



Hnutí DUHA
místní skupina Olomouc

Velké šelmy v českých lesích



**Význam z pohledu ochrany
přírody a myslivosti**

Velké šelmy v českých lesích

**Význam z pohledu ochrany
přírody a myslivosti**

Druhé, doplněné vydání

Zpracoval:

Mgr. Miroslav Kutal

Recenzovali:

Ludvík Kunc

Mgr. Pavel Marhoul

Doc. Ing. Josef Suchomel, Ph.D.

Mgr. Pavel Šustr, Ph.D.

Ilustrace:

Ludvík Kunc

Vydalo Hnutí DUHA Olomouc, Olomouc, 2013

ISBN 978-80-904530-4-3 (tištěná verze)

ISBN 978-80-904530-5-0 (on-line)

Předmluva

Před šedesáti lety vypadala situace velkých šelem na českém území i v celé Evropě téměř bezútěšně. Vlci, ryši a medvědi zmizeli z většiny oblastí Evropy a také na Slovensku přežívali většinou jen na východě a ve středu země.

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, na druhou stranu se neudržitelně rozšiřuje zástavba a ve stále fragmentovanější krajině přibývá bariér v podobě vícepruhových silnic a dálnic. Jak se s těmito změnami vypořádaly velké šelmy?

Po desetiletí nepřítomnosti velkých predátorů se současná generace myslivců, lesníků a ochránců přírody s některými druhy šelem – především vlkem – setkává často poprvé a bez zkušeností. Návrat šelem je tak občas provázen některými předsudky či pověrami. Jaký dopad má přítomnost velkých šelem na lovnou zvěř, lesy a okolní prostředí? Jsou v dnešní kulturní krajině predátoři stále přínosem?

Ne na všechno dokážeme jednoznačně odpovědět. Rozhodli jsme se však, že shrneme výsledky výzkumů, které byly k danému tématu publikovány v uplynulých desetiletích (často v zahraničních časopisech), a přiblížíme je českým čtenářům. Není jistě bez zajímavosti, že některé údaje, například poznatky zakladatele československého mysliveckého výzkumu a spisovatele Julia Komárka, zůstávají aktuální i po šedesáti letech.

Variabilita evropského prostředí i kulturních tradic je značná a všechna zjištění, která zde předkládáme, nelze zobecňovat. Přesto věříme, že tato publikace přinese inspiraci a poznání každému, kdo se pohybuje v krajině, která je pro velké šelmy domovem. Zkušenosti z okolních zemí napovídají, že se nemusí jednat pouze o odlehle horské oblasti.

Miroslav Kutal,
koordinátor programu ochrany a monitoringu
velkých šelem

1. Shrnutí historie výskytu v Českých zemích

Rys ostrovid, vlk obecný a medvěd hnědý jsou už několik desítek let opět součástí české přírody. V důsledku přímého pronásledování člověkem a vlivem poklesu lesnatosti byla tato zvířata na většině území dnešní České republiky vyhubena již v 17. a 18. století. V lesnatějších oblastech se nejdéle udržela v pohraničních horách, především na Šumavě a v Beskydech^{1,2}. Návrat velkých šelem ve druhé polovině 20. století umožnila lepší ochrana na Slovensku, odklon od intenzivního využívání horských oblastí a posun veřejného mínění k pozitivnímu vnímání velkých šelem.

Rys ostrovid, ještě ve středověku běžný zástupce naší fauny, byl v Českých zemích zcela vyhuben. Běžně se u nás vyskytoval do 16. století, rozdrobené populace se v lesnatějších vrchovinách a horských oblastech zachovaly až do 18. století^{3,4}. Poslední potvrzené údaje o výskytu rysa na Šumavě máme z roku 1814 a z Českého lesa z roku 1830. Poslední rys byl v Čechách zastřelen roku 1835 u Tábora^{1,2,5}. O něco později byli na našem území vyhubeni medvědi a vlci – na Šumavě padl poslední medvěd zřejmě v roce 1856 a vlk roku 1891⁵⁻⁸. Na Moravě se díky migraci ze Slovenska udržely všechny šelmy déle: k poslednímu doloženému zástřelu medvěda došlo na Travném v roce 1887^{9,10}; rysí a vlčí v Beskydech žili až do začátku 20. století¹⁻⁷.

Po zhruba třicetileté pauze, již koncem 40. let^{1,11}, se ze Slovenska do Beskyd jako první vrátili rysí. Medvědi se na našem území pravidelně vyskytují od 70. let¹² a v polovině 90. let dvacátého století se objevili také vlci¹³. Rysí obsadili přirozenou cestou také Jeseníky a krátkodobě v 80. letech i Českomoravskou vrchovinu¹⁴. Odlišná byla situace na Šumavě, kde proběhly tzv. reintrodukce čili umělé znovuvysazení zvířat do oblastí, v nichž byla v minulosti člověkem vyhubena¹⁵. Všichni reintrodukovaní rysí pocházeli ze Slovenska – byli odchyceni ve volné přírodě

2. Význam velkých šelem v přírodě

2.1 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

a po krátké karanténě v ZOO Ostrava převezeni nejen na Šumavu, ale také například do Švýcarských Alp, Švýcarské Jury, francouzských Vogéz nebo do Slovinska. Bývalé Československo se tak zasloužilo o návrat přirozeného predátora na území řady evropských pohoří. V 70. letech byli první tři rysové vypuštěni v Bavorském lese¹⁶, na Šumavu bylo v letech 1982–1986 postupně za souhlasu tehdejších úřadů vypuštěno 17 rysů^{2,17}.

Bohužel, od 50. do 80. let 20. století byly legálním i ilegálním lovem zdecimovány rysí populace na Českomoravské vrchovině, v Jeseníkách i v Beskydech^{2,14,18}. K opětovnému samovolnému osídlení Beskyd rysy došlo díky omezení jejich lovu na Slovensku v roce 1975. Dnes beskydská rysí populace čítá přibližně 10 dospělých jedinců. Rysům na Šumavě se dařilo zpočátku lépe, rozšířili se i do dalších oblastí v jihozápadních Čechách, do Brd a koncem 90. let se rys trvale vyskytoval na zhruba 30 % území České republiky¹⁹. Na počátku 21. století však došlo k poklesu populace a v roce 2006 byla ve srovnání s rokem 1996 obsazenost mapovacích čtverců o více než polovinu menší⁴.

Výskyt vlků a medvědů v oblastech mimo Beskydy je v posledních letech poměrně sporadický. Vlci byli několikrát spatřeni například na Šumavě, vždy se však jednalo o jednotlivá zvířata, která netvořila smečky, a zaznamenáno nebylo ani rozmnožování²⁰. Také v Beskydech se v posledních letech vlci vyskytují spíše ojediněle. Totéž platí pro medvědy, kteří se až na výjimky (například rok 2012) objevují v Beskydech jen sporadicky.

V rámci střední Evropy mají pro velké šelmy mimořádný význam Karpaty. V celém horském pásmu zasahujícím do sedmi států žije odhadem 8000 medvědů, 3500 vlků a 2500 rysů²¹. Díky migraci především ze Slovenska a Polska se tato zvířata přirozenou cestou vrací do České republiky. Stále jsme však závislí na východních zemích – bez propojení tamních populací s naší skrze migraci zvířat není dlouhodobé zachování rysů v Beskydech možné. Vzhledem k rozšiřující se populaci vlků v Německu a západním Polsku²² je pravděpodobné, že se vlci začnou objevovat častěji i na severu Čech, případně v dalších regionech.

také nejnižší trofické úrovni – rostlinnou vegetaci²³. Nejedná se o nové zjištění: teorie, že přírodní prostředí okolo nás je „zelené“ díky tomu, že ho býložravci nestíhají konzumovat, protože jejich početnost je regulována predátory, byla poprvé vědci publikována v roce 1960²⁴.

Kromě této regulace predátory „shora“ (*top-down*) však může být početnost býložravců ovlivňována také dostupností potravy; v případě, že je těchto rostlinných zdrojů málo nebo jsou pro zvířata v nepříjemné či toxické formě, mohou být samotné rostliny příčinou nižší početnosti

druhů ve vyšších úrovních potravní pyramidy a nepřímo tak ovlivňovat i predátory. Jedná se tedy o regulaci „zdola“ (*bottom-up*), přičemž oba procesy mohou v přírodě probíhat současně.

Diskuze o obou způsobech regulace je mezi vědci stále živá a za posledních 50 let byly publikovány desítky studií, které se problematikou potravních sítí a trofických kaskád detailně zabývaly. Studium predace a jejích vlivů na další složky ekosystému je velmi obtížné – výzkum musí probíhat na velkých plochách a v dlouhém časovém období – na základě přibývajících důkazů však mezi vědci postupně převládá názor, že regulace predátory a z ní vyplývající existence trofické kaskády je všudypřítomná v terestrických i vodních ekosystémech a zásadně se podílí na jejich formování²³.

Význam velkých šelem jako takzvaných klíčových druhů lesních ekosystémů byl ilustrován v řadě vědeckých prací především v Severní Americe – zdejší rozsáhlé nenarušené oblasti jsou ideální pro studium vztahů na úrovni celých

ekosystémů. Patrně nejpodrobnější výsledky přinesl více než padesát let trvající výzkum na ostrově Isle Royale, který se nachází na Hořejším jezeře na hranicích Spojených států a Kanady. Jak ukázala analýza letokruhů jedle balzámové (*Abies balsamea*) a dlouhodobé sledování početnosti vlků a jejich hlavní (a jediné) kořisti na tomto ostrově – losa amerického (*Alces americanus*) –, jedle nejlépe rostla v období, kdy početnost losů regulovali vlci²⁵.

Přestože výzkumy z ostrovních populací musíme brát s rezervou, je nesporné, že i na pevnině vlci a ryši jako masožravci zasahují do populací divokých kopytníků, redukuje jejich počty, a tím přispívají k rovnováze mezi býložravci a lesní vegetací²⁶⁻²⁸. Také nedávná souhrnná analýza 42 studií z celé Eurasie a Severní Ameriky ukazuje, že schopnost predátorů regulovat býložravce je značná. V oblastech bez trvalého výskytu vlka a medvěda dosahují jelenovití téměř šestkrát vyšší početnosti než v oblastech, kde tyto šelmy žijí²⁹.



Mohou tedy šelmy dlouhodobě udržovat početnost své kořisti pod úroveň nosné kapacity prostředí a zlepšovat tak podmínky pro odrůstání rostlin? Záleží především na klimatických podmínkách. Poznatky z Evropy – především Białowiežského pralesa v severovýchodním Polsku – ukazují, že predace velkých šelem má největší dopad na populace kopytníků v chladných, méně produktivních letech, kdy je jejich populační hustota nejnižší. Naopak za teplých a produktivních období s nejvyšší početností kopytníků je celkový predanční efekt malý a regulace neprobíhá dostatečně³⁰. Tyto závěry potvrdilo i novější,

souhrnné hodnocení 72 oblastí výskytu srnce obecného napříč Evropou. V málo úživných oblastech patřil predanční efekt rysa nebo vlka v kombinaci s tuhými zimami k nejvýraznějším faktorům, které ovlivňovaly početnost srnce, zatímco v úživnějším prostředí byl predanční efekt relativně slabý³¹. V České republice panují pro srnce velmi příznivé podmínky, jejich početnost je vysoká a velké šelmy hrají v současnosti spíše dílčí úlohu v jejich regulaci a nevyklučují aktivní provozování myslivosti. Výraznější vliv na regulaci může mít rys především v horských honitbách³², o čemž se ještě zmíníme dále.

BOX 1: Potrava velkých šelem

Rys

Rys ostrovid je nejmenší z našich velkých šelem. Hlavní složku jeho potravy představují menší kopytníci – srnci, kamzíci, případně mufloni. Méně často se potravou rysa stávají laně nebo kolouši, výjimečně i selata divokých prasat. Významnou složku potravy rysa ve vegetačním období mohou tvořit zajíci nebo různí hlodavci. Celoročně rys zabíjí lišky nebo ptáky a další menší živočichy².

Vlk

Nejdůležitější složkou vlčí potravy jsou v Karpatech jeleni, méně zastoupeni bývají zpravidla srnci nebo prasata divoká³⁹. Vše ale záleží na místní potravní nabídce, například na východním Slovensku nebo v Itálii je nejčastější kořistí vlků prase divoké^{34, 35}; v nově osídlených oblastech v Německu srnec³⁶. V České republice bylo na základě analýz 17 vzorků trusu zjištěno nejčastější zastoupení zajíce, jelena a prasete divokého. Co se týče vlky stržené kořisti, nacházené především v Beskydech, dominovaly domácí ovce, jelen a srnec³⁷.

Medvěd

Třebaže je medvěd největší evropskou šelmou, 80–90 % jeho potravy na Slovensku tvoří rostlinná složka. Podobně je tomu i jinde v Evropě³⁸. Konkrétně se jedná především o travu a různé byliny, bobule, bukvice a další plody. Medvědi s oblibou rozhrabávají truchnivějící kmeny, kde nacházejí larvy brouků, mravenců a další hmyz. Ačkoliv jsou medvědi schopni i velmi rychlého běhu, v evropských podmínkách většinou aktivně větší kořist neloví. Mohou se však přizpůsobit na uhynulých zvířatech³⁹.

2.2 Vliv na lesy, biodiverzitu a kořist

Postupný návrat přirozených predátorů do oblastí jejich dřívějšího výskytu s sebou nepřináší pouze prosté zvýšení početnosti druhů, které se na daném území vyskytují. Pro biodiverzitu, tj. biologickou rozmanitost, v našem případě na druhové úrovni, je výčet druhů jen jednou z proměnných, které ji definují. Důležité je také poměrné zastoupení druhů. Na každé úrovni biodiverzity – druhové, genetické nebo ekosystémové – existují mechanismy, které ji udržují. Díky dostatečné genetické variabilitě se může druh například snáze adaptovat na změny svého životního prostředí. Také přítomnost predátorů v ekosystému zvyšuje diverzitu společenstva: šelmy mohou například snižovat početnost své kořisti na takovou úroveň, při níž mezi druhy nedochází ke konkurenci (BOX 2).

Jak si v této kapitole ještě ukážeme, ekosystémová diverzita zahrnuje také mezidruhové interakce a s tím související ekologické a behaviorální procesy^{40, 41}. Zaměříme se nejprve na tu oblast biodiverzity, která souvisí se snižováním početnosti kopytníků – tedy s efektem, jehož lze dosáhnout i vhodným mysliveckým hospodařením. Následně se budeme věnovat přínosům, jichž bez velkých šelem většinou nelze dosáhnout.

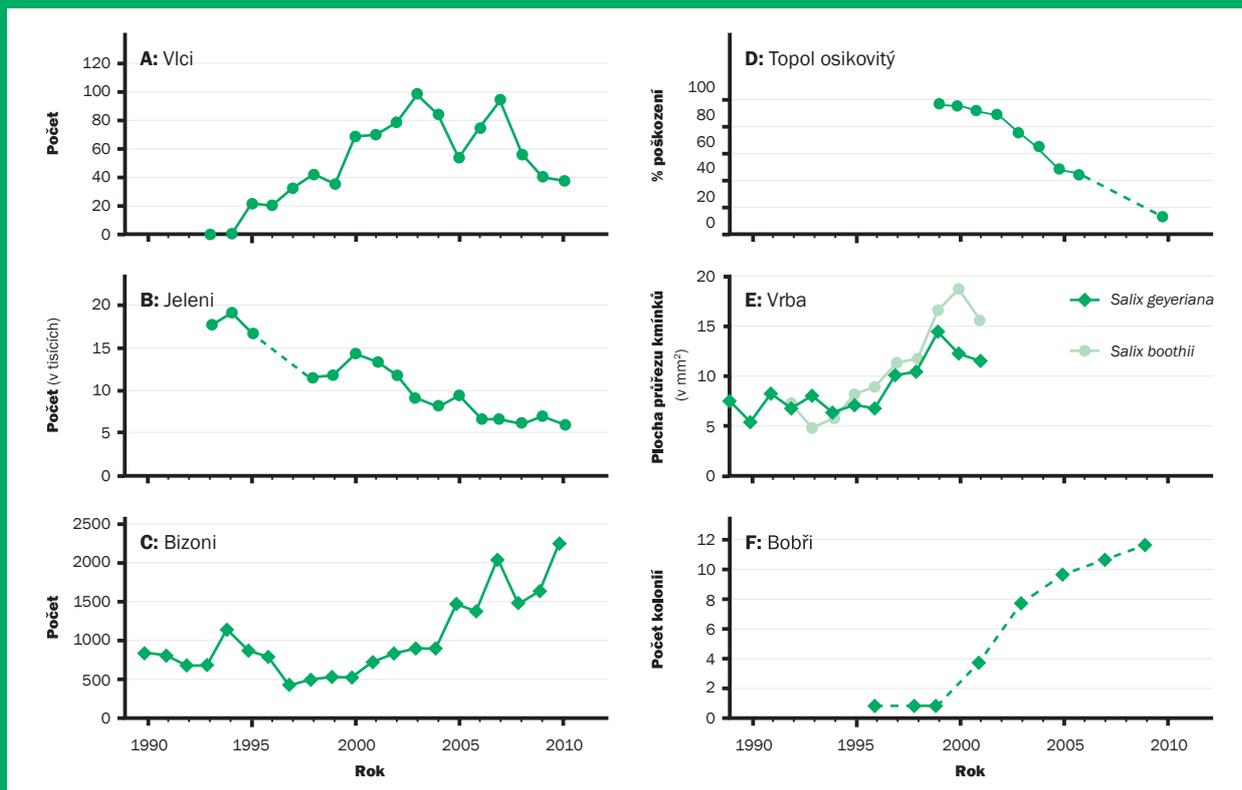


BOX 2: Soužití díky predaci

Názorný příklad nepřímého vlivu predace na biodiverzitu popsala skandinávská studie Kullberga a Ekmana⁴². Ukázala, že na ostrovech, kde chybí kulíšek nejmenší, specializovaný predátor drobných pěvců, se vyskytuje pouze jediný druh sýkory – uhelníček. Tam, kde je kulíšek přítomen, se však vyskytují i další dva druhy: sýkora lužní a sýkora parukářka, které jsou schopny lépe unikat sově, ale v její nepřítomnosti jsou vytlačeny kompetičně silnějším uhelníčkem. Kulíška je proto možné ve skandinávském

prostředí považovat za klíčový druh predátora, který ovlivňuje biodiverzitu.

Mohou podobně působit i velké šelmy? Patnáct let trvající výzkum důsledků návratu vlků do Yellowstonekého národního parku ukázal, že díky zvyšující se populaci vlků se snížily počty jelenů wapiti, ale vzrostly počty bizonů a také bobrů – z podobné příčiny. Jeleni jsou nejčastější kořistí vlků a poklesem jejich stavů se snížila i mezidruhová kompetice mezi oběma býložravci. Počet bizonů se proto mohl zvýšit. A protože se díky sníženému okusu topolů a vrb v údolních nivách začalo dařit také těmto dřevinám (viz dále), měli i bobři více potravy (Obr. 1)⁴³.



Obr. 1: Vývoj početnosti vlků (A), jelenů (B), bizonů (C) bobřích kolonií (F), procenta poškození topolů osikovitých (D) a průměrných tloušťek vrb (E) v severní části Yellowstonekého národního parku. Byl zjištěn významný pokles početnosti jelenů, postupné snižování míry poškození topolů okusem a tloušťnutí vrbových kmínků. Díky snížené mezidruhové kompetici mezi bizony a jeleny se zvýšil počet bizonů a statnější vrbové porosty umožnily vznik lepších biotopů pro bobry. Upraveno podle Rippleho a Beschty⁴³.

2.2.1 Vliv přemnožených býložravců na vegetaci a další živočichy

Populace volně žijících kopytníků, které se vymkly kontrole a jejichž stavy se pohybují nad únosnou kapacitou prostředí, závažně poškozují vegetační kryt a snižují druhovou diverzitu. Například přemnožení jeleni běloocasí po vyhubení predátorů ve východní části Spojených států omezili přirozené zmlazení původních dřevin a selektivní pastvou také výrazně poklesl podíl původních bylinných druhů^{44, 45}. Počty kopytníků se výrazně zvýšily v celé Evropě⁴⁶. Existuje množství studií, které

potvrzují, že nadměrné spásání ničí přirozenou strukturu biotopů a připravuje o domov mnoho druhů pěvců⁴⁷. Těm zároveň ubývají zdroje potravy, protože klesá počet i diverzita lesních druhů bezobratlých živočichů⁴⁸. Současně s tím se mění struktura vegetace a ubývají lesní byliny, včetně chráněných druhů^{49, 50}. Snižování početnosti bezobratlých živočichů dokumentované silně spásaných lesích je klíčovým problémem i pro dlouhodobé přežití tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*), jehož kuřata jsou z velké části odkázána na motýlí larvy, mravenčí kukly a listy borůvky (která navíc dosahuje na plochách spásaných jeleny poloviční výšky ve srovnání

s oplocenými plochami)⁵¹. Nejinak tomu je také v Česku: mezi léty 1966–2010 vzrostly počty srnců o 172 %, jelenů o 265 %, prasat divokých dokonce o 2910 % (jejich růst je exponenciální) a počty stoupají i u druhů introdukovaných do naší fauny: daňků (701 %), muflonů (670 %) a jelenů sika (2910 %)⁵². V krajině pak žije daleko více zvířat, než lesy mohou uživit. Aktuální stav dokumentovala studie, kterou Ministerstvo zemědělství zadalo Ústavu pro výzkum lesních ekosystémů (IFER) v Jílovém u Prahy⁵³. Ta ukázala, že okusem byla v roce 2005 poškozena skoro polovina (44 %) všech mladých stromů a více než 60 % listnáčů, což byl ve srovnání s rokem 2000 nárůst o 48 %. Samo Ministerstvo zemědělství tento stav označilo za „velmi vážný“⁵⁴. Ohroženy jsou nejen zájmy vlastníků, kteří jsou nuceni vynakládat značné prostředky na ochranu lesa, ale také přírodní rezervace, které si zachovaly přírodě blízké druhové složení, ale následkem lokálního přemnožení kopytníků a intenzivního okusu zde neprobíhá přirozená regenerace druhů zastoupených v mateřském porostu. Například v národní přírodní rezervaci Vrapač v Litovelském Pomoraví je okusem poškozeno 71–91 % semenáčků javoru. Během let 2001–2005 zde kleslo množství všech semenáčků vyšších než 30 cm na 8 %, tedy zhruba dvanáctkrát⁵⁵. Nejedná se přitom o ojedinělý případ: vážné poškození okusem bylo v uplynulém desetiletí zjištěno v šesti z osmi zkoumaných národních přírodních rezervací^{56–58}, ale také v hospodářských lesích. Výzkum Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy univerzity například ukázal, že okusem v listnatých lesích trpí 90–100 % mladých jasanů, javorů a jilmů⁵⁹.



Některé studie prokázaly, že silnější pastevní intenzita určitým druhům prospívá. Zvýšená pastva by například v budoucnu mohla být přínosná v některých nížinných lesích středního a nízkého typu, které jsou domovem řady chráněných druhů motýlů. Zde by se mohlo uplatňovat výmladkové hospodaření, které je pro množství vzácných druhů hmyzu existenční podmínkou⁶⁰. V horských, na živiny chudých lesích však zvýšená početnost kopytníků a vysoká míra okusu zabraňuje přirozenému zmlazování většiny dřevin a druhovou rozmanitost tak výrazně snižuje⁵⁸, na rozdíl od lužních lesů, kde v důsledku dostatečného přísunu živin nemusí být okus vždy limitující⁶¹.

2.2.2 Dynamická krajina neklidu: od predátorů k rostlinám

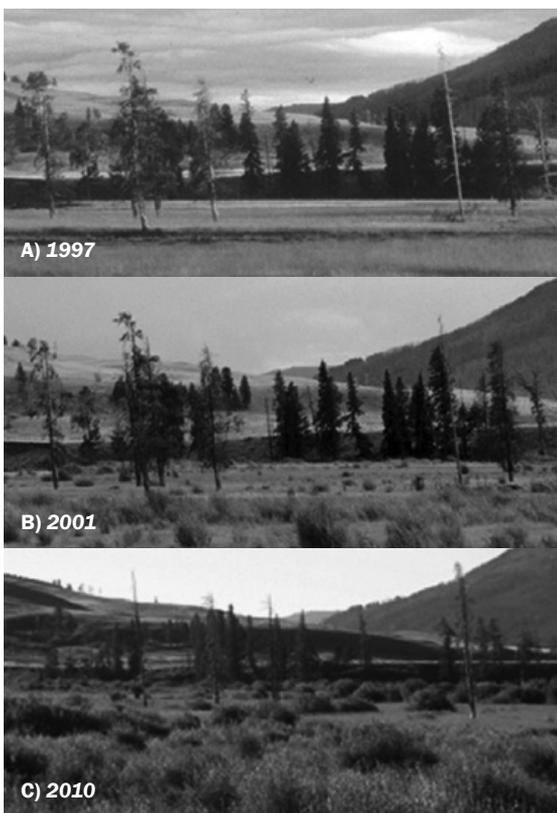
Populační hustota býložravců není jediným faktorem ovlivňujícím biodiverzitu. Ojedinělá možnost sledovat obnovu ekosystému se naskytla v americkém Yellowstone národním parku, kde byli vlci vyhubeni ve dvacátých letech 20. století a opětovně reintrodukováni v roce 1995 (Obr. 2a)⁶².

V letech následujících po vyhubení vlků jeleni silně spásali údolní nivy řek a obnova listnatých dřevin – vrb a topolů – se zcela zastavila (Obr. 2c). Ani umělé snižování stavů jelenů lovem (Obr. 2b) nemělo pro obnovu ekosystémů žádný efekt. Avšak pouhých sedm let po návratu vlků bylo znovu, po 70 letech, v říčních nivách pozorováno nebývalé zmlazení měkkých listnatých dřevin (Obr. 3, 1D, E). Nejvýznamnější přínos návratu vlků spočíval ve změně chování kopytníků: jeleni už si nemohli dovolit trávit dlouhý čas 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,

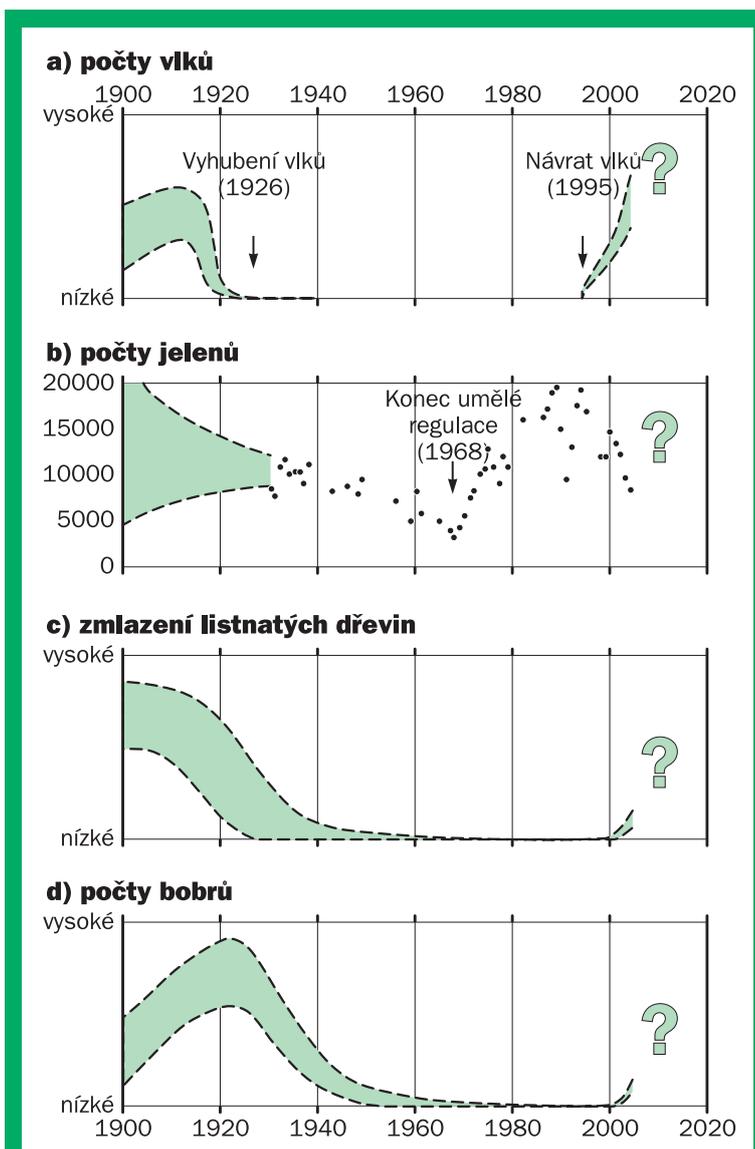
se vrátili bobři (Obr. 2d, 1F), kořeny vrb stabilizovaly a zdrsnily říční koryta, čímž se snížila břehová eroze, obnovily se mokřady a zvýšila se početnost vodních bezobratlých⁶³. Rychle se obnovující vrby vytvořily strukturovanější krajinu a nové biotopy pro ptáky, jejichž početnost i druhová diverzita rovněž vzrostla⁴³. Efekt spojený s návratem vlků se tak přes predací risk – obavu kořisti vlků z útoku – kaskádově přenesl na nižší trofické úrovně a ukázal, jak může vrcholový predátor pozitivně ovlivnit ekosystém i jiným způsobem než přímým snižováním početnosti své kořisti⁶².

Lze ale americké zkušenosti přenést do evropských podmínek? Vědci z Białowiežského národního parku zkoumali, jak se liší intenzita okusu dřevin uvnitř a vně jádrové oblasti vlčího teritoria⁶⁴. Zjistili, že všechny zkoumané dřeviny a všechny typy lesa výrazně více trpěly okusem mimo jádrovou oblast vlčího teritoria. Důležitým faktorem bylo také množství mrtvého dřeva. Čím více padlých stromů se v lese nacházelo, tím méně byly dřeviny poškozeny okusem, zatímco mimo vlčí teritorium větší počet padlých kmenů neměl na poškození dřevin významný vliv (Obr. 4). Vlci svým působením jednak snížili množství jelenů, ale podstatný

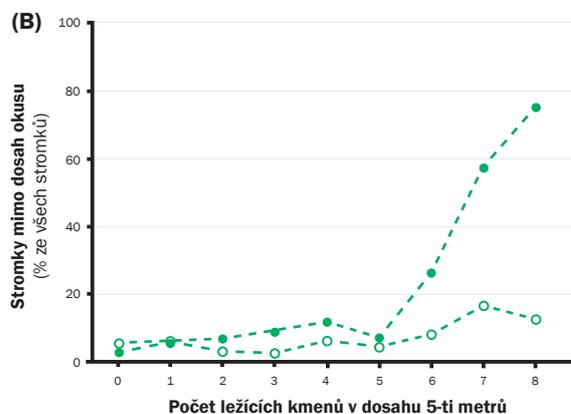
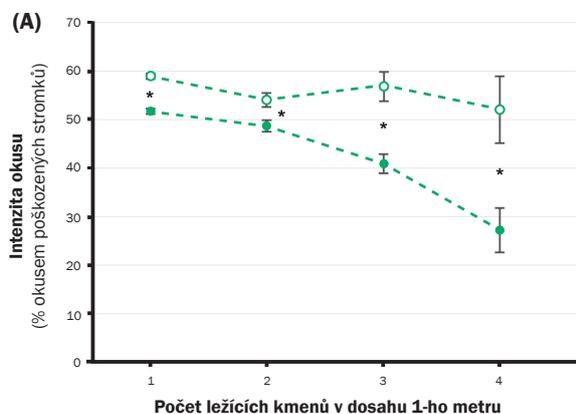
byl také nepřímý vliv jejich působení právě skrz obavu z útoku: zdržovat se v členitějších pralesovitých porostech s množstvím padlých stromů bylo riskantní, protože útek mezi kmeny je v těžkém terénu pro jeleny komplikovanější⁶⁴. Zkušenosti ze Šumavy (kde se vyskytuje trvale pouze rys) ukázaly, že jeleni členité porosty s mrtvým dřevem nadále preferují, využívanost jednotlivých částí se však vzhledem k přístupnosti a množství padlého dřeva liší. Vzniká tak pestrá mozaika ploch v různých stádiích obnovy lesa⁶⁵.



Obr. 3: Srovnání snímků z let 1997, 2001 a 2010, pořízených poblíž soutoku potoku Sode Butte Creek s řekou Lamar. Fotografie dokumentují výšku silně spásaných vrbových porostů (A) a jejich postupnou regeneraci (B), která následovala po reintrodukcí vlků v letech 1995–1996. V roce 2010 se významně zvýšila jak výška vrb, tak pokryvnost porostu ve srovnání s dřívějšími daty. (Foto: W. Ripple).



Obr. 2: Historické trendy severní části Yellowstonekého národního parku (USA) od roku 1900. Šířka zelených pruhů je odrazem nejistoty, s jakou byla na základě literatury rekonstruována početnost živočichů a rostlin. Snížení početnosti jelenů (b) nebylo v období 1996–1998 primárně způsobeno predací vlků, ale tuhými zimami. Nárůst početnosti bobrů v letech 1900–1920 souvisel s obnovou populací po silném loveckém tlaku v 19. století. Další souvislosti jsou vysvětleny v doprovodném textu. Upraveno podle Rippleho a Beschty⁶².



Obr. 4: A) Intenzita okusu stromků (10–200 cm výšky) uvnitř (●) a vně (○) jádrové zóny vlčího teritoria ve vztahu k přítomnosti a množství ležících kmenů v dosahu do 1 m. B) Podíl stromků mimo dosah okusu (200–400 cm výšky) z celkového množství stromků ve vztahu k množství na zemi ležících kmenů v dosahu do 5 metrů uvnitř (●) a vně (○) jádrové zóny vlčího teritoria.

2.2.3 Hospodářské lesy: spolupráce lesníků a šelem

Jsou tedy šelmy nejdůležitějším hráčem, který za nás může vyřešit dlouhodobý spor mezi vlastníky lesa, kterým přemnožená zvěř dělá škody na porostech, a myslivci, kteří jejich vysoké stavy nejsou schopni regulovat? Podoba amerických národních parků, ale i Białowieže, nejrozsáhlejšího a nejzachovalejšího evropského nížinného pralesa, je přece jen vzdálená hospodářským lesům ve střední Evropě. Rozsáhlá rešerše faktorů ovlivňujících množství škod způsobených kopytníky v hospodářských lesích ukázala, že vedle přímého i nepřímého vlivu velkých predátorů je minimálně stejně důležitá také úloha lesníků⁶⁶. Podstatná je především velikost plošných obnovních prvků (holosečí, náseků) a druhové složení lesů.

Díky pasečnému hospodaření vznikají krátkodobě velmi atraktivní místa pro srnce a jeleny – v důsledku silného oslunění nabízí bujná vegetace zvířatům množství potravy⁶⁹. V následujícím deceniu, pokud odrůstající stromy nakonec uniknou tlaku býložravců, snížené množství světla v porostu neumožní existenci téměř žádným jiným vyšším rostlinám. Zvířata pak hledají potravu opět především na dalších holosečích, což způsobuje jejich krátkodobou koncentraci na menších plochách a potenciálně také vyšší škody. Významně vyšší míra poškození na umělých výsadbách na holosečích než na přirozeném zmlazení byla zjištěna mimo jiné v Beskydech⁶⁷. Druhým faktorem je druhová skladba. Přeměna listnatých a smíšených lesů na ekonomicky atraktivní, druhově uniformní a málo strukturované plantáže jehličnanů (takzvaná borealizace) vede k celkově menší úživnosti biotopů a většímu tlaku na atraktivní listnaté dřeviny, které se pak bez umělé ochrany jen stěží obnovují⁶⁸.

Naproti tomu v přirozeném střeoevropském lese vzniká mnoho malých mezer typicky pádem jednoho až tří stromů o průměrné velikosti 90–100 m²⁶⁸, čímž se mozaika lesa v různých stádiích vývoje tvoří na mnohem jemnější škále, než představují holoseče v běžných hospodářských lesích. Vzhledem k faktu, že velikost holosečí pozitivně koreluje s počty kopytníků, kteří je navštěvují, více menších porostních mezer způsobuje rovnoměrnější distribuci zvěřat

a menší škody na zmlazení⁶⁹. Porosty v přirozených lesích jsou pak prostorově a věkově rozrůzněnější a přednostně se zde obnovují listnaté dřeviny s vyšší nutriční hodnotou pro býložravce. Hospodářské lesy s uniformní strukturou a velkými homogenními plochami jsou pak ve výsledku více náchylnější ke škodám okusem⁶⁶.

Lze tedy shrnout, že tlak kopytníků na obnovu lesa je v hospodářských lesích silnější než v přirozených lesích, kde větší prostorová struktura a přirozenější druhová skladba na stejné ploše poskytuje stanoviště a potravu většímu počtu srnců a jelenů, aniž by docházelo k blokování přirozené obnovy dřevin. Řešením škod na lesních porostech není pouze zvýšený odstřel nebo příchod predátorů, ale také způsob lesnického hospodaření. Dánská studie prokázala, že přírodě blízké hospodaření založené na výběrné těžbě skupinek tří stromů umožňuje přirozenou obnovu i při vysokých stavech srnců 15 jedinců/100 ha⁷⁰.

Vliv velkých šelem na obnovu lesa v hospodářských lesích střední Evropy tedy nelze přeceňovat, a také ho není možné vždy od všech faktorů prostředí odfiltrovat. Dílčí výzkumy však ukazují, že i v hospodářských lesích velké šelmy umí lesníkům pomoci. Například na Slovensku byly zjištěny významné rozdíly v míře poškození lesa mezi různými regiony: zatímco v Nitrianském kraji dosahovalo poškození zmlazení v průměru 75 %, v Prešovském a Košickém kraji jen 7–9 %. Autoři národní inventarizace a monitoringu lesů SR dávají tyto rozdíly do souvislosti právě s predacním účinkem vlků, kteří se trvale vyskytují na východě Slovenska, kdežto v Nitrianském kraji chybí⁷¹.

Také ve vyšších polohách Moravskoslezských Beskyd v oblasti trvalého výskytu rysa (a s občasným výskytem vlka) není přirozená obnova listnatých dřevin blokována nadměrným okusem⁷². Rovněž malá míra okusu mladých semenáčků v javornické národní přírodní rezervaci Razula (ve srovnání s třiceti dalšími lokalitami v ČR) je přičítána vlivu rysa⁷³. Možným mechanismem je právě častější změna stanoviště z důvodů snížení rizika predace^{34, 74}, čímž se snižuje koncentrované vypásání přirozeného zmlazení na jedné lokalitě. Vyloučena není ani kombinace efektu větší prostorové diverzity prostředí ve zkoumaných rezervacích, kdy na zemi ležící kmeny ztěžují útkové možnosti⁶⁴.

2.2.4 Mršiny: druhý život kořisti šelem

Velké šelmy mohou zvyšovat biodiverzitu také podporou druhů, které se přizívají na zbytcích jimi stržené kořisti. V Białowiežském národním parku bylo zjištěno, že zbytky kopytníků zabíjených velkými šelmami jsou důležitým potravním zdrojem pro 36 druhů malých a středně velkých savců a ptáků⁷⁵. Nejčastěji se přizívají krkavci, lišky, káňata, divoká prasata, kuny, sojky, sýkory koňadry nebo orli mořští; ze vzácnějších druhů např. také orel skalní nebo křiklavý. V případě absence vrcholových predátorů jsou kadávery přístupné jen sezónně, nejčastěji v zimě. Přítomnost vlka a rysa tak představuje předvídatelný, celoroční přísun živočišných bílkovin. U řady druhů byla navíc zjištěna preference zvířat zabíjených šelmami a zvířata uhynulá byla využívána méně. V kritickém zimním období jsou pak tyto kadávery přirozeným potravním zdrojem pro množství ptáků a savců⁷⁵. Zbytky potravy stržené vlkem nebo rysem může v našich horách využít také například medvěd³⁹ nebo orel skalní (Obr. 5). I když kořist rysa mohou zároveň využívat populace malých šelem, jejichž nárůst může myslivecké hospodaření považovat za nežádoucí, dosavadní studie tento trend nepotvrdily (viz dále).

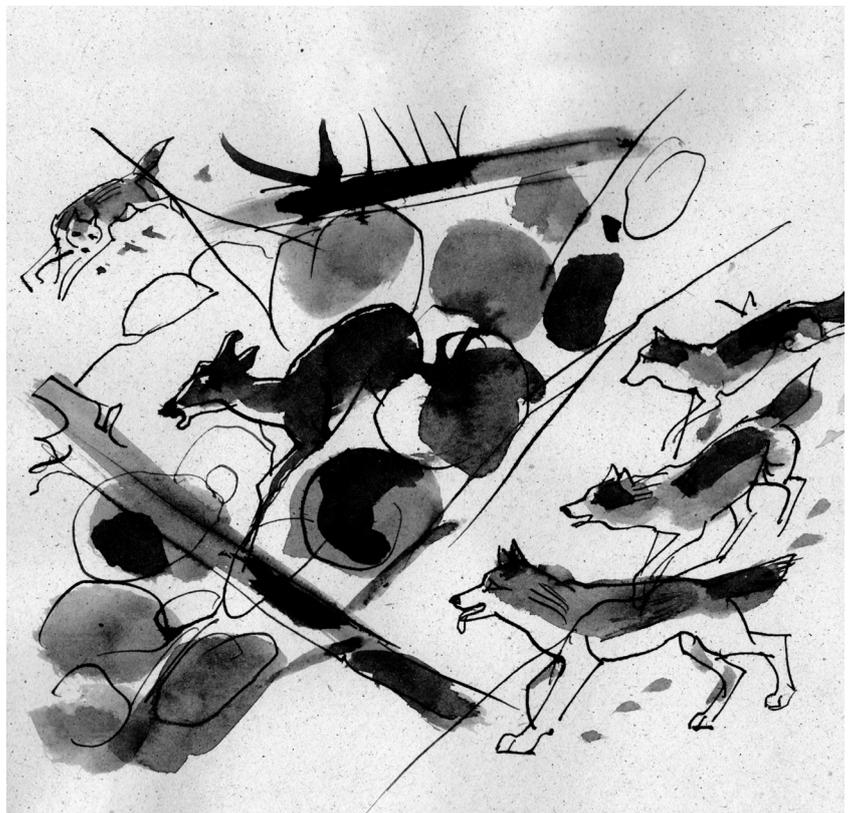


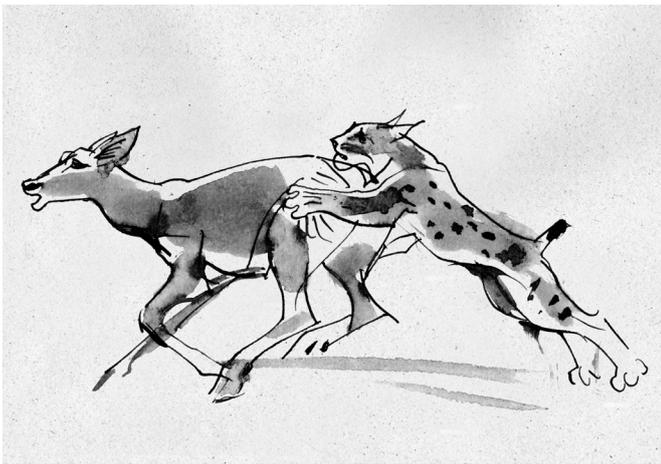
Obr. 5: Orel skalní u kořisti rysa (srnec) v Javorníkách. (Foto: Vlado Trulík & Hnutí DUHA Olomouc)

2.3 Vliv na myslivecké hospodaření

2.3.1 Vliv na trofejovou zvěř

Dlouhodobá koexistence predátorů a jejich kořisti určovala vývoj ceněných lovných druhů. Z mysliveckého hlediska mají význam pro obhospodařování spárkaté zvěře především vlci a ryši. Pro obě šelmy není lov jednoduchou záležitostí – úspěšnost závisí na početnosti kořisti, ročním období a na tom, zda se jedná o území trvale obývané šelmami. Dlouholeté průzkumy ukázaly, že jen 20–80 % útoků rysa a 10–49 % útoků vlka končí úspěchem^{26, 76}. Od způsobu, jakým loví vlk (štvaní) a rys (číhání a útok ze zálohy) svou kořist, se odvíjí skutečnost, že nejčastější obětí těchto šelem jsou logicky především zvířata slabá, mladá (nebo naopak příliš stará), nemocná nebo hůře smyslově vybavená. Přítom odstranění kondičně podprůměrných jedinců z populace je základním předpokladem úspěšného chovu srnčí zvěře a klíčem k produkci kvalitních trofejí⁷⁷.



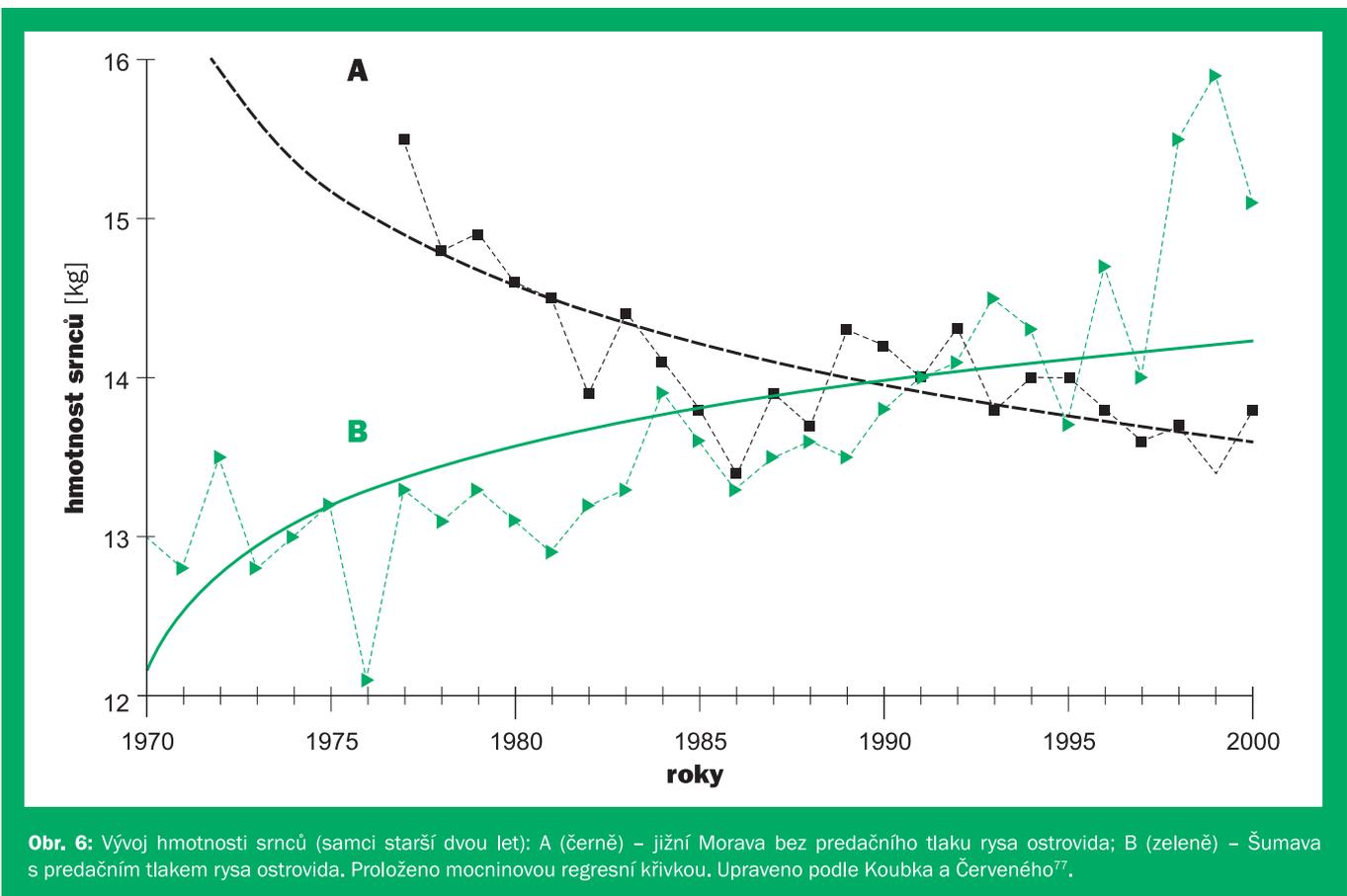


Jak se této úlohy zhostil v České republice rys, můžeme pozorovat z vývoje průměrné hmotnosti vyvržených srdců v Pošumaví (oblasti se stálým výskytem rysa) a na jižní Moravě (bez trvalého výskytu rysa). Jak je patrné z grafu (Obr. 6), zatímco v letech 1970–2000 průměrná hmotnost srdce na jižní Moravě trvale klesala, v Pošumaví se trvale zvyšovala⁷⁷. I když svůj vliv může mít rozdílná potravní nabídka v obou oblastech a také „horský“ a „nížinný“ ekotyp srdce, třicetiletý časový úsek dobře dokumentuje vývoj sledovaných ukazatelů. Navíc došlo i k ochuzení potravní nabídky v podhůří Šumavy v důsledku větší orientace zemědělské výroby na pastvu dobytka, přesto průměrná hmotnost srdce vzrůstala⁷⁷. Autoři výzkumu tedy předpokládají – kromě spíše teoretické možnosti

bezchybného průběžného odstřelu v Pošumaví (a zároveň jeho naprostého selhání na jihu Moravy) –, že zvyšování průměrné hmotnosti srdce je způsobeno instinktivním lovem kondičně špatných jedinců rysem. Z celorepublikového pohledu přímá souvislost mezi výskytem rysa a vysokou trofejovou kvalitou srdce není patrná, ačkoliv podrobná statistická analýza zatím nebyla provedena⁷⁸.

V polských Karpatech by zjištěno, že 82 % laní ulovených v zimě rysem bylo ve velmi špatné tělesné kondici, což byl poměr výrazně odlišný od náhodného vzorku získaného odstřelem⁷⁹. Během téhož období byly analyzovány také zbytky kořisti vlků, kde jedinci ve špatné kondici převažovali jen mírně. Přesnější výsledky z polských Karpat přinesl o 20 let později důkladnějším monitoringem Šmietana⁸⁰, který sledoval vlky strženou kořistí celoročně. Zjistil, že podíl kolouchů ve špatné tělesné kondici ulovených vlků byl výrazně vyšší, než jaký byl náhodný vzorek v populaci. Bylo také prokázáno, že mladí jeleni byli především v zimě a na jaře častější kořistí vlků než laně, což korespondovalo s jejich menší tukovou zásobou, a tedy i horší tělesnou kondicí srovnání s laněmi⁸⁰.

Výrazný podíl (65 %) zraněné nebo jinak zdravotně hendikepované kořisti vlka (především jelenů) byl zjištěn i na Slovensku. V oblastech trvalého výskytu vlků byli navíc jeleni o 10–12 % méně promořeni plicními parazity a z těchto oblastí pocházelo také 80 % tzv. zlatých trofejí jelenů a prasat divokých³⁴. Zjištěné poznatky nejsou nijak



překvapivé a potvrzují slova zakladatele československého mysliveckého výzkumu prof. Julia Komárka, která citujeme z jeho nejznámější knihy *Lovy v Karpatech*: „Výběr, který vlci mezi vysokou zvěří odpradáva v Karpatech prováděli, byl vždy lepší než náš tak zvaný výběrný odstřel. (...) Výsledky vlků v pěstování jelenů v Karpatech byly rozhodně lepší, než když se toho ujali myslivci sami a začali puškou provozovat nápravu přírody.“⁸¹. Vzhledem k tomu, že kořisti velkých šelem se stávají především hůře smyslově vybavená zvířata,



jedinci nezkušení a otupělí a v oblastech trvalého výskytu velkých šelem jsou srnci a jeleni neobyčejně zdraví, zdatní a jejich trofeje dosahují mimořádné jakosti. A. Bubník soudí, že „schopnost pro dobrou parožní techniku je geneticky vázaná na vlohy pro smyslovou bystrost a intelekt [a] zvěř neeliminovaná šelmami duševně chátrá“⁸².



Bylo zjištěno, že vlci i ryši loví významně častěji samice, čímž podle některých autorů napravují poměr pohlaví, který je v mnohých našich honitbách odstřelem posunutý k většímu podílu samic^{34, 74, 77, 82}. Větší počet ulovených samic ale nemusí vždy znamenat jejich aktivní selekci, pokud poměr pohlaví v populaci je již vychýlený. Vzhledem k nízkému sexuálnímu dimorfismu srnce a jeho malé tělesné velikosti ve srovnání s rysem nemůžeme silnou selekci rysa na pohlaví vždy očekávat. Neprokázal ji ani poměrně detailní telemetrické výzkumy ve Švýcarsku nebo Švédsku^{83, 84}.

Poměr pohlaví ulovených srnců odlišný od zastoupení pohlaví v populaci může být dán spíše rozdílnými biotopovými preferencemi a strategiemi jednotlivých věkových tříd samců a samic. Podrobná skandinávská studie odhalila také rozdíly mezi ročními obdobími: v létě byli preferovanou kořistí rysa jednorocní samci, v zimě byla obě pohlaví ve věku jednoho roku naopak lovena méně často, než by odpovídalo jejich zastoupení v populaci⁸⁵. Jednorocní samci jsou dospělými zvířaty v létě vytlačeni z preferovaných srncích biotopů do neznámých území s větším predáčním riskem. V zimě jsou naopak více ohroženi dospělci, kteří se shlukují na malém prostoru poblíž krmelců, které rys vyhledává, a v případě mladých, neteritoriálních zvířat rozptýlených mimo centra srncí aktivity je pravděpodobnost střetnutí s predátorem menší.

Rozdílné strategie jednotlivých věkových tříd se staly také klíčem k pochopení selektivity predace vlků v polských Karpatech. Šmietana⁸⁰ zjistil, že častější kořistí vlků se stávali mladší jelení samci do pěti let věku, kteří byli vytlačeni mimo preferovaná území s nejkvalitnější potravou a kvůli horší tělesné kondici byli pak i více zranitelní.

2.3.2 Regulace malých šelem

Studiem dlouhých časových řad ve Švédsku od roku 1828–1910 bylo zjištěno, že stoupající počet malých predátorů (lišek) je zapříčiněn dvěma faktory: (1) změnou využití zemědělské půdy, která vedla ke zvýšení produktivity prostředí včetně nárůstu početnosti kořisti malých šelem (především hlodavců) a (2) potlačením vrcholových predátorů (vlk, rys), kteří mohou početnost malých šelem regulovat predací⁸⁶. Fakt, že se liška může stát potravou rysa ostrovida, známe i ze Šumavy, kde byla liščí srst nalezena v 5 % vzorků trusu². Skutečný počet rysem zabíjených lišek může být vyšší vzhledem k tomu, že rys lišku alespoň částečně konzumuje v méně než dvou třetinách případů⁸⁷.



Obr. 6: Liška zabitá rysem byla nalezena při sledování rysí stopní dráhy. V okolí se nacházely i zbytky srnce uloveného s největší pravděpodobností stejným rysem, který lišku usmrtil při hlídání své kořisti. (foto: M. Kutal).

2.3.3 Regulace bobrů

Mnoho druhů středně velkých šelem občas uloví bobra, ale pravidelně tak činí pouze vlk, pro nějž může být bobr jedním z nejdůležitějších druhů alternativní kořisti. V řadě zemí, například v Estonsku⁹⁵, Lotyšsku^{96, 97} nebo Litvě⁹⁸ se právě vlci podílejí na regulaci bobří populace. Kompenzace vyplácené za škody bobrem jsou například v Polsku 21x vyšší než náhrady za škody způsobené vlkem

Důkladnější telemetrická studie ve Švédsku prokázala, že rys se může významně podílet na redukci lišek: 50 % známých případů mortality způsobil rys. Také početnost lišek ve sledovaném regionu poté, co území znovuosídlil rys, během 10 let trvale klesala. Následné analýzy vyhodnotily predaci rysem jako nejpravděpodobnější příčinu tohoto poklesu⁸⁸. Rovněž zkušenosti myslivců v Beskydech naznačují, že početnost lišek je menší v oblasti, kde se trvale vyskytuje rys⁸⁹. Na Slovensku byl zjištěn výrazný predační efekt vlka na populaci lišek a toulavých psů³⁴, podobně řada amerických studií prokázala nárůst početnosti jiných menších šelem – kojotů – v oblastech, kde byli vlci vyhubeni, nebo naopak pokles jejich početnosti, pokud se vlci vrátili²⁶.

Jaký vliv má regulace malých šelem na další složky ekosystému? Tyto efekty popsala finská studie, využívající devíti stovek dvanáctikilometrových transektů, na kterých myslivci každoročně zaznamenávali stopní dráhy procházejících zvířat⁹⁰. Analýza dat z tohoto výjimečného, 17 let trvajících monitorovacího programu, který pokrýval téměř celé Finsko, umožnila vědcům demonstrovat, jak zvyšující se populace rysa umožnila potlačit populaci lišek, čímž došlo ke snížení predačního tlaku lišek na zajíce běláky. Počet zajíců se tak zvýšil, a to i přesto, že ve Finsku jsou tato zvířata pro rysy významnou potravou. Populační hustota rysa je však zhruba 40x menší než hustota lišek, takže potlačení menších predátorů rysem ve výsledku umožnilo zajícům uniknout predaci a dosáhnout vyšších počtů⁹⁰.

Kromě původních druhů predátorů mohou ryši zabíjet i domácí kočky⁹¹ a vlci také domácí psy⁹². To má podstatný dopad jak pro ochranu přírody, tak pro myslivost, protože psi přenášejí parazity a nemoci na divoká zvířata, vyrušují je, nebo přímo zabíjejí⁹³. Odhaduje se, že ve Spojených státech toulavé kočky ročně zabijí 1,4–3,7 miliard ptáků a 6,9–20,7 miliard savců, což je více než úhyn způsobený dopravou⁹⁴.

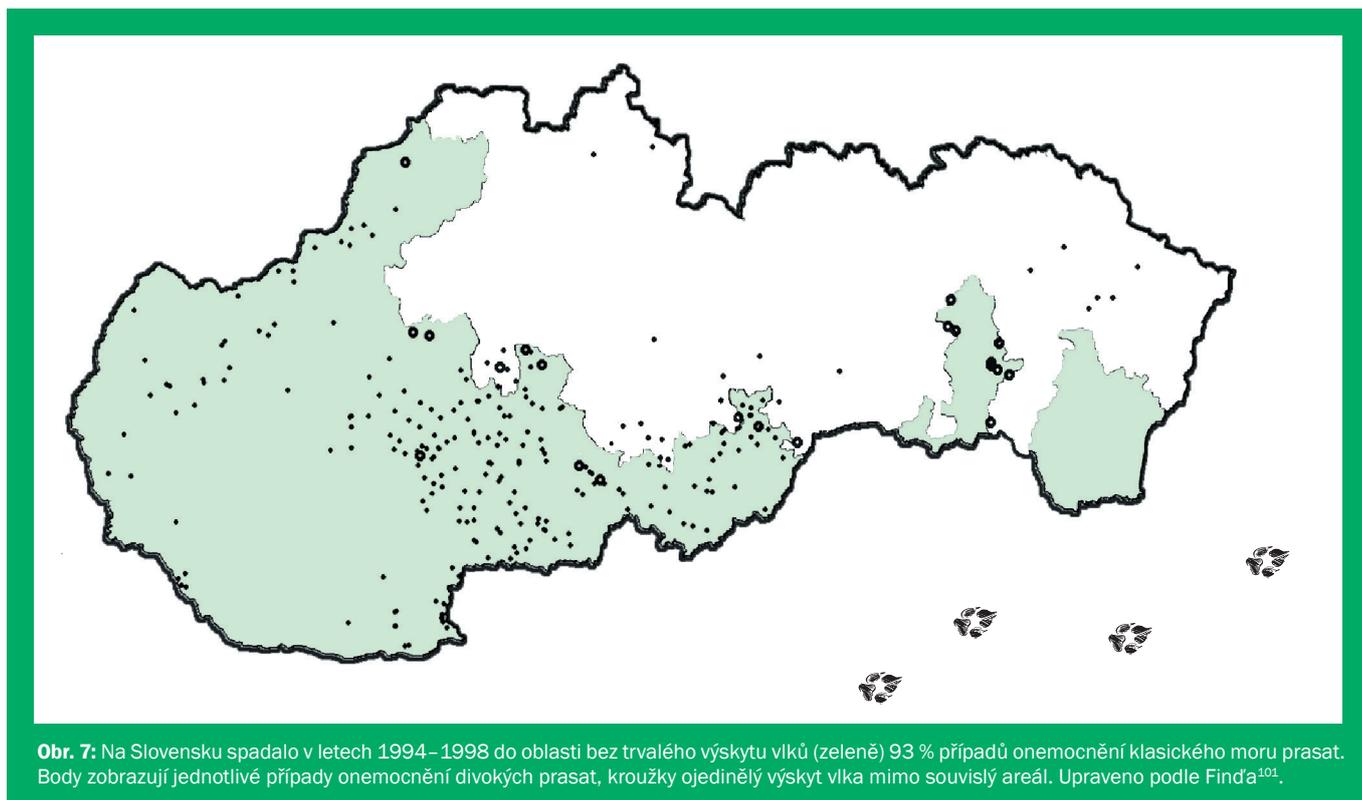
(S. Nowak in litt.) a přítomnost vlků tak skýtá potenciál snížení škod i výdajů vyplácených státem jako náhrady. Rozšíření vlků do naší kulturní krajiny podobně jako v Německu nebo Polsku by mohlo mít podobný přínos vzhledem k tomu, že aktuální návrh plánu péče počítá s regulací bobrů v některých oblastech ČR⁹⁹. Zatím se jedná spíše o teoretickou možnost vzhledem neobsazenosti vhodnějších biotopů a vysoké početnosti kopytníků, kteří jsou pro vlky preferovanou potravou.

2.3.4 Nemoci a nákazy

Bude-li méně predátorů, populace kořisti se sice může zvětšit, objeví se však více nemocí nebo 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 jedince¹⁰⁰.

Studie provedená na Slovensku objevila nápadnou souvislost mezi absencí vlků a výskytem klasického moru prasat (KMP): pouhých 7 % z případů tohoto závažného onemocnění se objevilo v oblastech s trvalým výskytem vlků (Obr. 7). Nositeli nákazy jsou v 95 % selata a lončáci do 1,5 roku věku, kteří jsou nejčastější kořisti vlků. Mimo souvislý areál výskytu vlka prase divoké nemá přirozeného nepřítel a ani asanace případů KMP nezabránila šíření nákazy do přilehlých oblastí. V území trvale obývaném vlky se mor do dalších oblastí nešířil, protože konzumací nakaženého kusu včas zaniklo ohnisko nákazy¹⁰¹.

V několika oblastech evropské části bývalého Sovětského svazu bylo zaznamenáno, že v období intenzivního lovu vlků se desetinásobně zvýšil podíl losů uhynulých z důvodu nemoci, přičemž zároveň klesl počet losů. Když byl lov vlků zastaven, zvedl se podíl kořisti zabitých vlky šestkrát, počet losů uhynulých v důsledku nemoci však klesl na minimum¹⁰². Z uvedených příkladů vyplývá, že funkce velkých šelem v ekosystému není jen selektivní, ale také sanitární. Voskár také považuje vlky vzhledem k vysokému predančnímu tlaku na lišky za hlavní přirozené regulátory vztekliny³⁴. Přesah do humánní medicíny je zjevný i u dalších infekcí přenositelných na člověka: statistická analýza ze tří švédských krajů z let 1980–2004 ukázala pozitivní korelaci mezi počtem lišek a počtem pacientů nakažených klíšťovou encefalitidou¹⁰³. Jaká je role lišek v koloběhu nemoci není zatím zřejmé, není ale vyloučeno, že zjištěná korelace může souviset s absencí konkurenčního tlaku mezi rysem a liškou vzhledem k tomu, že rys se ve zkoumaných krajích vyskytuje pouze ojedinelé¹⁰³.



Obr. 7: Na Slovensku spadalo v letech 1994–1998 do oblasti bez trvalého výskytu vlků (zeleně) 93 % případů onemocnění klasického moru prasat. Body zobrazují jednotlivé případy onemocnění divokých prasat, kroužky ojedinelý výskyt vlka mimo souvislý areál. Upraveno podle Find'a¹⁰¹.

3. Pověry a fakta o velkých šelmách

Pověra: Rys vyhubí všechnu kořist nebo nebude možné lovit.

Zatím žádná ze stovek prací, které analyzovaly vztah mezi rysem či jinými velkými šelmami a jejich kořistí, nezjistila úplné vyhubení určitého druhu kořisti. Jedinou výjimkou by mohl být muflon, který podle současných vědeckých poznatků vznikl ve Středomoří zpětným zdivočením domácích ovcí prvních neolitických osadníků¹⁰⁴. Tomuto druhu introdukovanému do ČR v 19. století zřejmě chybí dostatečné útekové instinkty a podle Červeného¹⁰⁵ rys muflony dokáže téměř úplně zlikvidovat.

Současné studie ukazují, že podíl rysa na celkové úmrtnosti srnců se v různých oblastech značně liší – pohybuje se mezi 2–62 %^{32, 106}. Každý údaj však musí být dáván do souvislosti s místními podmínkami a porovnán s ostatními příčinami úmrtnosti: ani 30% podíl rysa

na celkové mortalitě nemusí znamenat pokles srncí populace. Jsou známy případy, kdy rys dokázal populaci srnců výrazně zredukovat. Například poté, co se v 80. letech po mnoha desetiletích rys znovu objevil v Pošumaví, lokálně zredukoval stavy o 30–50 %⁷⁷. Běžnější však je, že srncí populace klesá spíše z jiných příčin: ve Švýcarské Juře byl nejvýznamnějším faktorem mortality srnců lov (45–55 % z celkové známé mortality), který se během deseti let téměř ztrojnásobil, a rys byl odpovědný jen za 24–37 % známé mortality¹⁰⁷. Obdobně mohli myslivci v letech 1986–1997 zvyšovat odlov srnců navzdory trvalé přítomnosti rysa i v sousední Francouzské Juře¹⁰⁸. V polské Białowiezi byl nejvýznamnějším příčinou mortality srnců rys, ale i v tomto případě do populace výrazně zasahoval člověk³⁰; v Estonsku významný vliv rysa na populaci srnců nebyl prokázán⁹⁵. U nás v Pošumaví byl v letech 1996–2005 podíl mortality způsobené rysem 3–18 % (průměrně 10 %) což znamenalo až třetí nejvýznamnější faktor po lovu a střetům s vozidly⁷⁴. I zde vysoký podíl odlovu (62 %, viz Tab. 1) ukazuje, že lze bez problémů hospodařit s rysem v jedné honitbě. Podobná je situace v Beskydech, kde se rys trvale vyskytuje (BOX 3).

Rok	Celková mortalita ks	Lov %	Dopravní nehody %	Rys %	Zeměděl. práce %	Zimní strádání %	Pes %	Metabolic. poruchy %	Liška %	Neznámá příčina %
1996	17	41,1	11,8	17,6	17,6	-	5,9	5,9	-	-
1997	18	50	5,6	22,2	11,1	-	-	5,6	5,6	-
1998	30	60	6,7	6,7	13,3	3,3	3,3	-	-	6,7
1999	34	73,3	2,9	11,8	5,9	-	-	-	-	5,9
2000	32	68,8	12,5	6,3	3,1	6,3	-	-	-	3,1
2001	40	62,5	12,5	10	-	5	5	2,5	-	2,5
2002	42	59,5	11,9	4,7	2,3	2,4	11,9	-	-	7,1
2003	32	65,6	12,5	6,3	3,1	6,3	3,1	-	-	3,1
2004	31	71	16,1	3,2	-	6,5	-	-	-	3,2
2005	51	52,9	9,8	17,6	-	7,8	2	2	2	5,9
Celkem	327	61,5	10,4	10,1	4,3	4,3	3,4	1,2	0,6	4,3

Tab. 1: Podíl různých příčin úhynu na celkové mortalitě srnců v MS Hartmanice. Vysvětlivky: Dopr.: dopravní nehody; Zem. práce: zemědělské práce; Zim. str.: zimní strádání; Met. por.: metabolické poruchy; Nez.: neznámá příčina. Upraveno podle Červeného⁷⁴.

Současně nelze vyloučit, že rys v některých horských honitbách může být pro populaci srnce významným limitujícím faktorem, jak naznačuje např. výrazný pokles odlovu v honitbě Knížecí stolec (VVP Boletice, Šumava) poté, co území znovuosídli rys¹¹². Také v Bavorském národním parku se rys podílí na srncí mortalitě z 43 % a pro srnce je nejvýznamnějším faktorem mortality. Ovšem v NP Bavorský les, stejně jako na území šumavského

národního parku, se lidské zasahování do populací divokých zvířat včetně zimního přikrmování cíleně omezuje na nezbytné minimum a sledování přirozené regulace predátory je cílem dlouhodobého výzkumu^{32, 113}. Celkový trend nižší početnosti srnců v málo úživných, severně položených nebo horských oblastech s výskytem vlka nebo rysa byl zjištěn napříč Evropou; naopak v úživnějších honitbách byl predační efekt rysa malý³¹.

Pověra: Rys zabíjí jen pro zábavu. Skáče na zvěř přímo z krmelce, u kterého lze často najít více stržených a nenačatých kusů najednou.

Dospělý rys za noc zvládne zkonzumovat v průměru 3,4 kg masa (samice s mláďaty více, 3–5 kg)¹¹⁴. Telemetrický výzkum ukázal, že rys se ke své kořisti vrací opakovaně

3–8 dní^{28, 114}. Výsledky sledování pomocí fotopastí v Beskydech potvrdily, že rys se může vracet dokonce až 3 týdny (BOX 4). Pokud rys kořist strhne u krmelce a při svém návratu zjistí přítomnost dalších přikrmujících se zvířat, jeho instinkt ho vede k lovu. To však rysovi nemůžeme mít za zlé: neloví pro zábavu, ale ze své podstaty. V přirozených podmínkách má většinou jen málo

BOX 3: Je rys hrozbou pro populaci srnce v Beskydech?

Podle oficiálních statistik orgánů státní správy myslivosti se v letech 2003–2012 v 99 honitbách, které zasahují alespoň částečně do Chráněné krajinné oblasti Beskydy, za rok ulovilo průměrně 1860 srnců¹⁰⁹. Na 100 ha honební plochy se jednalo průměrně o 1,54 ulovených srnců ročně, což je pouze o čtvrtinu méně, než je celorepublikový průměr za stejné období (1,94)¹¹⁰. Nižší úlovky však ovlivňuje také menší úživnost prostředí vyšší sněhová pokrývka v Beskydech. Předběžná statistická analýza ukázala, že nejvýznamnější proměnná, která výši odlovu srnců v Beskydech ovlivňuje, je průměrná nadmořská výška honitby. Pouze v 9 honitbách v Chráněné krajinné oblasti, kde byl současně myslivci hlášen výskyt rysa (honitby Smrk, Radhošť, Kněhyně, Javořina, Slavíč, Horní Lomná, Mionší, Dolní Lomná, Mosty u Jablunkova) se v 10letém období vyskytl rok, kdy myslivci neulovili ani jednoho srnce. Pouze v jednom případě (Smrk) bylo toto období tříleté, jinak se vždy jednalo pouze o jeden nebo dva roky bez lovu.

Celkovou početnost srnců není jednoduché určit vzhledem k zavádějícím údajům o jarních kmenových stavech v myslivecké statistice. Hrubou představu však lze získat pomocí zpětného propočtu na základě dat o skutečném odstřelu, koeficientu očekávané reprodukce a předpokladu stálého početního vývoje populace¹¹¹. S použitím této metody je odhad průměrné velikosti populace za sledované období 3 700 srnců. Pokud by se rys vyskytoval ve všech honitbách alespoň částečně zasahujících do CHKO Beskydy (130 712 ha) a předpokládáme, že rys ročně uloví jednoho srnce na 200 hektarů¹⁰⁷, ročně by ryši strhli zhruba 650 srnců, což tvoří 18 % z odhadované velikosti populace – 3x méně než je skutečný odstřel. V současné době je však výskyt rysa trvale hlášen jen v 36 honitbách (38 % honební plochy) v CHKO Beskydy (50 150 ha), kde se ročně loví průměrně 519 srnců. Z odhadovaného počtu 1028 kusů rys strhne ročně zhruba 257, tedy 25 %. Přestože rys populaci srnců snižuje, jeho působení zásadně nebrání běžnému mysliveckému hospodaření se srncí zvěří. Podstatný je také vliv příkrmování, které výrazně zvyšuje úživnost honiteb.

šancí potkat větší množství zvířat naráz či opakovaně na stejném místě. Na přítomnost krmelců, kde se srnci v zimě shlukují, není rys ani srnec evolučně přizpůsoben. Řešení je při současné myslivecké legislativě složité, protože povinnost příkrmovat zvěř vyplývá ze zákona. Částečným řešením je umísťování krmelců do přehledných míst, nejlépe v listnatých porostech, využívání více menších příkrmovacích

míst, aby se zvířata dlouhodobě neshlukovala na jednom místě a v případě napadení rysem se mohla příkrmovat jinde. Výjimečným a netypickým útokům přímo z krmelce lze zabránit vybudováním konstrukce s příkrou střechou. Pokud není cílem mysliveckého hospodaření posílit regulační efekt rysa v honitbě, pak není vhodné strženou kořist z lesa odstraňovat. Šelma tak není nucena ulovit dalšího srnce.

BOX 4: Co odhalily fotopasti – jak dlouho se rys vrací ke kořisti?

V CHKO Beskydy v letech 2010–2013 pracovníci Hnutí DUHA Olomouc a dobrovolníci Vlčích hlídek našli celkem 63 zvířat jistě nebo velmi pravděpodobně stržených rysem. V 82 % případů se jednalo o srnce a ve 14 % o jelena. Jednou byla nalezena také zabitá liška a jednou zajíc. Z 61 případů větší stržené kořisti (jelen a srnec) bylo 53 podrobněji sledováno pomocí fotopastí nebo pobytových znaků. Podle stop nebo stavu konzumace bylo v 21 případech zřejmé, že se rys ke kořisti vracel více dní. Fotopasti potvrdily návrat rysa v 24 případech. Pouze u 8 kořistí (15 %) nebyl podle pobytových znaků ani pomocí fotopastí potvrzen návrat rysa. Z těchto se 4 případy v zimě 2012/2013 odehrály ve Vsetínských vrších, kde rys nebyl zaznamenán předchozí 3 roky. Ztráta plachosti srnce a její vysoká početnost – tedy snadná dostupnost pro rysa – mohla být důvodem, proč rys neměl potřebu se k ulovené kořisti vracet. V dalších dvou případech mohla hrát roli blízkost využívané lesní cesty a ve dvou případech nejsou důvody známy.

Většinou se však rys vrací k úlovku každou noc a během několika dní jej zcela zkonsumuje, a to i v případě,



že kořist leží blízko frekventované turistické stezky, jak bylo zaznamenáno u Bílého Kříže v Beskydech¹¹⁵.

Zajímavostí je také celkem 5 případů, kdy se rys ke kořisti (3x srnec, 2x jelen) vracel déle než týden od usmrcení, ve dvou případech to bylo přesně 21 dní. To naznačuje, že rys může mít v zimě více paralelních kořistí, ke kterým se podle potřeby a úspěšnosti lovu v jiných oblastech vrací. Podobnou strategii pozoroval v Białowieži také Okarma²⁸.

Pověra: Probíhající reintrodukce rysa nejsou předem dostatečně konzultovány, případně reintrodukce probíhají zcela ilegálně.

Jediná reintrodukce velké šelmy v České republice se týkala rysa a proběhla na Šumavě mezi lety 1982–89. Na tehdejší dobu byla akce velmi dobře připravená – proběhla pod taktovkou našich předních odborníků, uskutečnila se konference o ochraně rysa a se záměrem souhlasily tehdejší lesní závody^{2, 15}. Je na místě zdůraznit, že na Šumavu byli vypouštěni rysy z volné přírody – ze slovenských Karpat. Rysi odchovaní v zajetí většinou nejsou schopni si ulovit vlastní kořist nebo mohou ztrácet přirozenou plachost. Další reintrodukce nejsou plánovány, a to ani do míst, kde se rys nyní vyskytuje (Beskydy, Šumava, Jeseníky). Takové akce nemohou být úspěšné a nejsou ani logické – rys je teritoriální zvíře, které ve svém teritoriu většinou nesnese žádného přistěhovalce stejného pohlaví¹¹⁶.

Pokus o reintrodukci rysa se u nás mimo oblast Beskyd a Šumavy objevil, ale skončil neúspěšně¹¹⁷. Jednalo se o ilegální akci, kterou nepodporuje ani státní ochrana přírody, ani nevládní ekologické organizace. Pokud se u nás šelmy objevují v místech, kde v minulých desetiletích chyběly, je to v důsledku přirozeného šíření, nikoli reintrodukce.

Pověra: Absolutní ochrana je kontraproduktivní; pokud nebude lov rysa povolen, bude se stejně lovit nelegálně.

Na základě současných poznatků nelze konstatovat, že by přítomnost velkých šelem měla pro lesnatou krajinu negativní efekt. Ke střetu s lidskými aktivitami samozřejmě dochází při chovu hospodářských zvířat. Tento problém je však řešen zákonem o náhradě škod způsobených vybranými zvláště chráněnými druhy (zákon č. 115/2000 Sb.) a ochrannářské organizace vyvíjejí množství osvětových a vzdělávacích aktivit, kterými se snaží preventivně předcházet možným střetům. V Beskydech nyní několik chovatelů používá vycvičené ovčácké psy. Je pravda, že v některých státech, kde je povolen lov velkých šelem, populace velkých šelem prosperují. Není to však obecné pravidlo. Studie provedená ve Skandinávii ukázala, že legální lov sám o sobě nedokáže rysí populace ochránit před pytláctvím: ilegální odstřel se podílel na celkové mortalitě rysa ve větší míře než lov legální a populace klesaly v oblastech s vysokou i nízkou kvótou na odstřel^{118, 119}. Na druhou stranu existují státy (například Itálie, Polsko nebo Německo), kde jsou velké šelmy početné navzdory (nebo díky) přísné ochraně¹²⁰. Neexistuje tedy jeden univerzální způsob, který by zaručoval efektivní ochranu.

Vinou vyhlášky č. 4/67, která umožňovala v tehdejším Severomoravském kraji legální lov rysa, byli rysy v Beskydech během několika let vystříleni; bez přímého kontaktu

se Slovenskem by byl v Beskydech rys dodnes vyhubeným druhem¹¹⁶. Zonace, která umožňovala kontrolovaný lov rysa, u nás platila v letech 1998–2000. Tehdy ani jedno myslivecké sdružení nepožádalo o výjimku v zóně B a C, umožňující legální lov rysa, a současně byl v jihozápadních Čechách zjištěn ilegální odstřel minimálně 15 rysů¹⁷. Dříve než budeme prolamovat ochranu silně a kriticky ohrožených druhů, je nutné znát početnost a stav populace a vyhodnotit všechna rizika, která by změna mohla přinést. Ochránci i myslivci se shodnou na tom, že při současném stavu našich okrajových populací může každý neuvážený zásah mít pro velké šelmy likvidační následky.

Pověra: Pokud se rys nebo vlk nebude myslivecky obhospodařovat, přemnoží se.

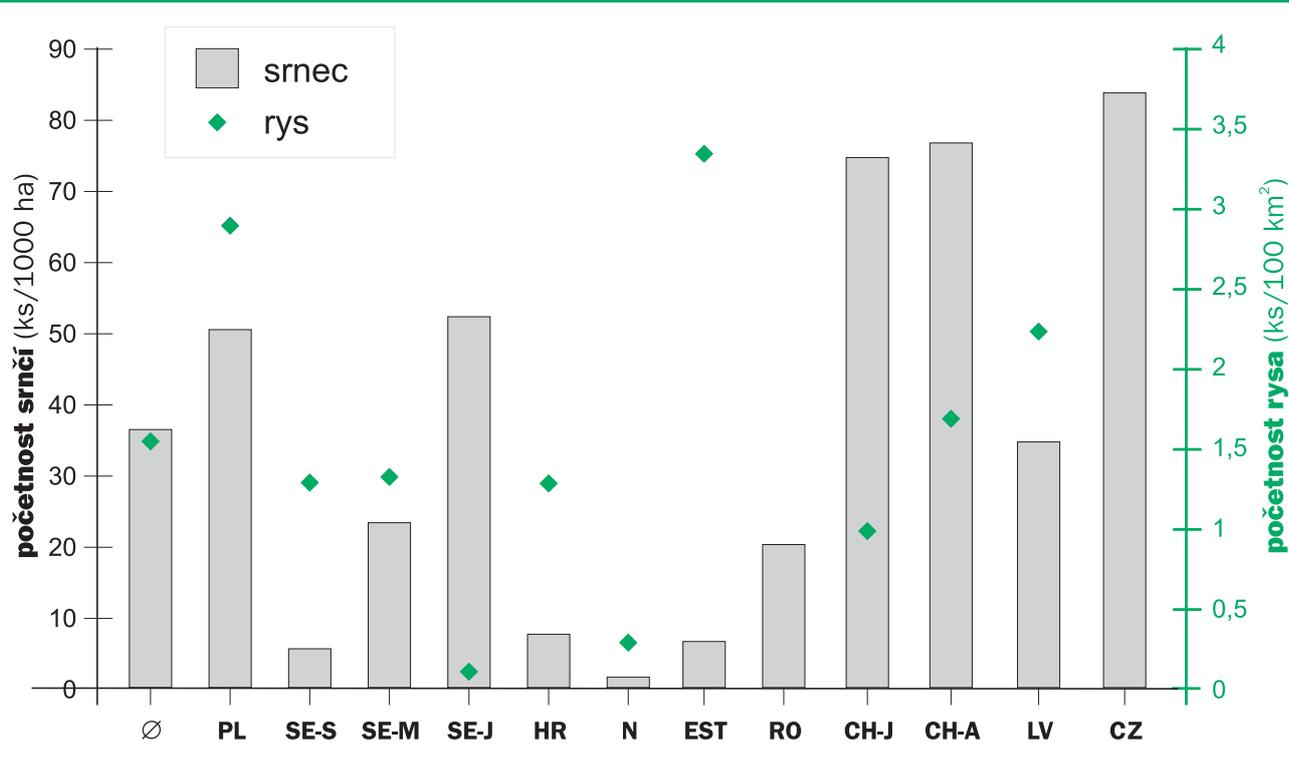
Rys ostrovid jako vrcholový predátor dosahuje přirozeně nízké populační hustoty 0,3–3,2 jedinců na 100 km²¹²¹, tedy řádově asi stokrát menší, než je populační hustota srnců. Velikost domovského okrsku byla na základě přesného telemetrického měření na Šumavě zjištěna v rozmezí 250–364 km²¹²². Tyto okrsky se mohou významněji překrývat jen u jedinců opačného pohlaví, například okrsek samce může zasahovat i do několika okrsků samic², takže výsledná populační hustota rysa na Šumavě je 0,8 až 1,1 stálých dospělých jedinců na 100 km²¹²². Rysice vychovává mláďata 8–11 měsíců¹²³, poté mladí jedinci zamíří do nových oblastí, ve stejném území s matkou dlouhodobě nezůstávají. K lokálnímu přemnožení tedy dojít nemůže. Pokud je úživnost biotopu nízká, mají rysy větší teritoria^{124, 125}.

Podobná situace je u vlků, kteří žijí ve smečkách, jež jsou rovněž přísně teritoriální. Ve smečce se rozmnožuje zpravidla jen vůdčí, tzv. rodičovský pár²⁶. Vlci se mohou paradoxně více rozmnožit, pokud je vůdčí pár odstřelen, neustaví se zavčas nová hierarchie a do reprodukce vstupují samice, které by se běžně nerozmnožovaly³⁴.

Pověra: Lesníci, ochránci přírody a vědci poukazují na vysoký stav srnců a jelenů, kteří údajně neúměrně poškozují lesy. Pokud však bude zahájen jejich masivní odstřel, nebude dost potravy pro velké šelmy, které pak zemrou hladu.

Nedostatek přirozené potravy rysa ostrovida, tj. především srnce obecného, byl jedním z důvodů, který společně s intenzivním lovem a ničením biotopů uspořádal vyhubení této šelmy (nejen) v západní Evropě¹²¹.

Populace srnců a jelenů se však v posledních desetiletích v evropských zemích podařilo obnovit a její stavy významně zvýšit⁴⁶, a to natolik, že často působí vážné problémy (viz kapitoly 2.2.1 a 2.2.3). Při srovnání populační hustoty rysa je patrné, že rys běžně žije i v oblastech, kde je podstatně nižší početnost srnců než v České republice (Obr. 8).



Obr. 8: Populační hustota srnců (ks/1000 ha) v oblastech s trvalým výskytem rysa ostrovida (sloupce). Zelené tečky označují populační hustotu rysa (ks/100 km²), pokud byla zjišťována. Je patrné, že rys se běžně vyskytuje i v oblastech s mnohem nižší hustotou srnců, než je v ČR. Vysvětlivky a prameny dat: **PL:** Polsko (Białowieża), 1991–1996²⁸; **SE-S:** Švédsko – severozápadní část, **SE-M:** Švédsko – střed, **SE-J:** Švédsko – jihovýchodní část (všechny data z let 1996–2000)¹⁵⁷; **HR:** Chorvatsko, 2001¹⁵⁸; **N:** střední Norsko, 1995/1996¹²⁴; **EST:** Estonsko, 2000⁹⁵; **RO:** Rumunsko – Brašov, 2000–2001^{159, 160}; **CH-J:** Švýcarská Jura 1988–1998¹⁰⁷; **CH-A:** Švýcarské Alpy 1984¹²⁴; **LV:** Lotyšsko, 70. léta 20. století¹⁶¹; **CZ:** Pošumaví, honitba Hartmanice, 1995–2005⁷⁴ **Ø:** průměr ze všech dat.

Ve Švýcarské Juře, kam byl rys rovněž úspěšně reintrodukovan, se odlov srnců během let 1998–1999 téměř ztrojnásobil, přesto ryši významně neměnili svou populační hustotu a ročně lovili stále zhruba stejné množství kopytníků¹⁰⁷.

Cílem ochránců přírody i dobrých myslivců je přírodní rovnováha mezi býložravci (zvěří) a jejím prostředím (lesem). Rysovi a dalším šelmám nadměrné početní stavy kopytníků vyhovují, ale jejich redukce výrazně nezhorší podmínky pro výskyt rysa.

Pověra: Ochrana velkých šelem způsobuje, že ryši likvidují daleko vzácnější tetřevy.

Je pravda, že rys se živí i menšími savci a ptáky, rozhodně však nejsou pro tetřevy hlavní hrozbou. Na Šumavě byly ostatky tetřevovitých (jeřábka lesního a tetřeva hlušce) nalezeny jen v 3,6 % vzorků trusu². Ve skutečnosti jsou daleko významnějšími predátory kurovitých menší šelmy jako liška nebo kuna. Saniga¹²⁶ ve slovenských Karpatech zjistil, že ze 49 zničených tetřevích hnízd bylo 22 % vybráno liškou, kunou nebo lasičkou, 9 % divokým prasetem a 3 % medvědem. Z ptačích predátorů byli významní krkavci a sojky, kteří byli odpovědní za 18 % zničených hnízd.

Z uměle odchovaných tetřevů vypouštěných na Šumavu, do Českého lesa a Krušných hor bylo 76 % všech známých úmrtí (telemetricky sledovaných jedinců) způsobeno liškou nebo kunou¹²⁷. Důkazem, že jak tetřev, tak jeřábek mohou koexistovat s velkými šelmami v rámci jednoho území, je společný výskyt těchto zvířat v celém horském pásmu Karpat a také překryv areálů jeřábka lesního a rysa ostrovida v České republice (Obr. 9). Podíváme-li se blíže na konkrétní lokality, zjistíme, že například horský masiv Smrk v Beskydech s pravidelným výskytem všech velkých šelem¹²⁸ je zároveň jednou z nejčastějších oblastí výskytu tetřevovitých ptáků¹²⁹. Ve skutečnosti tedy vlci a ryši spíše podporují tetřevy a jeřábky redukcí malých predátorů nebo divokých prasat (kapitola 2.3.2), než že by je sami ohrožovali predací. Pro udržení populací tetřeva a jeřábka je však potřebné provádět současně komplex opatření, zahrnující šetrné lesnické zásahy, které zvyšují potravní nabídku a členitost podrostu, regulaci rekreačně-sportovních aktivit a turistického ruchu a snížení počtu malých šelem, divokých prasat a jelenů¹²⁹.

Pověra: Žijeme v kulturní krajině, kde není divočina ani dostatek prostoru pro velké šelmy.

Vlci a další šelmy byli po dlouhá léta symbolem divočiny.

jeřábek:

– pravidelný výskyt 

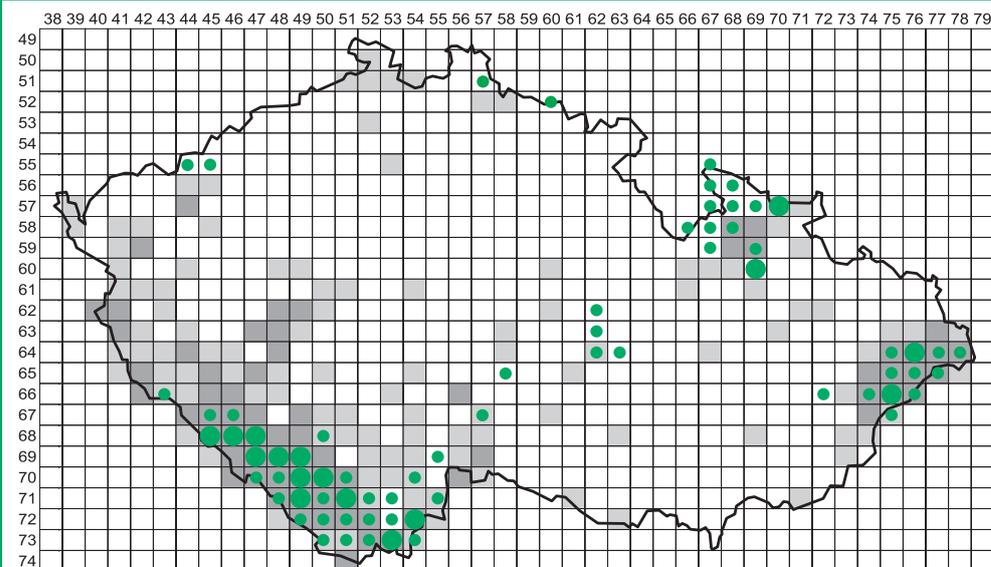
– nepravidelný výskyt 

rys:

– pravidelný výskyt 

– nepravidelný výskyt 

Obr. 9: Mapa současného rozšíření jeřábka lesního a rysa ostrovida v České republice. Je patrné, že areál výskytu jeřábka většinou spadá do areálu výskytu rysa strovida. Údaje převzaty z Koubka¹⁶² a Červeného a Vaňka¹⁶³.



Té však zůstalo v Evropě málo. Poměrně názornou ukázkou toho, že prostor pro velké šelmy v naší přírodě stále existuje, je přirozené osídlení Beskyd a Javorníků ze Slovenska, kam šelmy nikdo uměle nevracel, a snad i úspěšné šíření rysů z reintrodukovaných populací na Šumavě. Představa vlků a rysů, jejichž domovem jsou jen nejzachovalejší kouty divočiny, je scestná. Jedná se o zvířata velmi přizpůsobivá a zejména vlci jsou schopni migrace stovky kilometrů navzdory hustě osídlené krajině. Dobře zdokumentovaná je například trasa vlka s GPS obojkem, který prošel ze severních Apenin do Alp (vzdušnou čarou přes 200 km) za osm měsíců, během kterých urazil 1250 km, překonal čtyři oplocené čtyřproudové dálnice (systematicky využíval podchody), několik velkých řek a procházel i hustě osídlenou kulturní krajinou¹³⁰. Telemetricky sledovaný mladý vlk z německé Lužice dokonce během šesti měsíců urazil vzdálenost 1500 km přes celé Polsko a Litvu až do Běloruska¹³¹.

Pochopitelně i vlkům nejvíce vyhovují oblasti s vysokou lesnatostí a nízkou lidskou aktivitou¹³², vlci jsou však schopni se do značné míry přizpůsobit: v případě, že lesy byly v širší oblasti málo zastoupené, preferovali mokřady a louky¹³³. Detailnější studie v severovýchodním Polsku navíc ukázala, že pokud není antropogenní tlak příliš vysoký, vlci se biotopům s vyšší lidskou aktivitou (sídlá, silnice, bezlesí) vyhýbali více ve dne než v noci¹³⁴. Hraniční hodnotou, pod kterou významně klesá pravděpodobnost, že území bude vhodným biotopem vlků, je považována průměrná hustota silnic 0,6 km/km²^{135, 136}.

Na základě přesných telemetrických dat z česko-bavorské, slovinské a švýcarské rysí populace byly identifikovány faktory, které jsou určující pro výskyt rysa ostrovida. Podobně jako vlci i rysy preferují lesnaté i bezlesé přírodní oblasti a vyhýbají se lokalitám hustě osídleným lidmi. Modelování na základě reálných dat výskytu rysa ve zmíněných

oblastech předpovědělo, že 92 % rozlohy Německa není pro rysa vhodným biotopem, ale zbývajících 24 tisíc čtverečních kilometrů ponechává potenciální prostor pro zhruba 370 rysů¹³⁷. Obdobný model krajinného potenciálu pro Českou republiku, sestavený na podkladě telemetrických dat ze Šumavy, nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny ČR a Hnutí DUHA, předpokládá střední až optimální podmínky pro výskyt rysa na více než třetině území ČR¹³⁸, což představuje zhruba stejnou plochu (26 000 km²) jako potenciální biotopy v Německu. Vědci jsou přesvědčeni, že vhodné biotopy, kde se mohou rysové dočasně vyskytovat, leží téměř ve všech oblastech s lesnatostí přes 30–50 %. Pro stálé a rozmnožující se populace jsou však vhodnější pouze horské oblasti s lesnatostí vyšší než 50 %². To potvrzuje i nedávný výzkum provedený v sousedním Polsku, kde se jako minimální podmínka pro trvalý výskyt rysa ostrovida ukázala lesnatost vyšší než 40 % a návaznost na území, kde se rys vyskytuje¹³⁹.

Velké šelmy, které obývají domovské okrsky o rozloze stovek kilometrů čtverečních, není možné izolovat jen do prostorově omezených rezervací nebo národních parků. Bez propojení s dalšími oblastmi není žádný park v Evropě sám o sobě schopen udržet být jen zbytkové populace velkých šelem¹⁴⁰. Pokud mají v dlouhodobém horizontu vzácné šelmy v Evropě přežít, je nutné hledat řešení pro jejich pokojné soužití s lidmi i v běžné krajině mimo chráněná území. Jinými slovy – vše závisí na toleranci a ochotě lidí připustit i v kulturní krajině s vyšším podílem lesa výskyt divokých vrcholových predátorů, jako je vlk nebo rys. Většina obyvatel německé Lužice našla pro vlky jako své sousedy dostatek pochopení již po prvním desetiletí jejich přítomnosti a dnes žije v celém Německu pětadvacet vlčích smeček nebo párů¹⁴¹.

Pověra: Stále se mluví jen o ochraně velkých šelem, ale o ochranu běžných druhů zvěře se nikdo nezajímá. Pokud budeme chránit jen velké šelmy a ne jejich kořist, šelmy u nás beztak vyhynou.

Jde o nedorozumění: ochrana přírody je směřována na druhy, které jsou vzácné a ohrožené vyhynutím. Srnci ani jeleni ohrožení nejsou, ročně se jich uloví několik desítek tisíc. Oproti tomu dle neoptimističtějších odhadů početnosti velkých šelem žije v České republice maximálně sto rysů a několik vlků a medvědů⁵². Kromě populace na Šumavě není v dalších oblastech situace stabilizovaná – bez trvalého přísunu šelem ze Slovenska bychom v Beskydech ani Jeseníkách šelmy neměli. Navíc je tu ještě jeden aspekt: velké šelmy představují tzv. vlajkové druhy – ochranou těchto pro veřejnost atraktivních druhů chráníme i mnohá další, méně „charismatická“ zvířata, rostliny, celé ekosystémy a ekologické procesy a vazby. Například když ochránci přírody prosazují opatření, která snižují bariérový efekt silnic a dálnic pro velké savce, zlepšují tím průchodnost volné krajiny pro všechny volně žijící živočichy, včetně myslivecky využívané zvěře. Obdobně z vyhlášení rezervací a klidových oblastí profitují další živočišné ohrožení zvýšeným turistickým ruchem nebo drobní bezobratlí živočišné, jež v běžných hospodářských lesích ohrožuje nedostatek mrtvého dřeva.

Pověra: Některé aktivity ovšem ochraně velkých šelem spíše škodí – například tzv. Vlčí a Rysí hlídky mohou rušit zvěř.

Neregulovaný turistický ruch, obzvláště jeho tzv. tvrdé formy (například lanovky, sjezdovky nebo skialpinismus mimo sjezdové tratě) mohou být vážnou překážkou poklidného návratu velkých šelem do naší přírody. S ohledem na statisíce a miliony turistů navštěvující každoročně naše horské celky se však Vlčí a Rysí hlídky na vyrušování zvířat podílí zanedbatelnou měrou. Projekt je akreditován

4. Ohrožení velkých šelem a opatření na jejich ochranu

Přežití velkých šelem v naší přírodě a stabilizace jejich populací by měla být prioritní úlohou jak ochránců přírody, tak myslivců. Zatím jsme do značné míry závislí na tom, že k nám velké šelmy přicházejí z okolních států, především ze Slovenska, ačkoliv podmínky pro soběstačné populace na našem území zjevně existují.

Ministerstvem vnitra a je také součástí připravovaného oficiálního Programu péče o velké šelmy (viz dále). Dobrovolníci jsou každoročně ve spolupráci se správami chráněných krajinných oblastí školeni na speciálních vícedenních seminářích a svou účastí na projektu se zavazují k dodržování zákonů i pravidel správného chování v přírodě. Smysl práce Vlčích a Rysích hlídek je popsán níže (kapitola 5.1). Dodejme ještě, že monitoring probíhá většinou na turistických a lesních cestách, kde se pohybují rovněž běžní turisté, lesníci nebo myslivci.

Vzhledem k tomu, že mezi členy hlídek jsou i členové stráže přírody, zřizované podle zákona o ochraně přírody a krajiny (č. 114/1992 Sb.), pomáhají naopak dobrovolníci k dodržování klidu usměřováním neukázněných turistů nebo motorkářů. Organizátoři hlídek samozřejmě uvítají veškeré připomínky k jejich práci a v případě jakýchkoli námitek budou rádi, budete-li Hnutí DUHA neprodleně kontaktovat.

Pověra: Ochránci přírody neříkají úplnou pravdu. Provozují myslivost dost dlouho a mám zcela jiné zkušenosti.

Údaje prezentované například v této publikaci vycházejí ze současných vědeckých poznatků; citované prameny jsou uváděny přímo v textu, jsou tedy ověřitelné. Publikaci navíc recenzovali další odborníci – zoologové nebo lesníci. Protože u nás neprobíhá výzkum velkých šelem s takovou intenzitou jako jinde v zahraničí a výsledky studií jsou často publikovány jen v zahraničních odborných časopisech (čili nejsou běžně dostupné), považovali jsme za přínosné s těmito poznatky myslivce a lesníky seznámit.

Všechny poznatky nejsou pochopitelně obecně přenositelné a v některých dílčích tématech může být situace odlišná. To by však mělo iniciovat diskuzi a další výzkum, nejlépe za vzájemné spolupráce myslivců, vědců, lesníků, státních úřadů odpovědných za ochranu přírody a ekologických organizací.

Nyní můžeme mluvit o dostatečně velké rysí populaci pouze na Šumavě. Pokud by tato populace čítala jen 50 jedinců, v důsledku přirozených populačních výkyvů a ztráty genetické variability s 95% pravděpodobností nepřežije dalších sto let, pokud nedojde k jejímu propojení s dalšími oblastmi výskytu v České republice¹⁴². Je tedy třeba usilovat o eliminaci všech faktorů, které výskyt velkých šelem ohrožují.

Podle tzv. Programu péče o velké šelmy, vypracovaného pro Ministerstvo životního prostředí, patří mezi nejvýznamnější faktory ohrožující velké šelmy v ČR pytláctví, špatné veřejné mínění, mortalita způsobená dopravou, fragmentace biotopů a izolace jednotlivých populací¹⁰⁵.

4.1 Pytláctví

V Beskydech byli v období 2000–2002 nalezeni tři upytlačení rysové a jeden rys sražený autem¹⁴³. Že se jedná pouze o špičku ledovce, nasvědčuje telemetrický výzkum prováděný na Šumavě, kde bylo 7 ze 14 sledovaných zvířat prokazatelně nebo velmi pravděpodobně upytlačeno. Jeden rys uhynul a dalším zvířatům skončila životnost vysílačky^{105, 144}. K vědeckému výzkumu bylo jen v jihozápadních Čechách od roku 1995 shromážděno 56 lebek upytlačených rysů^{105, 145}. Co je však nejspitnější: jak ukázala anonymní anketa mezi myslivci prováděná v oblastech výskytu velkých šelem, jejíž výsledky přinesl v roce 2003 časopis Myslivosť¹⁴⁴, pouze 20 % z oslovených vnímá přítomnost rysa jen pozitivně, 37 % zná konkrétní případ pytláctví a 20 z 204 náhodně vybraných myslivců odpovědělo na výrok „Ulovil jsem nelegálně rysa v ČR“ kladně. I kdyby jen polovina z odpovědí byla pravdivá, autoři přepočtem na skutečný počet myslivců provozujících právo myslivosti na území, které bylo anketou pokryto, dospěli k závěru, že za posledních 20 let (před výzkumem) bylo v ČR upytlačeno nejméně 500 rysů¹⁴⁴. Pokud vezmeme v úvahu tehdejší početnost rysů a ekologické charakteristiky populace, průměrný počet mláďat na jednu samici a přirozený úhyn, není toto číslo vůbec nereálné (BOX 5).

Nezákonným odstřelem byla do konce roku 1997 zlikvidována i první populace vlků na moravskoslovenském pomezí, která byla poprvé v oblasti zaznamenána

v letech 1995–1996¹³. Podle dobových důvěryhodných, ale neověřitelných zdrojů mělo být tedy upytlačeno dokonce až 20 vlků¹⁴⁶.

Vlčí a Rysí hlídky

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. Dobrovolníci v oblastech výskytu šelem několikrát objevili nepřiměřeně velké masité návnady, jejichž kladení je v rozporu s veterinárním zákonem. Takové návnady mohou navštěvovat i zákonem chráněné šelmy. To vědí dobře myslivci na Slovensku, kde se v minulosti jednalo o běžný a poměrně účinný způsob lovu vlků a medvědů⁸¹. Smyslem Vlčích a Rysích hlídek je bránit pytlákům v nelegální činnosti – a vylepšovat tak i pověst myslivců, upozorňovat úřady na nelegální způsoby lovu a monitorovat výskyt velkých šelem. Hlídky probíhají v Beskydech i na Šumavě ve spolupráci se správami chráněných krajinných oblastí. Někteří členové hlídek jsou zároveň oficiální stráží přírody zřizovanou podle zákona č. 114/1992 Sb., tedy úředními osobami (dříve veřejnými činiteli).

Data získaná monitoringem Vlčích hlídek jsou pak využívána státní ochranou přírody i pro zpracování odborných studií – například pro ochranu migračních koridorů nebo hodnocení výskytu velkých šelem¹⁴⁷.

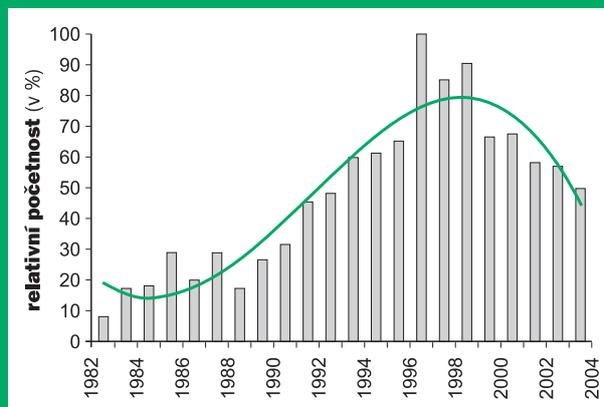
BOX 5: Mohlo být u nás upytlačeno 500 rysů?

Z grafu zobrazujícího relativní početnost rysa ostrovida na našem území během let 1982–2004 (Obr. 10) je patrné, že populace dosáhla vrcholu v roce 1997. Tehdy žilo na našem území 100–150 rysů¹⁴⁹. Budeme předpokládat průměrný počet rysů¹²⁵, což při vyrovnaném poměru pohlaví 1:1 znamená 62–63 samic. Samice rysa dosahují pohlavní zralosti nejpozději ve 22 měsících stáří¹⁴⁸. Za pohlavně zralé samice tedy budeme považovat zvířata dvouletá a starší. Nemáme žádná data o věkové struktuře naší populace, budeme tedy předpokládat, že plodných samic je zhruba 50.

Ročně vstupuje do reprodukce 67–85 % samic (průměrně 76 %)¹⁴⁸, což v našem případě znamená 38 samic. Na jednu samici připadají průměrně dvě mláďata¹⁴⁸ a mortalita kořat do jednoho roku věku je zhruba 50 %¹⁰⁵. Znamená to, že ročně přibude zhruba 38 mladých rysů, kteří by měli obsazovat nová teritoria. Jak je patrné z grafu, tento trend byl v roce 1998 převrácen – jinými slovy, přírůstek nestačil pokrýt mortalitu. Pokud budeme považovat roční přírůstek 38 rysů za reálný, muselo být do roku 2003, kdy početnost stále klesala, z populace odstraněno minimálně 228 zvířat (6 x 38). Výpočet, který by bral v úvahu jednotlivé věkové třídy, by byl složitější, ale výsledek by nebyl výrazně odlišný. Je zřejmé, že 500 usmrcených rysů v uplynulých dvou

dekádách není nereálné číslo, vzhledem k tomu, že pytláctví prokazatelně probíhalo i před obdobím 1997–2003¹²².

Zbývá vysvětlit příčiny této mortality. Rys ve volné přírodě se může dožít i 17 let¹⁴⁹. Část zvířat skončí po koly aut, část snad přirozenou smrtí. Známé příčiny mortality nasvědčují tomu, že většina zvířat skončí v rukou pytláků (viz doprovodný text).



Obr. 10: Relativní změny početnosti rysa ostrovida v České republice v letech 1982–2003. Největšího rozšíření u nás rys dosáhl v letech 1997–1998. Trend změn je naznačen zeleně za pomoci regresní polynommické křivky. Upraveno podle Červeného et al.¹⁰⁵.

Odměna za dopadení pytláka

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. Hnutí DUHA soustřeďuje prostředky na boj proti pytláctví na transparentním samostatném kontě, které je pod dohledem nezávislé správní rady, složené ze zástupců významných osobností, ekologů, právníků a zástupce ČMMJ. Další zájemci mohou nabízenou částku navýšit zasláním libovolného příspěvku na číslo účtu: **1694749001/5500**.

4.2 Fragmentace krajiny a mortalita na silnicích

Evropa je hustě zalidněným kontinentem protkaným sítí silnic a železnic. Velké šelmy jsou poměrně tolerantní k řadě forem ekonomického rozvoje, frekventované dálnice a vzrůstající zástavba krajiny jim však brání ve volném pohybu.

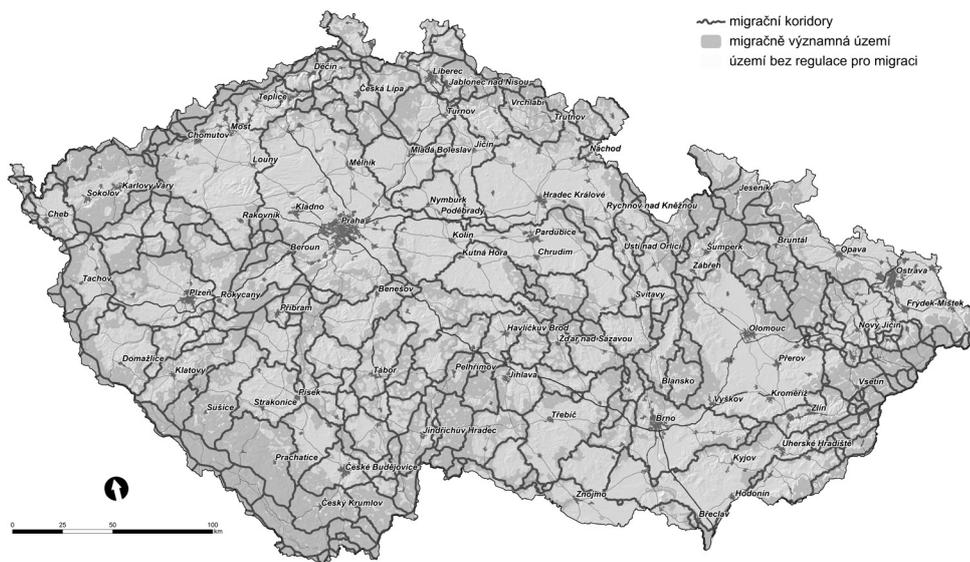
Možnost volného přemísťování krajinou je přitom pro mnoho zvířat včetně velkých šelem životní nutností. Přesouvají se za potravou, hledají partnery pro rozmnožování nebo nové teritorium. Především mladá zvířata, která již dosáhla dospělosti, nezůstávají v teritoriích svých rodičů, ale hledají svá vlastní v navazujícím okolí. Při takových přesunech mohou překonat i stovky kilometrů, než najdou nový domov.

Ročně uhynie na českých silnicích přes půl milionu zajíců, tři sta tisíc ježků a na padesát tisíc srnců. Ukázal to podrobný výzkum prováděný v letech 2006–2007 pro Ministerstvo dopravy¹⁵⁰. I když se většinou jedná o druhy dosud poměrně hojné, množství auty sražených zvířat je překvapivě velké. Pro některé ohrožené druhy, například vydra říční, je automobilová doprava hlavní příčinou mortality¹⁵⁰.

V okolí NP Malá Fatra bylo v letech 1997–2012 na silnicích a železnicích zaznamenáno 26 střetů, při kterých bylo sraženo 27 medvědů. Za sledované období se na celkové známé mortalitě druhu doprava podílela 28 %¹⁵¹. V letech 2001–2012 bylo v okolí Malé Fatry zaznamenáno šest případů fatálních srážek rysa s motorovými vozidly¹⁵² a několik rysů přišlo o život také na českých silnicích. V 90. letech v Mostech u Jablunkova kamion srazil medvěda¹² a v roce 2012 byla u Valašského Meziříčí sražena mladá vlčice¹⁵³.

Řešením je chránit pruhy průchodné krajiny – takzvané migrační koridory – před zástavbou. A v místech jejich křížení s hlavními komunikacemi, dálnicemi nebo železnicemi zajistit bezpečný průchod všem živočichům. Může to být formou speciálního nadchodu (tzv. ekodukt nebo též „zelený most“) nebo lze využít nerovností terénu (např. údolí potoka), kde dálnice vede na vysokých pilířích a zvířata ji mohou podcházet. Taková řešení jsou běžná ve většině evropských zemí¹⁵⁴.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR ve spolupráci s dalšími organizacemi sestavila na základě podrobného mapování mapu, v níž je vyznačena dosud průchodná krajina a zakreslena jsou kritická místa, kde migrační koridor protíná dálnice a prostor je tedy pro velké savce těžko průchodný¹⁵⁵.



Obr. 11: Mapa migračně významných území a migračních koridorů pro velké savce AOPK ČR (podle Anděla et al. 2010)

Tyto migrační koridory jsou nyní součástí tzv. územně-analytických podkladů a obce je mohou postupně začleňovat do svých územních plánů. K ochraně průchodné krajiny to však zatím nestačí. Hnutí DUHA a další ekologické organizace se proto účastní rozhodovacích procesů na různých úrovních a připomínají nové developerské projekty. V klíčových místech migračních koridorů navrhuje opatření, která sníží dopad

silnic a železnic na migraci volně žijících živočichů – velkých šelem i lovné zvěře. Průchodnou krajinu se podařilo uhasit například v územním plánu v Jablunkově na severovýchodě Slezska, kde byla plánována stavba průmyslové zóny. Na návrh Hnutí DUHA Olomouc a Správy Chráněné krajinné oblasti Beskydy vznikly při rekonstrukci železnice také rozšířené podchody pro zvířata, které na území navazují.

4.3 Monitoring velkých šelem

Pro vyhodnocení početnosti velkých šelem a úspěšnosti opatření na jejich ochranu je nutné provádět věrohodný monitoring druhů. Není to jednoduchý úkol: velké šelmy mají přirozeně nízkou populační hustotu a pohybují se na obrovském území – řádově může jít o stovky kilometrů čtverečních. Vzhledem k převažující soumravné a noční aktivitě jsou přímá pozorování spíše vzácností. Z toho také pramení malá znalost jejich skrytého života. Státní ochrana přírody, nevládní organizace a vědci proto realizují projekty mapování velkých šelem pomocí pobytových znaků, ale také monitoring pomocí fotopastí, GPS telemetrie nebo genetický výzkum. Cílem je, aby získané údaje byly porovnatelné, věrohodné a objektivní.

Hnutí DUHA si cení znalostí a zkušeností, které získávají během své činnosti myslivci. V roce 2007 proto organizace podepsala s Českomoravskou mysliveckou jednotou dohodu o vzájemné spolupráci. Jedním z bodů je otevřená oboustranná podpora odměny vypsané za dopadení pytláka (viz výše). ČMMJ a Hnutí DUHA mají zájem spolupracovat také na dalších tématech, například na podrobnějším vyhodnocení vlivu velkých šelem na srnčí a jelení zvěř v našich podmínkách. Obě organizace proto mimo jiné doporučují zaznamenávat a fotodokumentovat veškerou kořist strženou velkými šelmami, případně ji sledovat pomocí fotopastí a informovat o nálezu ČMMJ nebo Hnutí DUHA Olomouc na info@selmy.cz.

4.4 Osvěta a vzdělávání

Negativní názor místních obyvatel na velké šelmy často vychází ze zkreslených informací o tom, jak jsou tato zvířata nebezpečná a jak velké škody způsobují. Lidé, kteří se velkých šelem více bojí, mají výrazněji negativní názor a častěji podporují ilegální lov velkých šelem¹⁵⁶. Státní i nestátní ochrana přírody proto usiluje o lepší vzdělávání a osvětu místních obyvatel – snaží se objektivně informovat o možných konfliktech a o možnostech, jak jim předcházet.

Cílem je, aby veřejnost neměla z šelem zbytečné obavy, aby lidé spíše než strach cítili respekt. Šelmy není třeba idealizovat, ale neměli bychom je ani démonizovat – naše vzájemné soužití s těmito zvířaty se neobejde bez pravdivých informací nezkreslených předsudky posledních staletí.

Proto se Hnutí DUHA a další organizace intenzivně věnují řadě osvětových a vzdělávacích aktivit, od výukových programů a debat na školách přes pořádání výstav a práci s médií až po přímou komunikaci a pomoc cílovým skupinám. Hnutí DUHA například provozuje bezplatnou poradnu pro chovatele ovcí, kteří si rovněž mohou zdarma zapůjčit elektrické ohradníky pro lepší zabezpečení stád.

Literatura

- [1] Kratochvíl J. & Vala F., 1968: History of occurrence of the lynx in Bohemia and Moravia. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum bohemoslovacae* – Brno 2 (4): 35–48.
- [2] Červený J., Koubek P. & Bufka L., 2006: Velké šelmy v České republice. IV. Rys ostrovid. *Vesmír* 85 (2): 86–94.
- [3] Andreska J. & Andresková E., 1993: Tisíc let myslivosti. Vimperk: Tina.
- [4] Anděra M. & Červený J., 2009: Velcí savci v České republice: Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (Carnivora). Praha: Národní muzeum.
- [5] Kokeš O., 1961: Šelmy v jižních Čechách a jejich konec. *Živa* 6: 69–72.
- [6] Vodák L., 1993: Šumavští medvědi, jejich historie a perspektivy. Vimperk: Ediční řada NP Šumava.
- [7] Červený J., Koubek P. & Bufka L., 2005: Velké šelmy v České republice. II. Vlk obecný. *Vesmír* 84 (12): 726–730.
- [8] Červený J., Koubek P. & Bufka L., 2006: Velké šelmy v České republice. III. Medvěd hnědý. *Vesmír* 85 (1): 20–25.
- [9] Hošek E., 1976: Ještě o vlku na Moravě a ve Slezsku. *Acta musei Silesiae, Ser. A* 25: 1–10.
- [10] Andreska J., 2012: Medvěd hnědý, jeho vyhubení a návrat do naší přírody II. *Živa* 60 (6): 307–309.
- [11] Hošek E., 1974: Rysi na Moravě a ve Slezsku. *Československá ochrana přírody* 14: 209–225.
- [12] Bartošová D., 2004: Medvěd hnědý v CHKO Beskydy. *Svět myslivosti* 5 (2): 16–20.
- [13] Bartošová D., 1998: Osud vlků v Beskydech je nejistý. *Veronica* 12 (1): 1–7.
- [14] Červený J., Koubek P. & Anděra M., 1996: Population development and recent distribution of the lynx (*Lynx lynx*) in the Czech Republic. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemicae* – Brno 30 (3): 7–15.
- [15] Červený J. & Bufka L., 1996: Lynx (*Lynx lynx*) in south-western Bohemia. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemicae* – Brno 30 (3): 16–33.
- [16] Stehlík J., 1979: Znovuvysazení rysa ostrovida *Lynx lynx* L. v některých evropských zemích v letech 1970–1976. *Poľovnícky zborník – Folia venatoria* 9: 255–265.
- [17] Červený J., 2005: Rešerše a hodnocení realizovaných a probíhajících projektů aktivní ochrany rysa ostrovida v České republice In: Hodnocení projektů aktivní podpory ohrožených živočichů v České republice, eds. T. Kumstátová P. Nová & P. Marhoul, pp. 423–427. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- [18] Kunc L., 1996: Lynx (*Lynx lynx*) in the Moravskoslezské Beskydy Mts. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemicae* – Brno 30 (3): 58–63.
- [19] Červený J., Koubek P., Bufka L. & Fejklová P., 2003: Současné změny početnosti rysa ostrovida v České republice In: Zoologické dny Brno 2003. Sborník abstraktů z konference 13.–14. února 2003, eds. J. Bryja & J. Zupal, p. 244. Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR.
- [20] Bufka L., Heurich M., Engleder T., Wölfl M., Červený J. & Scherzinger W., 2005: Wolf occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian border region – review of the history and current status. *Silva Gabreta* 11 (1): 27–42.
- [21] Linnell J. D. C., Salvatori V. & Boitani L., 2008: Guidelines for population level management plans for large carnivores. Roma: A Large carnivore initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2).
- [22] Kaczensky P., Kluth G., Knauer F., Rauer G., Reinhardt I. & Wotschikowsky U., 2009: Monitoring of large carnivores in Germany. BfN-Skript. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- [23] Terborgh J. & Estes J. A., 2010: Trophic cascades: Predators, prey and the changing dynamics of nature. Washington DC.: Island Press.
- [24] Hairston N. G., Smith F. E. & Slobodkin L. B., 1960: Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* 94: 421–425.
- [25] McLaren B. E. & Peterson R. O., 1994: Wolves, moose, and tree rings on Isle Royale. *Science* 266: 1555–1558.
- [26] Mech L. D. & Boitani L., 2003: Wolves : Behavior, Ecology and Conservation. Chicago: University of Chicago Press.
- [27] 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.
- [28] Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Kowalczyk R. & Jędrzejewska B., 1997: Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 203–224.
- [29] Ripple W. J. & Beschta R. L., 2012: Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 58 (4): 733–742.
- [30] Jędrzejewski W. & Jędrzejewska B., 2005: Large carnivores and ungulates in European temperate forest ecosystems: bottom up and top down control In: Large carnivores and the conservation of biodiversity,

- eds. J. C. Ray K. H. Redford R. S. Steneck & J. Berger, pp. 230–246. Washington DC: Island Press.
- [31] Melis C., Jędrzejewska B., Apollonio M., Bartoń K. a., Jędrzejewski W., Linnell J. D. C., Kojola I., Kusak J., Adamic M., Ciuti S., Delehan I., Dykyy I., Krapinec K., Mattioli L., Sagaydak A., Samchuk N., Schmidt K., Shkvryra M., Sidorovich V. E., Zawadzka B. & Zhyla S., 2009: Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 18 (6): 724–734.
- [32] Heurich M., Möst L., Schauburger G., Reulen H., Sustr P. & Hothorn T., 2012: Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research* 58 (3): 567–578.
- [33] Hell P., Slamečka J. & Gašpárik J., 2001: Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS.
- [34] Voskár J., 1993: Ekológia vlka obyčajného (*Canis lupus*) a jeho podiel na formovaní a stabilite karpatských ekosystémov na Slovensku. *Ochrana prírody* 12: 241–276.
- [35] Davis M. L., Stephens P. a., Willis S. G., Bassi E., Marcon A., Donaggio E., Capitani C. & Apollonio M., 2012: Prey selection by an apex predator: the importance of sampling uncertainty. *PLoS one* 7 (10): e47894.
- [36] Ansorge H., Kluth G. & Hahne S., 2006: Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica* 51: 99–106.
- [37] Fejklová P., Červený J., Koubek P., Bartošová D. & Bufka L., 2004: Poznámky k potravě vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice. *Lynx*, n. s. (Praha) 33: 27–33.
- [38] Rigg R. & Adamec M., 2007: Status, ecology and the management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. *Liptovský Hrádok*.
- [39] Hell P. & Slamečka J., 1999: Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS.
- [40] Linnell J. D. C., Promberger C., Boitani L., Swenson J. E., Breitenmoser U. & Andersen R., 2005: The linkage between conservation strategies for large carnivores and biodiversity: the view from the “half-full” forests of Europe In: *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*, pp. 381–398.
- [41] Pyare S. & Berger J., 2003: Beyond demography and delisting: ecological recovery for Yellowstone’s grizzly bears and wolves. *Biological Conservation* 113 (1): 63–73.
- [42] Kullberg C. & Ekman J., 2000: Does predation maintain tit community diversity? *Oikos* 89 (1): 41–45.
- [43] Ripple W. J. & Beschta R. L., 2012: Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145 (1): 205–213.
- [44] Rooney T. P., Wiegmann S. M., Rogers D. a. & Waller D. M., 2004: Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology* 18 (3): 787–798.
- [45] Alverson W. S., Waller D. M. & Solheim S. L., 1988: Forests too deer: edge effects in northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2 (4): 348–358.
- [46] Apollonio M., Andersen R. & Putman R., 2010: European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge.: Cambridge University Press.
- [47] Gill R. M. A. & Fuller R. J., 2007: The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149: 119–127.
- [48] Allombert S., Stockton S. & Martin J.-L., 2005: A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* 19 (6): 1917–1929.
- [49] 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 (1): 118–128.
- [50] Míchal I., 1992: Obnova ekologické stability lesů. Praha: Academia.
- [51] Petříček V. & Míchal I., 2002: Péče o chráněná území: 2. Lesní společenstva. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- [52] Anděra M. & Gaisler J., 2012: Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Praha: Academia.
- [53] Černý M., Apltauer J., Beranová J., Havránek F., Roubalová M. & Zatloukal V., 2007: Inventarizace škod zvěří na lesních a zemědělských porostech (lesnická část), projekt NAZV QF50053. Jílové u Prahy: Ústav pro výzkum lesních ekosystémů.
- [54] Vorlíček P., 2007: Tisková zpráva MZe 12. 11. 2007. Dostupné online: http://www.bezpecnostpotravin.cz/tiskova-zprava-mze-12-11-2007_1.aspx.
- [55] Čermák P. & Mrkva R., 2006: Přirozená obnova pod tlakem zvěře na příkladu NPR Vrapač. *Lesnická práce* 85 (5): 28–29.
- [56] Čermák P. & Mrkva R., 2003: Browsing damage to broadleaves in some national nature reserves (Czech Republic) in 2000–2001. *Ekológia (Bratislava)* 22 (3): 132–141.
- [57] Čermák P. & Mrkva R., 2003: Vliv mysliveckého hospodaření na vývoj dřevinné vegetace. *Lesnická práce* 82 (6): 32–34.
- [58] Kamler J., Homolka M., Barančková M. & Krojerová-

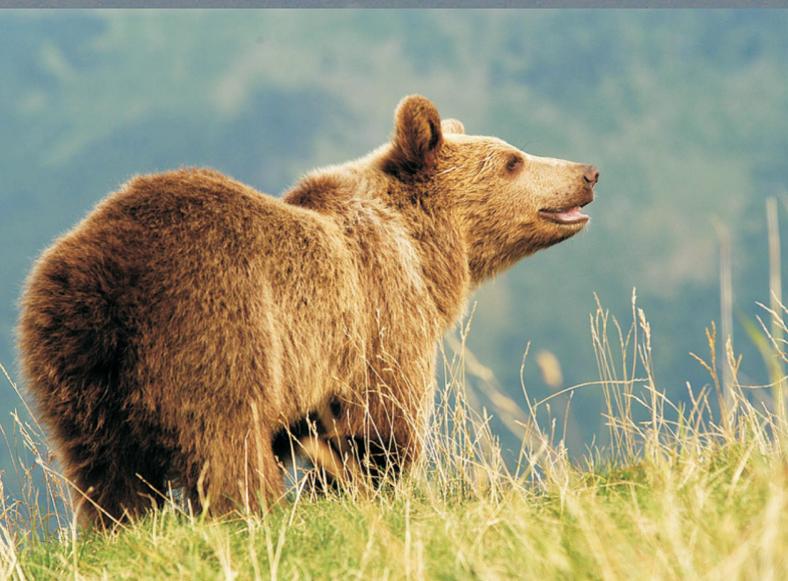
- Prokešová J., 2009: Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research* 129 (2): 155–162.
- [59] Modrý M., Hubený D. & Rejšek K., 2004: Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management* 188 (1-3): 185–195.
- [60] Konvička M., Čížek L. & Beneš J., 2004: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Olomouc: Sagittaria.
- [61] Barančeková M., Krojerová-Prokešová J. & Homolka M., 2007: Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest. *Folia Zoologica* 56 (4): 354–364.
- [62] Ripple W. J. & Beschta R. L., 2004: Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? *BioScience* 54 (8): 755–766.
- [63] Beschta R. L. & Ripple W. J., 2012: The role of large predators in maintaining riparian plant communities and river morphology. *Geomorphology* 157–158: 88–98.
- [64] Kuijper D. P. J., de Kleine C., Churski M., van Hoof P., Bubnicki J. & Jędrzejewska B., 2013: Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36 (12): 1263–1275.
- [65] Šustr P., 2013: Jelenovití na Šumavě. Vimperk: Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava.
- [66] Kuijper D. P. J., 2011: Lack of natural control mechanisms increases wildlife–forestry conflict in managed temperate European forest systems. *European Journal of Forest Research* 130 (6): 895–909.
- [67] Turek K., Kamler J. & Čermák P., 2010: Škody zvěří na lesních porostech Moravskoslezských Beskyd a vybrané ekologické faktory, které je ovlivňují. *Acta Musei Beskidensis* 2: 173–181.
- [68] Kenderes K., Král K., Vrška T. & Standovár T., 2009: Natural Gap Dynamics in a Central European Mixed Beech-Spruce-Fir Old-Growth Forest. *Ecoscience* 16 (1): 39–47.
- [69] Kuijper D. P. J., Cromsigt J. P. G. M., Churski M., Adam B., Jędrzejewska B. & Jędrzejewski W., 2009: Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258 (7): 1528–1535.
- [70] Madsen P. & Hahn K., 2008: Natural regeneration in a beech-dominated forest managed by close-to-nature principles – a gap cutting based experiment. *Canadian Journal of Forest Research* 38 (7): 1716–1729.
- [71] Findo S., Petráš R. & Šebeň V., 2011: Ochrana lesa proti škodám zverou. Zvolen: Lesnícky výskumný ústav.
- [72] Homolka M. & Heroldová M., 2003: Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management* 181 (1-2): 119–129.
- [73] Čermák P., Mrkva R., Horsák P., Špiřík M., Beranová P., Orálková J., Pišek J., Kadlec M., Zárybnický O. & Svatoš M., 2011: Impact of ungulate browsing on forest dynamics. *Folia Fore. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce.*
- [74] Červený J., 2006: Myslivec a rys, dva lovci a jedna kořist – srnčí zvěř. *Svět myslivosti* 7 (3): 8–11.
- [75] Selva N., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. & Wajrak A., 2005: Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1590–1601.
- [76] Hell P., Slamečka J. & Gašpářík J., 2004: Rys a divá mačka v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS.
- [77] Koubek P. & Červený J., 2003: Vliv rysa ostrovida na populace srnčí zvěře. *Svět myslivosti* 4 (3): 8–10.
- [78] Engman J. H., 2005: Czech roe deer in maps: Srnčí trofeje v ČR v mapovém vyjádření. Lysá nad Labem.
- [79] Okarma H., 1984: The physical condition of red deer falling a prey to the wolf and lynx and harvested in the Carpathian mountains Poland. *Acta Theriologica* 29 (23): 283–290.
- [80] Śmietana W., 2005: Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* 50: 277–288.
- [81] Komárek J., 1942: Lovy v Karpatech. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
- [82] Bubeník A. B., 1966: Vliv rysa (*Lynx lynx* L.) a vlka (*Canis lupus* L.) na strukturu populací srnčí (*Capreolus capreolus* L.) a jelení zvěře (*Cervus elaphus* L.). *Lynx* n. s. 6: 7–10.
- [83] Andersen R., Karlsen J., Austmo L. B., Odden J., Linnell J. D. C., Gaillard J. & Lyon C. B., 2007: Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology* 13 (4): 467–474.
- [84] Molinari Jobin A., Molinari P., Loison A., Gaillard J. M. & Breitenmoser U., 2004: Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators. *Ecography* 27: 323–329.
- [85] Mejlgaard T., Loe L. E., Odden J., Linnell J. D. C. & Nilsen E. B., 2013: Lynx prey selection for age and sex classes of roe deer varies with season. *Journal of Zoology* 289 (3): 222–228.

- [86] Elmhagen B. & Rushton S. P., 2007: Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology letters* 10 (3): 197–206.
- [87] Sunde P., Overskaug K. & Kvam T., 1999: Intraguild predation of lynxes on foxes: Evidence of interference competition? *Ecography* 22: 521–523.
- [88] Helldin J. O., Liberg O. & Gloersen G., 2006: Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden – Frequency and population effects. *Journal of Zoology* 270 (4): 657–663.
- [89] Sobotka R., 2007: Pytláci v Beskydech. Líbeznice: Víkend.
- [90] Elmhagen B., Ludwig G., Rushton S. P., Helle P. & Lindén H., 2010: Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *The Journal of animal ecology* 79 (4): 785–94.
- [91] Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Ryser A., Breitenmoser-Würsten C., Capt S., Breitenmoser U., Molinari P., Haller H. & Eysel R., 2007: Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology* 13 (4): 393–405.
- [92] Nowak S., Mysłajek R. W. & Jędrzejewska B., 2005: Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica* 50 (2): 263–276.
- [93] Hughes J. & Macdonald D. W., 2013: A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341–351.
- [94] Loss S. R., Will T. & Marra P. P., 2013: The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature communications* 4: 1396.
- [95] Lõhmus A., 2001: Status of large carnivore conservation in the Baltic states: large carnivore control and management plan for Estonia, 2002–2011. Strassburg: Council of Europe.
- [96] Andersone Ž. & Ozoliņš J., 2004: Food habits of wolves *Canis lupus* in Latvia. *Acta Theriologica* 49 (3): 357–367.
- [97] Žunna A., Ozoliņš J. & Pupila A., 2009: Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analyses. *Estonian Journal of Ecology* 58 (2): 141.
- [98] Špinkytė-Bačkaitienė R. & Pételis K., 2012: Diet composition of wolves (*Canis lupus* L.) in Lithuania. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis* 12 (1): 100–105.
- [99] Vorel A., Šíma J., Uhlíková J., Peltánová A., Mináriková T. & Švanyga J., 2013: Program péče o bobra evropského v České republice. Praha.
- [100] Ostfeld R. S. & Holt R. D., 2004: Are predators good for your health? evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (1): 13–20.
- [101] Findo S., 2002: Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v Slovenských Karpatoch In: Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku V, Zborník referátov z konferencie Zvolen, pp. 43–55. Banská Bystrica.
- [102] Filonov C., 1980: Predator–prey problems in nature reserves of the European part of the RSFSR. *Journal of Wildlife Management* 44 (2): 389–396.
- [103] Haemig P. D., Lithner S., Sjøstedt De Luna S., Lundkvist A., Waldenström J., Hansson L., Arneborn M. & Olsen B., 2008: Red fox and tick-borne encephalitis (TBE) in humans: can predators influence public health? *Scandinavian journal of infectious diseases* 40 (6-7): 527–532.
- [104] Anděra M. & Horáček I., 2005: Poznáváme naše savce. Praha: Sobotáles.
- [105] Červený J., Koubek P., Bufka L., Bartošová D., Bláha J., Kotecký V., Volf O., Nová P. & Marhoul P., 2005: Program péče pro velké šelmy: rýsa ostrovida (*Lynx lynx*), medvěda hnědého (*Ursus arctos*) a vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice. (předběžná verze).
- [106] Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., Wölfel M., Stanisa C., Fasel M., Stahl P., Vandel J., Rotelli L., Kaczensky P., Huber T., Adamic M., Koren I. & Breitenmoser U., 2003: The Pan-Alpine Conservation Strategy for Lynx. Council of Europe Nature and Environment Series 130: 1–22.
- [107] Molinari Jobin A., Molinari P., Breitenmoser Würsten C. & Breitenmoser U., 2002: Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 8: 109–115.
- [108] Stahl P., Vandel J. M., Herrenschmidt V. & Migot P., 2001: Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38: 674–687.
- [109] Anonymous, 2013: Statistiky státní správy myslivosti. Data z let 2003-2012 pro ORP Jablunkov, Třinec, Frýdek-Místek, Frýdlant nad Ostravicí, Frenštát pod Radhoštěm, Rožnov pod Radhoštěm, Nový Jičín, Valašské Meziříčí a Vsetín.
- [110] MZe, 2013: Oficiální statistiky Ministerstva zemědělství (Výkaz MZe - Mysl 1-01). Dostupné online: http://www.uhul.cz/myslivost/mysl_stat.php%20.
- [111] Plhal R. & Kamler J., 2012: Analysis of accuracy of hunting plan in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* LX (3): 165–172.

- [112] MZe, 2007: Oficiální statistiky státní správy myslivosti, MZe 1984–2005.
- [113] Heurich M., Baierl F., Günther S. & Sinner K. F., 2011: Management and conservation of large mammals in the Bavarian Forest National Park. *Silva Gabreta* 17 (1): 1–18.
- [114] Jobin A., Molinari P. & Breitenmoser U., 2000: Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 45 (2): 243–252.
- [115] Kutal M., 2011: Potravní chování rysa ostrovida v CHKO Beskydy. *Myslivost* 59 (6): 30–31.
- [116] Kunc L., 1999: Můj přítel rys. Praha: Víkend.
- [117] Reiter A., 1996: Lynx (*Lynx lynx*) in Podyjí National Park. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemicae – Brno* 30 (3): 51–57.
- [118] Andren H., Linnell J. D. C., Liberg O., Andersen R., Danell A., Karlsson J., Odden J., Moa P. F., 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.
- [119] Kutal M., 2007: Představuje legální lov ochranu před pytláctvím? *Svět myslivosti* 8 (12): 48.
- [120] Linnell J. D. C., 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 (4): 456–466.
- [121] Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphygyi U., Müller U. M., 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.
- [122] Bufka L., 2003: Výzkum a ochrana rysa ostrovida. Šumava 2003: 24–27.
- [123] Zimmermann F., Breitenmoser Würsten C. & Breitenmoser U., 2005: Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267: 381–395.
- [124] Hetherington D. a. & Gorman M. L., 2007: Using prey densities to estimate the potential size of reintroduced populations of Eurasian lynx. *Biological Conservation* 137 (1): 37–44.
- [125] Schmidt K., 2008: Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica* 53 (1): 1–16.
- [126] Saniga M., 2002: Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica* 51 (3): 205–214.
- [127] Marhoul P. & Wolf O., 2005: Hodnocení realizace prvních pěti let záchranného programu tetřeva hlušce v České republice. Praha: Depon. in: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- [128] Telnarová B., 2004: Výskyt velkých šelem v prostoru horského masivu Smrk. Diplomová práce. Depon. in: Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci.
- [129] Jůzová B. & Krupa M., 2006: Přírodě blízké hospodaření v lesích s ohledem na zachování ptačích druhů (tetřev hlušec a jeřábek lesní) jako předmětů ochrany v Ptačí oblasti Beskydy. Depon. in: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- [130] Ciucci P., Reggioni W., Maiorano L. & Boitani L., 2009: Long-distance dispersal of a rescued wolf from the northern Apennines to the western Alps. *Journal of Wildlife Management* 73 (8): 1300–1306.
- [131] Kluth G. & Reinhardt I., 2013: Mit Wölfen leben: Informationen für Jäger, Förster und Tierhalter in Sachsen und Brandenburg. Dresden: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- [132] Jędrzejewski W., Niedzałkowska M., Mysłajek R. W., Nowak S. & Jędrzejewska B., 2005: Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50 (3): 417–428.
- [133] Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S. & Mysłajek R. W., 2008: Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* 11 (5): 377–390.
- [134] Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Schmidt K. & Gula R., 2003: Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67 (4): 706–716.
- [135] Potvin M. J., Drummer T. D., Vucetich J. A., Beyer Jr D. E., Peterson R. O. & Hammill J. H., 2005: Monitoring and habitat analysis for wolves in upper Michigan. *Journal of Wildlife Management* 69: 1660–1669.
- [136] Mech L. D., 1989: Wolf population survival in an area of high road density. *American Midland Naturalist* 121: 387–389.
- [137] Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Červený J., Koubek P., Huber T., Staniša C. & Trepl L., 2002: Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 189–203.
- [138] Anděl P., Petržílka L., Gorčicová I., Červený J. & Šustr P., 2010: Model krajinného potenciálu pro výskyt a migraci zájmových druhů velkých savců In: Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce, eds. P. Anděl T. Mináriková & M. Andreas, pp. 81–92. Liberec: Evernia.

- [139] Niedziałkowska M., Jędrzejewski W., Mysłajek R. W., Nowak S., Jędrzejewska B. & Schmidt K., 2006: Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation* 133 (1): 63–69.
- [140] Linnell J. D. C., Andersen R., Kvam T., Andrén H., Liberg O., Odden J. & Moa P. F., 2001: Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27 (6): 869–879.
- [141] Anonymous, 2013: Wolfsregion - Verbreitung in Deutschland. Dostupné online: <http://www.wolfsregion-lausitz.de/index.php/verbreitung/verbreitung-in-deutschland>.
- [142] Koubek P. & Červený J., 2003: Může být lov součástí ekologického hospodaření s velkými šelmami? *Svět myslivosti* 4 (8): 16–18.
- [143] Bartošová D., 2003: Nález uhynulého rysa ostrovida v CHKO Beskydy. *Ochrana přírody* 58 (3): 91–92.
- [144] Koubek P. & Červený J., 2003: Mají velké šelmy šanci přežít v našich honitbách? *Svět myslivosti* 51 (3): 12–14.
- [145] Červený J. & Koubek P., 2000: Variability of body and skull dimensions of the lynx (*Lynx lynx*) in the Czech Republic. *Lynx*, n. s. (Praha) 31: 5–12.
- [146] Sajdl M., 2000: Vlk v Moravskoslezských Beskydech In: *Predátoři v myslivosti 2000. Sborník referátů z celostátní konference konané v Hranicích 1.–2. 9. 2000*, pp. 115–121. Dobříš: Česká lesnická společnost.
- [147] Kutal M., 2011: Velké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra – Kysucké Beskydy – Moravskoslezské Beskydy – Javorníky. Olomouc: Hnutí DUHA Olomouc.
- [148] Henriksen H. B., Andersen R., Hewison A. J. M., Gaillard J.-M., Bronndal M., Jonsson S., Linnell J. D. C. & Odden J., 2005: Reproductive biology of captive female Eurasian lynx, *Lynx lynx*. *European Journal of Wildlife Research* 51 (3): 151–156.
- [149] Kvam T., 1990: Ovulation rates of European lynx *Lynx lynx* (L.) from Norway. *Zeitschrift fuer Säugetierkunde* 55: 315–320.
- [150] Anděl P. & Hlaváč V., 2008: Automobilová doprava a mortalita obratlovců. *Ochrana přírody* 63 (5): 19–21.
- [151] Kalaš M., 2012: Vplyv dopravy na populáciu medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Malej Fatre In: *Velké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra – Kysucké Beskydy – Moravskoslezské Beskydy – Javorníky*, pp. 7–10. Olomouc: Hnutí DUHA Olomouc.
- [152] Kalaš M., 2012: Príspevok ku kolíziám rysa a ostrovida (*Lynx lynx*) s automobilovou dopravou In: *Velké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra – Kysucké Beskydy – Moravskoslezské Beskydy – Javorníky*, ed. M. Kutal, pp. 10–11. Olomouc: Hnutí DUHA Olomouc.
- [153] Hulva P., Bolfíková B., Říhová J., Smetanová M. & Kutal M., 2012: Krajinná genetika vlka obecného v Západních Karpatech In: *Velké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra – Kysucké Beskydy – Moravskoslezské Beskydy – Javorníky*, ed. M. Kutal, pp. 6–7. Olomouc: Hnutí DUHA Olomouc.
- [154] Kutal M., 2009: Poznatky o využívání zelených mostů velkými savci v Evropě In: *Ekodukty – Umožnění migrací nebo plýtvání penězi z veřejných prostředků?*, pp. 23–27. Brno: ECON.
- [155] Anděl P., Belková H., Gorčicová I., Hlaváč V., Libosvár T., Rozínek R., Šíkula T. & Vojar J., 2010: Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy. Liberec: Evernia.
- [156] Machalová L., 2011: Velké šelmy v CHKO Beskydy z pohledu místních obyvatel a návštěvníků. Diplomová práce. Depon. in: Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci.
- [157] HansErs M., 2004: Population changes of lynx (*Lynx lynx*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in south-central Sweden. Diplomová práce. Depon. in: Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- [158] Majić A. ed., 2005: Lynx management plan for Croatia: Towards understanding and addressing key issues in wolf management planning in Croatia. Zagreb: State Institute for Nature Protection.
- [159] Promberger-Fürpaß B., Predoiu G. & Ionescu O., 2001: Pellet count: Density estimation of roe deer, red deer, and wild boar In: *Carpathian Large Carnivore Project: Annual Report 2000*, pp. 20–23.
- [160] Promberger-Fürpaß B., Predoiu G. & Ionescu O., 2002: Pellet count In: *Carpathian Large Carnivore Project: Annual Report 2001*, pp. 11–15. Zarnesti: Wildlife Consulting.
- [161] Okarma H., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., Krasinski Z. A. & Milkowski L., 1995: The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on ungulate mortality in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 40: 197–217.
- [162] Koubek P., 2007: Jeřábek lesní – zapomenutý druh lovné zvěře. *Svět myslivosti* 8 (4): 10–12.
- [163] Červený J. & Vaněk S., 2005: Naše velké šelmy. *Vesmír* 84 (11): 2.





Velké šelmy v českých lesích

Význam z pohledu ochrany přírody a myslivosti

Vydalo Hnutí DUHA Olomouc 2013.



Hnutí DUHA
místní skupina Olomouc