENZI B, CHIOZZINI S, VAN DONGEN S, WAUTERS LA, TOSI G. 2005. Conservation of brown bear in the Alps: space use and settlement behavior of reintroduced bears. Acta Oecologica **28**:189-197.
135. RAJSKÝ M, KAŠTIER P. 2014. Problematika vlka na Slovensku. Myslivost **4**:50.
136. RANDI E. 2011. Genetics and conservation of wolves *Canis lupus* in Europe. Mammal Review **41**:99–111.
137. REICHHOLF J. 2006. Savci. Euromedia Group, Praha.
138. RIGG R, GORMAN M. 2006. Potrava medveďa hnedého (*Ursus arctos*): Nové výsledky z tatranskej oblasti a porovnanie metód výskumu. Pages 61–79 in Adamec M, Urban P, editors. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník referátov z konferencie Zvolen 14.–15. 10. 2005. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.
139. RIGG R. 2005. A review of studies on brown bear (*Ursus arctos*) ecology in relation to home range, habitat selection, activity patterns, social organisation, life histories and population dynamics. Oecologia Montana **14**:47–59.
140. RIPPLE WJ, BESCHTA RL. 2012a. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. European Journal of Wildlife Research **58**:733–742.
141. RIPPLE WJ, BESCHTA RL. 2012b. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. Biological Conservation **145**:205–213.
142. RODGERS A, REMPEL R, ABRAHAM K. 1996. A GPS-Based Telemetry System. Wildlife Society Bulletin **24**:559-566.
143. SALVATORI V, LINNELL J. 2005. Report on the conservation status and threats for wolf (*Canis lupus*) in Europe. Council of Europe, Strassburg.

144. SELVA N, JEDRZEJEWSKI W, JEDRZEJEWSKA B, WAJRAK A. 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology* **83**:1590-1601.
145. SERYODKIN IV, KOSTYRIA AV, GOODRICH JM, MIQUELLE DG. 2013. Daily activity patterns of brown bear (*Ursus arctos*) of the Sikhote-Alin mountain range (Primorskiy Krai, Russia). *Russian Journal of Ecology* **44**:50–55.
146. SCHLICKEISEN R. 2001. Overcoming cultural barriers to wolf reintroduction. Pages 61-74 in Sharpe V, Norton B, Donnelley S, editors. *Wolves and human communities: biology, politics and ethics*. Island Press, Washington DC.
147. SCHMIDT K, WILSON DE and MITTERMEIER RA editors. 2010. A handbook of the world's Carnivores. *Acta Theriologica* **55**:95.
148. SCHMIDT K. 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* **43**:391–408.
149. SCHMIDT K. 1999. Variation in daily activity of the free-living Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Journal of Zoology* **249**:417–425.
150. SIDOROVICH VE. 2006. Relationship between prey availability and population dynamics of the Eurasian lynx and its diet in northern Belarus. *Acta Theriologica* **51**:265–274.
151. SILLERO-ZUBIRI C. 2009. Family Canidae (Dogs). Pages 352-447 in Wilson DE, Mittermeier RA, editors. *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores*. Lynx Editions, Barcelona.
152. ŚMIETANA W, KLIMEK A. 1993. Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* **38**:245–251.
153. SPASSOV N et al. 2016. Bear footprints and their use for monitoring and estimating numbers of brown bears (*Ursus arctos* L.) in Bulgaria. *Historia naturalis bulgarica* **23**:119-126.
154. SPASSOV N, SPIRIDONOV G, IVANOV V, ASSENOV L. 2015. Signs of the bear life activities and their utilization for the monitoring of the brown bear (*Ursus arctos* L.) in Bulgaria. *Historia naturalis bulgarica* **22**:73-83. Spoločnosť pre karpatskú zver, Zvolen.
155. STEHLÍK J. 1979. Znovuvysazení rysa ostrovida *Lynx lynx lynx* v některých evropských zemích v letech 1970–1976. *Poľovnícky zborník. Folia venatoria* **9**:255–265.
156. STOCKTON S, ALLOMBERT S, GASTON A, MARTIN J. 2005. A natural experiment on the effects of high deer densities on the native flora of coastal temperate rain forests. *Biological Conservation* **126**:118–128.
157. STRNAD M, MINÁRIKOVÁ T, HLAVÁČ V, ANDĚL P, GORČICOVÁ I, ANDREAS M, ROMPORTL D. 2013. Migrační koridory velkých savců v ČR. *Ochrana přírody a krajiny* **2013**:50–53.
158. STÝBLO P et al. 2005. *Ochrana velkých šelem v České republice*. Český svaz ochránců přírody, Praha.
159. SUNQUIST ME, SUNQUIST FC. 2002. Wild cats of the World. *Journal of Mammalogy* **85**:365–366.
160. SUNQUIST ME, SUNQUIST FC. 2009. Family Felidae (Cats). Pages 54-169 in Wilson DE, Mittermeier RA, editors. *Handbook of the mammals of the World*. Lynx Editions, Barcelona.
161. SWENSON JE, GERSTL N, DAHLE B, ZEDROSSER A. 2000. Action plan for the conservation of the Brown Bear in Europe. *Council of Europe Nature and Environment Series* **114**:1–68.

162. ŠKALOUD V. 2009. Liška a větší šelmy: psík mývalovitý, mýval, liška, šakal, medvěd, rys, kočka. Brázda, Praha.
163. ŠULGAN A, KUBEČEK V. 2002. Jak dál v ochraně medvěda hnědého? Středoškolská odborná činnost. Střední zemědělská škola v Rožnově pod Radhoštěm, Rožnov pod Radhoštěm.
164. ŠUSTR P. 2015. Velcí savci na Šumavě. Správa Národního parku Šumava, Vimperk.
165. TERBORGH J, ESTES JA. 2010. Trophic cascades: Predators, prey and the changing dynamics of nature. Island Press, Washington DC.
166. THEUERKAUF J, JEDRZEJEWSKI W, SCHMIDT K, GULA R. 2003. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* **67**:706–716.
167. THEUERKAUF J, JEDRZEJEWSKI W, SCHMIDT K, OKARMA H, RUCTZYNKSI I, SNIEZKO S, GULA R. 2003b. Daily patterns and duration of wolf activity in the Bialowieza Forest, Poland. *Journal of Mammalogy* **84**:243–253.
168. THOMPSON WL, WHITE GC, GOWAN C. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, New York.
169. TOMKIEWICZ SM, FULLER MR, KIE JG, BATES KK. 2010. Global positioning system and associated technologies in animal behaviour and ecological research. *Biological Sciences* **365**:2163–2176.
170. UHLÍKOVÁ J, MINÁRIKOVÁ T, ČERVENÝ J. 2008. Rys ostrovid v České republice. *Ochrana přírody* **63**:21–23.
171. ULMANOVÁ K, MACHALOVÁ L, KUTAL M. 2015. Po stopách velkých šelem v české krajině: Rysi, medvědi a vlci se vrací do českých lesů. Hnutí DUHA, Olomouc.
172. VON HOLDT BM et al. 2011. A genome-wide perspective on the evolutionary history of enigmatic wolf-like canids. *Genome research* **21**:1294–1305.
173. WAGNER C, HOLZAPFEL M, KLUTH G, REINHARDT I, ANSORGE H. 2012. Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. *Mammalian Biology Zeitschrift für Säugetierkunde* **77**:196–203.
174. WIKENROS C, SAND H, WABAKKEN P, LIBERG O, PEDERSEN HC. 2009. Wolf predation on moose and roe deer: chase distances and outcome of encounters. *Acta Theriol* **54**:207–218.
175. WILSON DE, REEDER DM. 2005. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. JHU Press, Baltimore.
176. WILSON CH. 2004. Could we live with reintroduced large carnivores in the UK? *Mammal Review* **34**: 211–232.
177. ZEDROSSER A, SWENSON EJ, GERSTL N, DAHLE B. 2001. Status and management of the brown bear in Europe. *Ursus* **12**:9–20.
178. ZIMMERMANN F, BREITENMOSER U. 2002. A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura Mountains, Switzerland. Pages 653–660 in Scott JM, Heglund PJ, Samson FB, Haufler J, Morrison ML, Raphael MG, Wall B, editors. Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale. Island Press, Washington DC.

179. ZUB K, THEUERKAUF J, JEDRZEJEWSKI W, JEDRZEJEWSKA B, SCHMIDT K, KOWALCZYK R. 2003. Wolf pack territory marking in the Białowieża primeval forest (Poland). *Behaviour* **140**:635–648.

Seznam internetových zdrojů

1. BARTOŠOVÁ D. 2014. Náhrada škod způsobených velkými šelmami chovatelům. Hnutí DUHA, Olomouc. Available from <http://www.selmy.cz/hospodarska-zvirata/nahrada-skod/> (accessed February 2021).
2. BOITANI L, PHILLIPS M, JHALA Y. 2018. CANIS LUPUS. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/3746/163508960/> (accessed January 2021).
3. BREITENMOSER U, BREITENMOSER-WÜRSTEN C, LANZ T, VON ARX M, ANTONEVICH A, BAO W, AVGAN B. 2015. Lynx lynx. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/12519/121707666/> (accessed February 2021).
4. MCLELLAN BN, PROCTOR MF, HUBER D, MICHEL S. 2017. Ursus arctos. The IUCN Red List of Threatened Species 2017. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/41688/121229971/> (accessed December 2020).
5. Šelmy.cz. 2021. Vlčích teritorií meziročně přibylo, do Česka jich zasahuje dvaadvacet. Hnutí DUHA, Olomouc. Available from <https://www.selmy.cz/tiskove-zpravy/vlcich-teritorii-mezirocne-pribylo-do-ceska-jich-zasahuje-dvaadvacet/> (accessed January 2021).
6. Monitoring.selmy.cz. Pobytové znaky medvěda hnědého. Hnutí DUHA Olomouc. Available from <https://monitoring.selmy.cz/medved/> (accessed February 2021).
7. Správa NP Šumava. 2020. V oblasti NP Šumava a NP Bavorský les jsou potvrzené dvě vlčí smečky. Available from <https://www.npsumava.cz/v-oblasti-np-sumava-a-np-bavorsky-les-jsou-potvrzene-dve-vlci-smecky/> (accessed February 2021).

Právní normy

1. Česká národní rada. 1992. Zákon č. 114 ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. In: Sbíрка zákonů České republiky, 1992, částka 28. Česká republika.
2. Parlament České republiky. 2000. Zákon č. 115 ze dne 5. dubna 2000 o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. In: Sbíрка zákonů České republiky, 2000, částka 35. Česká republika.
3. Parlament České republiky. 2001. Zákon č. 449 ze dne 27. listopadu 2001 o myslivosti. In: Sbíрка zákonů České republiky, 2001, částka 168. Česká republika.

6 Samostatné přílohy

6.1. Pobytové znaky medvěda hnědého

Autorem všech fotografií jsou Michal Babnič, Tomáš Flajs, Michal Šulgan, František Šulgan ze skupiny Ursus. Převzato z http://selmy.ursus.cz/medved/M-pobytove_znaky.html/.



Obr. I. – Ulovená kořist medvědem hnědým.



Obr. II. - Převrácené kameny následkem hledání hmyzu a menších zvířat.



Obr. III. - Stopa medvěda při pomalé chůzi.

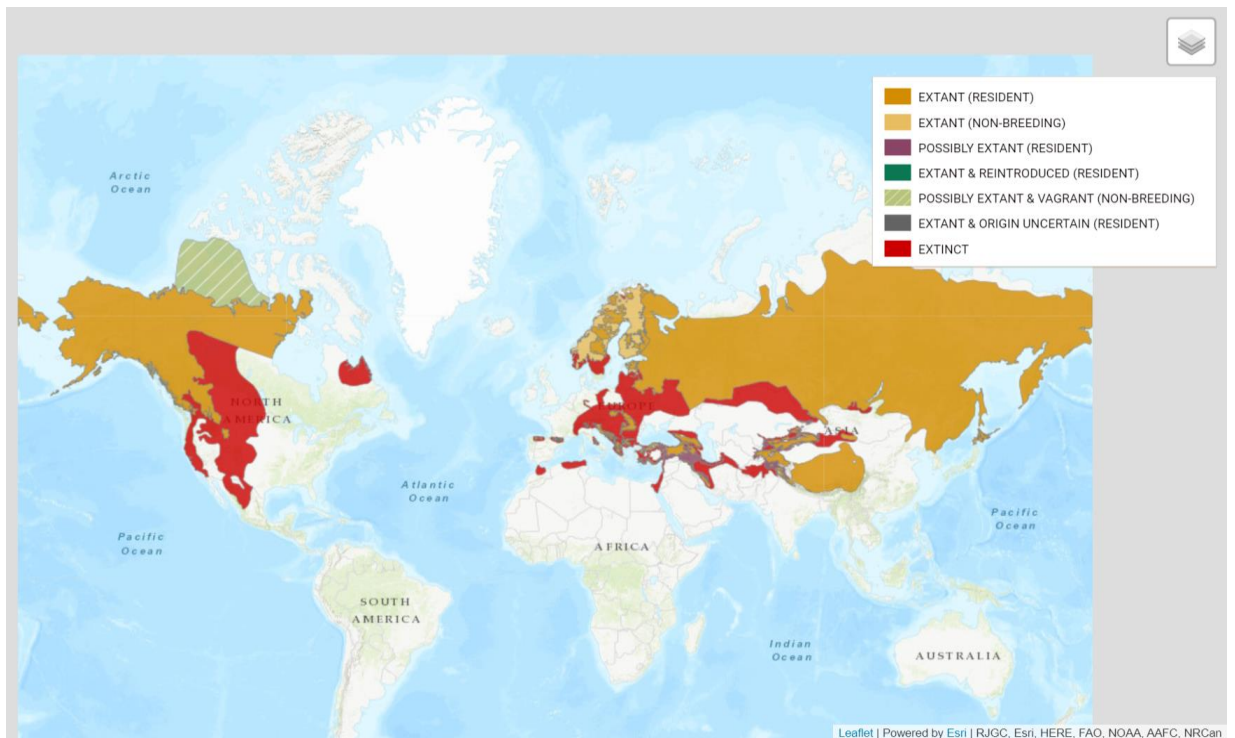


Obr. IV. - Charakteristické medvědí škrábance na stromech.

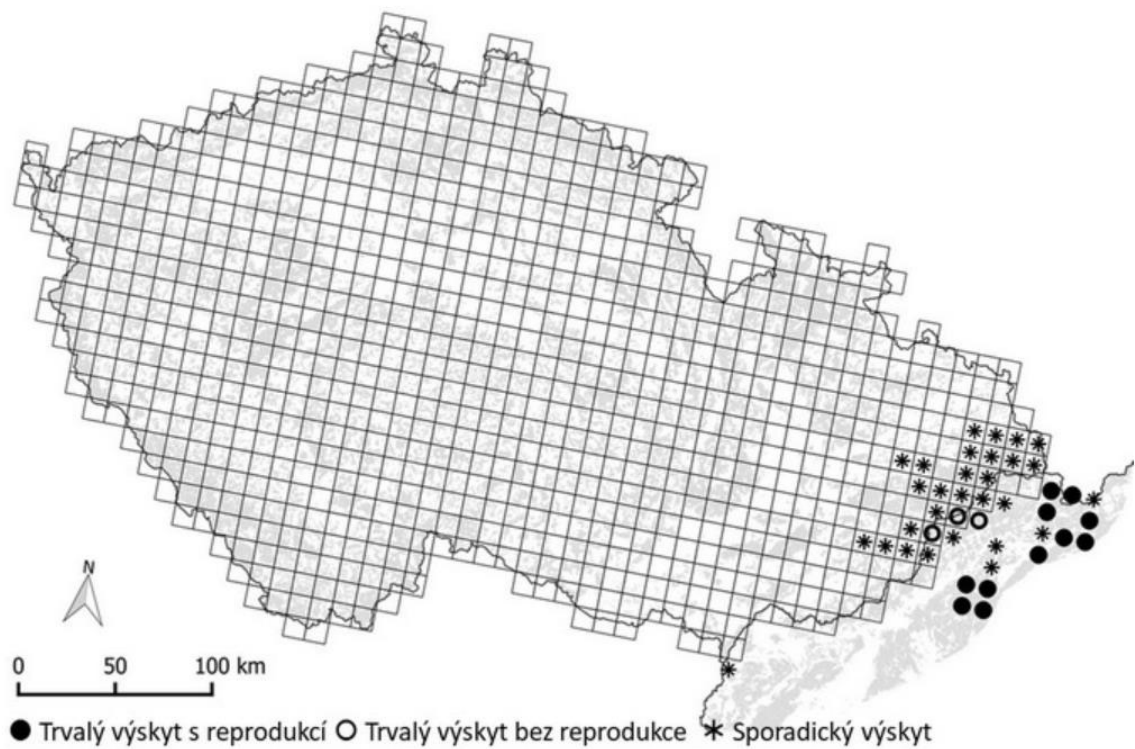


Obr. V. - Zbytky srsti medvěda zachycené na kůře stromu.

6.2. Výskyt medvěda hnědého



Obr. VI. - Výskyt medvěda hnědého v celosvětovém měřítku (IUCN 2017).



Obr. VII. - Výskyt medvěda hnědého v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (Kutal et al. 2017).

6.3. Pobytové znaky vlka obecného

Autorem všech fotografií jsou: Tomáš Flajs, Karel Brož, Ludvík Kunc, František Šulgan ze skupiny Ursus. Převzato z http://selmy.ursus.cz/vlk/V-pobytove_znaky.html/.



Obr. VIII. – Ulovená kořist vlkem obecným.

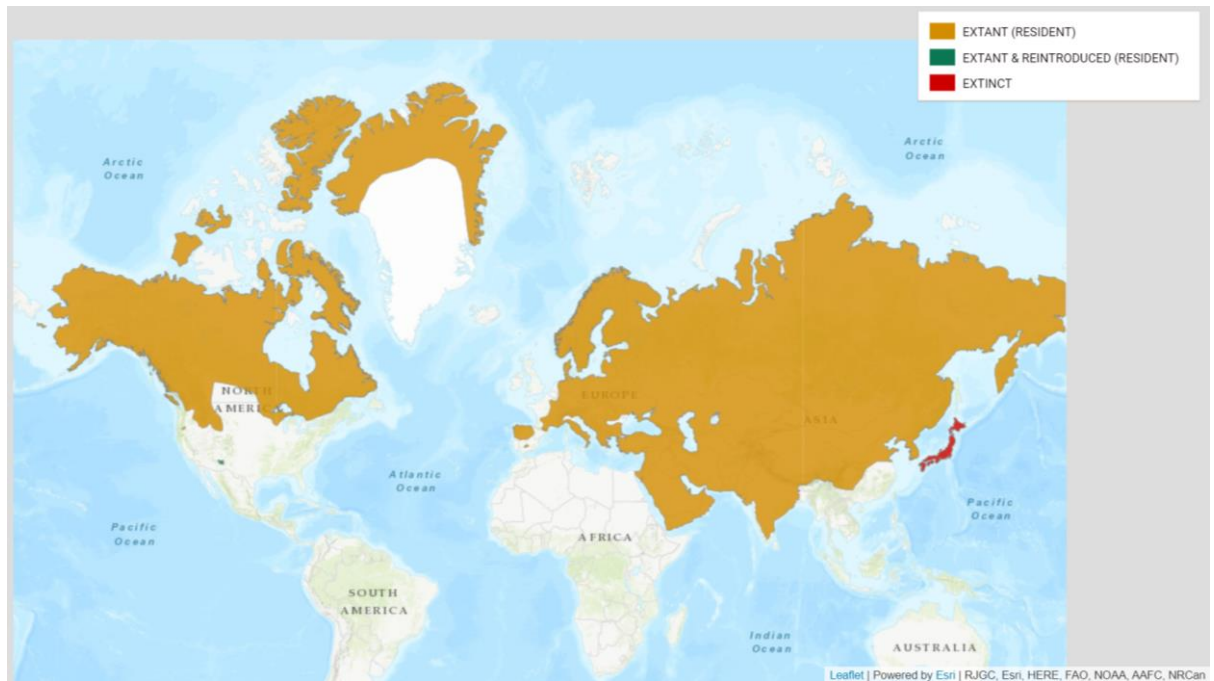


Obr. IX. - Stopní dráha vlka v klusu.

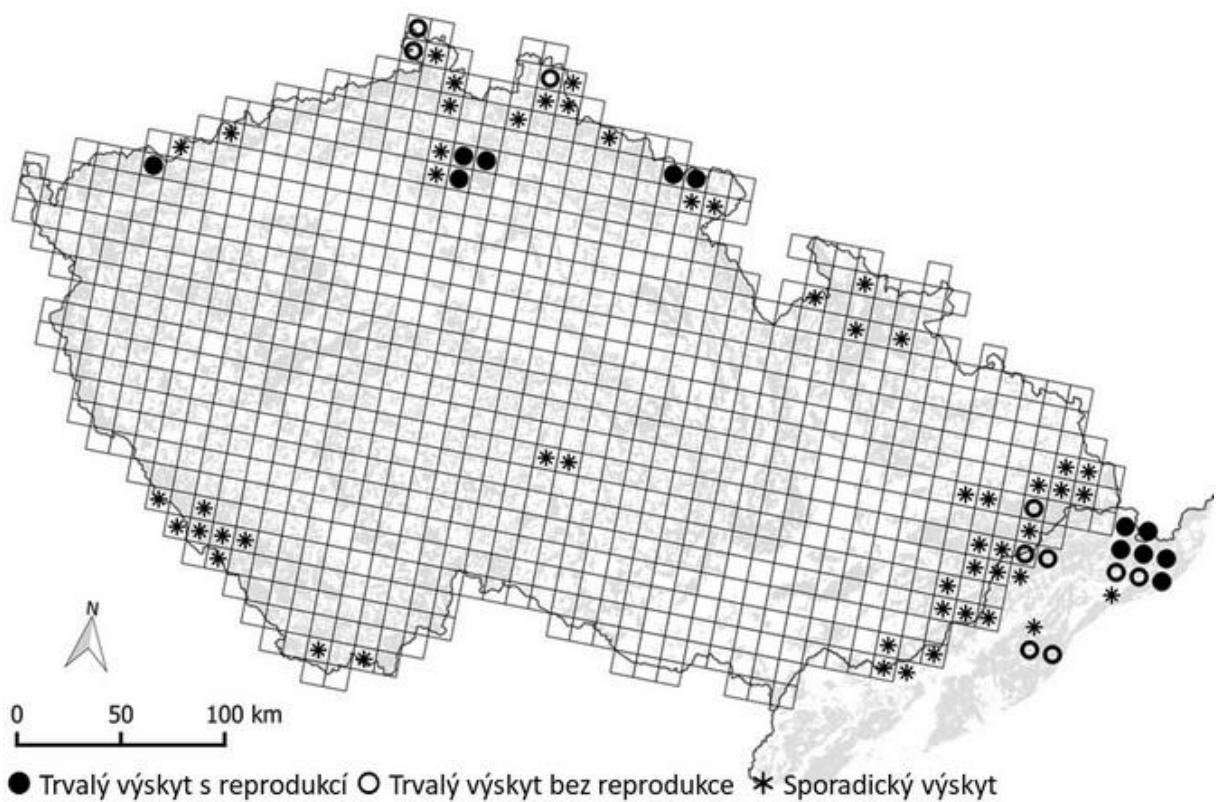


Obr. X. - Zbytky srsti a kostí ve výkalech vlka.

6.4. Výskyt vlka obecného



Obr. XI. - Výskyt vlka obecného v celosvětovém měřítku (IUCN 2018).



Obr. XII. - Výskyt vlka obecného v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (Kutal et al. 2017).

6.5. Pobytové znaky rysa ostrovida

Autorem všech fotografií jsou: Tomáš Flajs, Karel Brož, Ludvík Kunc, František Šulgan ze skupiny Ursus. Převzato z http://selmy.ursus.cz/rys/R-pobytove_znaky.html/.



Obr. XIII. – Ulovená kořist rysem ostrovidem.



Obr. XIV. – Rysí výkal.

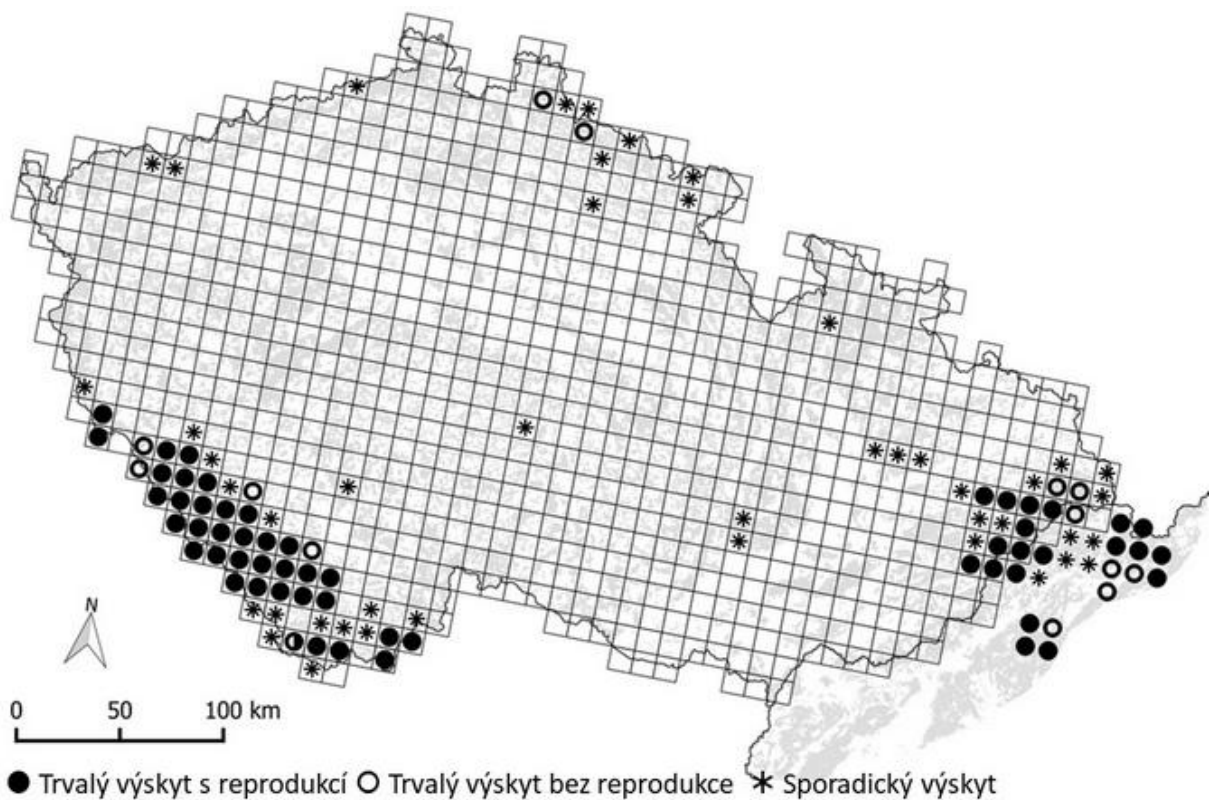


Obr. XV. – Škrábance na stromě způsobené rysem.

6.6. Výskyt rysa ostrovida



Obr. XVI. - Výskyt rysa ostrovida v celosvětovém měřítku (IUCN 2015).



Obr. XVII. - Výskyt rysa ostrovida v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (Kutal et al. 2017).