

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra etologie a zájmových chovů



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Potravní ekologie vlka obecného (*Canis lupus*) se
zaměřením na aktuální poznatky o predčním tlaku vlka
na hospodářská zvířata**

Bakalářská práce

**Tomáš Blecha
Kynologie (KYNOB)**

Ing. Ivona Svobodová, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Potravní ekologie vlka obecného (*Canis lupus*) se zaměřením na aktuální poznatky o predačním tlaku vlka na hospodářská zvířata" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21.3.2022

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval Ing. Ivoně Svobodové, Ph.D. za odborné vedení, vstřícný přístup, ochotu a neodmyslitelné rady, které umožnily zpracování mé bakalářské práce. Upřímně také děkuji Ing. Karlu Novákovi, svému konzultantovi, za veškerý čas, trpělivost a poznatky, bez kterých by se tento náročný úkon neobešel. Nelze opomenout mou rodinu ani blízké přátele, kteří mi byli během mého studia vždy oporou. Všem jmenovaným náleží ohromné díky.

Potravní ekologie vlka obecného (*Canis lupus*) se zaměřením na aktuální poznatky o predaním tlaku vlka na hospodářská zvířata

Souhrn

Vlk obecný je jednou z nejrozšířenějších šelem, která však byla v rámci Evropy v mnoha lokalitách téměř vyhubena. V současnosti je vlk chráněn množstvím legislativních opatření a do těchto oblastí postupně reintrodukován. Následkem rekolonizace těchto území je však mnohdy nevole ze strany veřejnosti a z ní vyvstávající konflikt mezi ochránci přírody a chovateli hospodářských zvířat. Ti již odvykli používání adekvátních metod zabezpečení svých stád, a proto například na území České republiky trpí škodami na svých hospodářských zvířatech.

Tato bakalářská práce přibližuje prostřednictvím literární rešerše situaci ohledně reintrodukce vlka v mnoha zemích napříč evropským prostorem. Prostudováním studií o potravní ekologii vlka i složení jeho potravy vysvětluje, že vlk upřednostňuje snadno dostupnou kořist, kterou při nízkém zabezpečení představují i hospodářská zvířata. Jednotlivé zdroje se však shodují, že vlk téměř vždy preferuje kořist sobě přirozenou, tedy zejména divoce žijící kopytníky.

V práci je dále zmapována intenzita napadání hospodářských zvířat v evropských zemích s přihlédnutím ke specifickým podmínkám prostředí a sezonalitě. Přibližuje preventivní metody ochrany stád, které při správném použití efektivně snižují riziko vlčích útoků na hospodářská zvířata. Vysvětluje důležitou roli vlka v ekosystému, jeho legislativní ochranu a konflikty s chovateli hospodářských zvířat, jimž je třeba předcházet. Zejména v kontextu České republiky přibližuje také možná řešení této situace.

Klíčová slova: vlk obecný, *Canis lupus*, potravní ekologie, predace, hospodářská zvířata

Dietary ecology of the gray wolf (*Canis lupus*) focused on recent discoveries in predation pressure on livestock

Summary

The gray wolf, one of the most widely distributed carnivores, was nearly eradicated in many European locations. Presently, protected by numerous treaties, it is being reintroduced into those regions. As a result of such recolonization, conflicts between wildlife conservationists and livestock owners arise. The latter do not pay much attention to suitable prevention methods in said landscapes and therefore, in the Czech Republic, for instance, they suffer from livestock depredation.

This bachelor's thesis, comparing various studies and sources of literature, recounts the situation of wolf reintroduction in numerous countries throughout Europe. Through reviewing studies on the wolf's dietary ecology as well as the composition of its diet, it is explained the wolf prefers easily accessible prey that, if inadequately secured, can be livestock, but individual sources agree that in general, wild ungulates being wolves' natural prey are always preferred.

The study further describes the wolf's dietary composition in relation to the intensity of livestock depredation in European countries as well as landscape and seasonality factors.

It elaborates on prevention methods that, if used correctly, effectively decrease the risk of wolf depredation on livestock. Furthermore, the wolf's fundamental role in the ecosystem, its legal protection and the related conflict with livestock keepers are explained and, especially in the context of Czech republic, its possible solutions are described.

Keywords: gray wolf, *Canis lupus*, dietary ecology, predation, livestock

Obsah

1	Úvod	1
2	Cíl práce.....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Taxonomické zařazení	3
3.1.1	Fylogeneze	4
3.1.2	Mezidruhová hybridizace rodu <i>Canis</i>	5
3.2	Rozšíření.....	5
3.2.1	Rozšíření vlka obecného napříč Evropou	5
3.2.2	Výskyt vlka obecného na území České republiky	8
3.3	Charakteristika druhu.....	11
3.3.1	Behaviorální aspekty života ve smečce	12
3.3.2	Teritorialita, nároky na prostředí	13
3.3.3	Migrace	14
3.4	Potravní ekologie.....	15
3.4.1	Složení potravy	15
3.4.2	Adaptace trávicí soustavy, nutriční požadavky	16
3.4.3	Preferenze a variabilita kořisti, závislost na potravní nabídce.....	18
3.5	Predační aktivita	24
3.5.1	Strategie lovu	27
3.6	Konflikt s chovateli hospodářských zvířat.....	28
3.6.1	Metody prevence škod, zabezpečení chovu.....	30
3.6.2	Napadení zaznamenaná na území České republiky	34
3.6.3	Kompenzace způsobených škod	34
3.7	Statut ochrany	35
3.7.1	Příčiny ohrožení	35
3.7.2	Ochrana vlka v mezinárodním kontextu.....	35
3.7.3	Legislativní ochrana vlka v České republice	36
3.7.4	Organizace zabývající se ochranou.....	37
3.8	Přínos vlka obecného pro ekosystém	38
4	Závěr	39
5	Literatura.....	40
6	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Snad právě proto, že je vlk obecný (*Canis lupus*) historicky nejhojněji rozšířenou šelmou nejen v Evropě, ale i na celé severní polokouli, z kulturního hlediska vždy budil v lidech spíše strach, netoleranci, a potýkal se s častým lovem či pronásledováním (Boitani 2003; Randi 2011; Salvatori & Mertens 2012). Z toho důvodu zaznamenala řada území patrný pokles v populacích vlků, jehož důsledkem se v mnoha zemích zvyšuje snaha o reintrodukcii vlka do ekosystému. Taková je i situace v České republice.

Pro mnohé vlk představuje nebezpečného predátora. Jeho opětovně vzrůstající stav s sebou přináší nutnost věnovat zvýšenou pozornost řádnému zabezpečení hospodářských zvířat, na nichž se v případě jeho absence může mnohdy i opakovaně dopouštět příležitostných škod v procesu vyhledávání potenciální kořisti (Karlsson & Johansson 2010). Proto je velmi důležité seznámit veřejnost s možnými metodami jeho ochrany. Mezi takové na našem území řadíme sledování stavu výskytu druhu za pomoci monitoringu.

Hlavními důvody nárůstu populací vlků (i jimi obývaného území) jsou nejspíše přísnější ochranná opatření, stejně jako přírůstek jejich přirozené kořisti (Nowak et al. 2011; Chapron et al. 2014). Rekolonizaci oblastí, kde byli vlci vyhubeni, příznivě ovlivňují dříve méně početná, nejčastěji zalesněná pásma užívaná k migraci, tzv. biokoridory (Tewksbury et al. 2002; Plaschke et al. 2021). Potřeba ochrany velkých šelem plyne z jejich ohrožení rozrůstající se infrastrukturou (narušuje jejich přirozené prostředí), ilegálním odstřelem a pytláctvím, u nichž však v současnosti zásluhou etických a finančních faktorů spolu se stavem ohrožení dochází k redukci (Bradley et al. 2015; Poudyal et al. 2016).

Ve volné přírodě hraje vlk klíčovou roli jako přirozený predátor přemnožené spárkaté zvěře zodpovědné za likvidaci lesní vegetace. U mnoha býložravců i menších masožravců se vlivem jeho činnosti vyvinuly obranné behaviorální mechanismy (Miller et al. 2012; Ripple & Beschta 2012; Krofel et al. 2015). Úspěšná ochrana šelem je podmíněna pozitivním názorem široké veřejnosti společně s účelovými náhradami škod, ke kterým dochází převážně u chovatelů hospodářských zvířat (Chapron et al. 2014). Před přirozenou kořistí dává totiž vlk za určitých podmínek přednost snáz dostupným hospodářským zvířatům. Dle Janeiro-Otero et al. (2020) se lze predaci na hospodářských zvířatech vyvarovat udržováním stálého výskytu jeho přirozené kořisti, a to v dostatečném množství (Migli et al. 2005). Proto je třeba klást důraz na preventivní opatření zajištění stád, zejména elektrické ohradníky nebo pastevecké psy, s jejichž pomocí chovatelé předcházejí škodám, a vlk je tak nucen se soustředit na svou přirozenou potravní nabídku (Salvatori & Mertens 2012).

Pro zaručení funkčnosti doporučených metod je vhodné, aby chovatelé plně porozuměli potravním návykům a loveckým strategiím tohoto druhu. Efektivita doporučených metod ve srovnání s pouhým odlovem dosahuje prokazatelných výsledků (Treves et al. 2016). Právě proto si tato kompilační rešerše stanovuje za cíl posloužit jako ucelený přehled informací o potravní ekologii vlka, faktorech ovlivňujících jeho potravní návyky i srovnání zástupců druhu v rozmanitých obývaných prostředích. Práce zároveň může najít užití jako materiál pro další studium či diplomovou práci.

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je na základě dostupných vědeckých publikací provést literární rešerši zabývající se potravní ekologií, chováním a plasticitou výskytu vlka obecného. Dále pojednává o variabilitě ve složení potravy, útocích na hospodářská zvířata a metodách jejich zabezpečení především v oblasti střední Evropy se zřetelem k České republice.

3 Literární rešerše

3.1 Taxonomické zařazení

Říše:	<i>Animalia</i>	živočichové	
Kmen:	<i>Chordata</i>	strunatci	
Podkmen:	<i>Vertebrata</i>	obratlovci	
Třída:	<i>Mammalia</i>	savci	
Řád:	<i>Carnivora</i>	šelmy	
Čeleď:	<i>Canidae</i>	psovití	(kojoti, psi, lišky, šakali, vlci)
Rod:	<i>Canis</i>	vlk	(psi, šakali, vlci)
Druh:	<i>Canis lupus</i>	vlk obecný	

(Myers et al. 2021)

Vlk obecný spadá pod čeleď *Canidae*, nejpočetnější čeleď řádu šelem (*Carnivora*) dnes obvykle členěnou na deset rodů včetně rodu *Canis*. Kromě vlka obecného k tomuto rodu náleží taktéž druhy *C. rufus* (vlk rudohnědý), *C. latrans* (kojot), *C. aureus* (šakal obecný), *C. mesomelas* (šakal čabakový), *C. adustus* (šakal pruhovaný) a *C. simensis* (vlček etiopský), které jsou blízce příbuzné (Kutal & Suchomel 2014). O tom vypovídají populace přirozených hybridů v kombinacích vlk – kojot, vlk – šakal a dalších (Sillero-Zubiri 2009; Rueness et al. 2011; Von Holdt et al. 2011; Chambers et al. 2012).

Vlivem rozsáhlé ekologické plasticity je druh *C. lupus* taxonomicky poměrně problematický, aktuálně bývá rozlišováno jedenáct poddruhů s přihlédnutím ke genetickým studiím (Sillero-Zubiri 2009; Kutal & Suchomel 2014).

Tento stav uspořádání ovšem může být i nadále proměnlivý, jelikož se v současnosti objevují v disciplíně molekulární genetiky nové poznatky, podle nichž by mohlo u severoamerického poddruhu *C. l. lycaon* jít o samostatný druh *C. lycaon*. Jak ve svých pracích zmiňují Von Holdt et al. (2011) a Chambers et al. (2012), je pravděpodobné, že se vyvinul na území severní Ameriky nezávisle na ostatních severoamerických poddruzích s euroasijskými kořeny (Sillero-Zubiri 2009; Thiel & Wydeven 2011).

Zároveň byl v současnosti popsán poddruh *C. l. lupaster*, tzv. vlk africký, jehož populaci historicky zahrnoval *C. aureus lupaster*, tedy šakal obecný (Kutal & Suchomel 2014). Rueness et al. (2011) se proto uchyluje s dalšími znalci k označování vlka obecného termínem „*C. lupus sensu lato*“ aneb tzv. druhový komplex, namísto pouhého označení samostatného druhu.

Konečný počet uznaných poddruhů se může v budoucnu lišit v závislosti na nových genetických studiích. Bez analýzy DNA lze od sebe jednotlivé poddruhy jen těžko spolehlivě rozlišit (Kutal & Suchomel 2014).

Jejich fenotyp, vzezření, hmotnost a tělesná konstituce mohou být totiž značně různorodé a pro laika téměř nemožné rozlišit a správně určit příslušnost ke konkrétnímu poddruhu. Všechny poddruhy vlka mohou navíc vzájemnou hybridizací tvořit plodné potomstvo (Mínisterstvo životního prostředí 2020).

Přehled současných poddruhů vlka obecného na základě Sillero-Zubiri (2009):

<i>C. l. lupus</i>	(vlk eurasijský)	Evropa včetně České republiky, sever Asie
<i>C. l. albus</i>	(vlk polární)	severní část Ruska
<i>C. l. arctos</i>	(vlk arktický)	kanadská Arktida
<i>C. l. baileyi</i>	–	Mexiko, USA, vyhynulý ve volné přírodě
<i>C. l. communis</i>	–	centrální část Ruska
<i>C. l. cubanensis</i>	–	Ukrajina, Asie (Kazachstán, Kavkaz)
<i>C. l. dingo</i>	–	Austrálie, Asie
<i>C. l. lycaon</i>	–	jihovýchodní Kanada, severovýchod USA
<i>C. l. nubilus</i>	(vlk prériový)	centrální Kanada, centrální USA
<i>C. l. occidentalis</i>	–	Aljaška, severozápadní část Kanady
<i>C. l. pallipes</i>	(vlk indický)	přední a jihozápadní část Asie

3.1.1 Fylogeneze

Fosilní nálezy naznačují první vyčlenění podřádu *Caniformia* z kladu *Carnivoramorpha* před 43 miliony let, přičemž ke vzniku tribů *Vulpini* a *Canini* ze společného předka rodu *Leptocyon* došlo zhruba před 9 miliony let (Wesley-Hunt & Flynn 2005; Tedford et al. 2009). Rod *Canis* se poprvé objevuje v Miocénu před 9 až 4,5 miliony let (Nowak 2003). V období raného Pliocénu, zhruba před 5 miliony let, se ze severní Ameriky do Eurasie rozšířili psovité podobní menším kojotům. Teprve se vznikem rodu *Canis* se psovité poprvé stali dominantními predátory. Další diverzifikace rodu na předky vlků a kojotů nastala v období Pliocénu zhruba před 2,5 miliony let. O evoluci druhu *C. lupus* jsou však vedeny spory (Nowak 2003; Wang & Tedford 2008; Tedford et al. 2009).

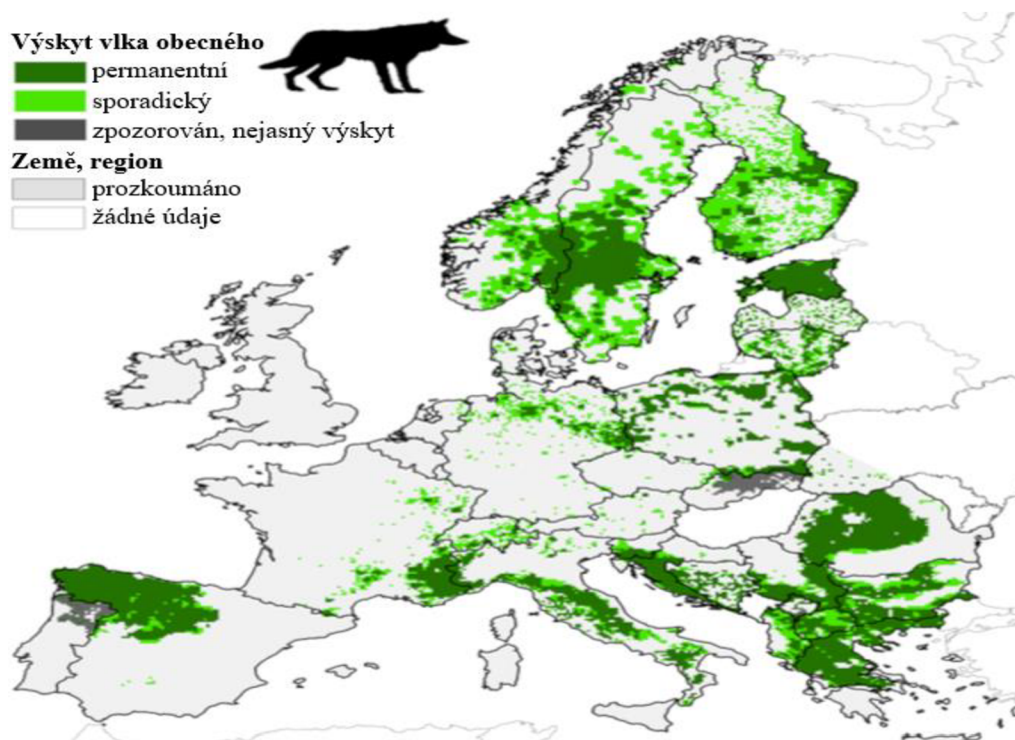
Nowak (2003), stejně jako Kurtén a Anderson (1980) pokládá za nejpravděpodobnějšího společného předka vlků a kojotů severoamerický druh *C. lepophagus* (viz obrázek 2, vpravo). Ten se měl dále rozšířit do Eurasie, kde byly nalezeny fosilní pozůstatky velmi blízce spřízněného, či dokonce identického druhu *C. arnensis*. Tento druh byl charakteristický užší lebkou a podobal se většinou spíše dnešním kojotům. Nowak však u pozdějších populací druhu z oblasti dnešního Texasu shledává rysy přibližující se vlkům, a předpokládá proto vývoj druhu *C. lupus* z jeho předků *C. etruscus* a *C. mosbachensis* (Nowak 2003).

Této teorii oponuje alternativní schéma, podle něhož je *C. lepophagus* předkem dnešního kojota, kdežto prvním společným předkem měl být původem severoamerický *Eucyon davisi* dále rozšířený do Evropy a Asie (viz obrázek 1, vlevo). V severní Číně se poprvé dále vyvinul druh *C. chihliensis*, který se měl následně lineárně vyvinout na druhy *C. ambrusteri*, *C. falconeri* a *C. lupus*. (Wang & Tedford 2008; Tedford et al. 2009). Nowak (2003) vznik těchto druhů datuje zhruba před milionem až 700 tisíci lety.

Autoři se shodují na dalším vývoji dominantního druhu *C. ambrusteri*, z něhož na území severní Ameriky vzniká nový dominantní druh *C. dirus* (Nowak 2003; Wang & Tedford 2008). Do svého vymření v pozdním Pleistocénu zhruba před 10 tisíci lety se rozšířil také do jižní Ameriky, a teprve s jeho vyhynutím se dominujícím druhem stal *C. lupus* (Wang & Tedford 2008). Právě v Pleistocénu se odvozuje vznik většiny recentních zástupců čeledi *Canidae* (Fan et al. 2016).

až ztrojnásobily (Chapron et al. 2014; Boitani 2018). Dle odhadů skupiny expertů z evropské iniciativy pro ochranu velkých šelem, známé pod zkratkou LCIE, celoevropská populace vlčích smeček přesáhla 17 000 jedinců. Evropa čítá devět populací vlků, každou s vlastním stupněm ohrožení na červeném seznamu IUCN (Boitani 2018; Garcia-Lozano et al. 2020). Kdysi mezi ně patřila i španělská populace v Sierra Moreně, která je v současné době považována za vyhynulou. Na obrázku 3 je znázorněno rozšíření vlka obecného v Evropě. V Evropě je zastoupen zejména poddruh *Canis lupus lupus*, vlk euroasijský. Výrazným poddruhem je také *Canis lupus italicus* na Apeninském poloostrově a *Canis lupus signatus* na poloostrově Pyrenejském (Boitani 2018).

I přes rekolonizaci mnoha evropských území je životnost vlků ohrožena malou genetickou diverzitou v důsledku dlouhodobého pronásledování. Je tomu tak např. ve Skandinávii, kde od funkčního vymření v 60. letech 20. století trpí vlci příbuzenskou plemenitbou neboli inbreedingem (Liberg et al. 2005). Funkční vymření znamená pokles populace druhu na hranici, kdy není schopen plnit nadále svou úlohu v ekosystému. V takové populaci typicky klesá počet dospělých jedinců schopných se dál rozmnožovat, čímž dochází k inbreedingu a daný druh tak ztrácí na životnosti (Jarić et al. 2016). Díky své vysoké adaptabilitě jsou vlci schopni osidlovat rozmanité biotopy od arktických tunder po semiaridní polopouště (Kutal & Suchomel 2014). Dle Jędrzejewski et al. (2008) i přesto upřednostňují vlčí smečky lesy, a naopak se spíše vyhýbají loukám, zástavbě a orné půdě. V případě nízkého zastoupení lesů v krajině bývá situace opačná, vlci se uchylují do mokřadů a luk. Na výskyt má vliv také hustota dopravních sítí, jimž se vlci vyhýbají, a hojnost divoce žijících kopytníků (Kaarinen et al. 2005).



Obr. 3: Výskyt a distribuce vlka obecného (*Canis lupus*) v Evropě, převzato a upraveno (Large Carnivore Initiative for Europe)

Vlci jsou na evropském kontinentě, jak uvádí Boitani (2018) a Garcia-Lozano et al. (2020), rozdělení do devíti populací s ohledem na geografický rozsah: apeninské, dinársko-balkánské, karelské, karpatské, pobaltské, pyrenejské, skandinávské, střeoevropské, západoalpské. Poddruhy, které jsou vyčleněné na základě taxonomického rozdělení – z nich nejvýznamnější vlk eurasijský (*Canis lupus lupus*), vlk italský (*Canis lupus italicus*), vlk iberský (*Canis lupus signatus*) a další – jsou v těchto populacích zastoupeny rozdílně. Výskyt poddruhů a těchto populací na sobě nemusejí být nutně závislé, naopak poddruh může být součástí více populací. Výčet všech populací, jejich velikosti a stupeň ohrožení je popsán v tabulce 1.

Téměř ohrožená apeninská skupina vlků čítá zhruba 1070-2400 jedinců. Příležitostně se geneticky mísí s populací obývající západní Alpy. Vlivem pytláctví, otrav, nelegálního odlovu a vysoké míry hybridizace se zdejší populace pravděpodobně nachází na dolní hranici odhadu.

Dinársko-balkánská populace je pro svůj vysoký počet jedinců odhadovaný na 4000 kusů klasifikována jako málo dotčená. Některé části území jsou však pod velkým tlakem způsobeným neregulovaným odlovem. V mnoha zemích regionu ovšem chybí data i plány na ochranu (Boitani 2018).

Karelská populace na rusko-finské hranici by při zastoupení pouze 200 jedinců na finském území byla označena jako ohrožená, avšak v ruské Karélii se nachází dalších zhruba 500 vlků. Data z Ruska jsou ovšem neúplná a vlci tam čelí intenzivnímu pronásledování. Dohromady tak může zahrnovat až 750 jedinců.

Karpatská populace bývá odhadována na zhruba 3460-3840 jedinců především z Rumunska a Ukrajiny. Na Slovensku a v Polsku se z celkového počtu vyskytuje zhruba 400 kusů. Dříve byla prokazatelně napojena na pobaltskou populaci v Polsku a Bělorusku, ale kvůli vyhynutí množství vlků mezi územími se skupiny více oddělily. Nyní je karpatská populace klasifikována jako málo dotčená (Boitani 2018).

Kolem 1713-2240 vlků na území Evropské unie náleží pobaltské populaci, která může zahrnovat dalších 1000-1500 jedinců v Bělorusku a 1600 za ruskou hranicí. V období mezi světovými válkami zaznamenala významný pokles, ale s koncem 20. století začala opět narůstat a je uvedena jako málo dotčená.

Na severozápadě Pyrenejského poloostrova se vyskytuje cca 2160–2880 vlků tvořících pyrenejskou populaci. Tu lze dále rozčlenit na malou skupinu 50 jedinců v Portugalsku jižně od řeky Douro a zbylé vlky severně od této řeky a ve Španělsku. V 2010–2022 se populace rozšířila téměř na celé území Španělska.

Skandinávská skupina je odvozena od páru vlků z Finska, který se rozmnožil na území Švédska. S dalším migrujícím vlkem se v 90. letech 20. století více rozrostla na stabilních zhruba 430 vlků, z toho asi 85 v Norsku. Populace je silně ohrožena inbreedingem a záchranou z hlediska genetické variability pro ni může být mísení s karelskou populací (Boitani 2018).

Vlci migrující z italských Apenin v 90. letech 20. století vytvořili novou skupinu obývající středozápadní Alpy. Dnešní západoalpská populace čítá cca 500-700 zvířat, přičemž vzniklá subpopulace ve středních Alpách má dalších 330-415 vlků. Skupina vykazuje dynamickou tendenci migrovat severozápadním směrem.

Na území Německa a Polska byli v minulosti vlci střeoevropské populace téměř vyhubeni. Na přelomu tisíciletí vznikly v Sasku i západním Polsku stabilní populace vlků migrujících z východu Polska, které obě v roce 2022 zahrnují cca 60 smeček (Boitani 2018).

Další tři smečky byly zaznamenány na území České republiky (Kutal et al. 2017; Hulva et al. 2018). V celkovém množství do středoevropské populace spadá přibližně 780-1030 vlků (Boitani 2018).

Tab. 1: Přehled populací vlka obecného v Evropě, převzato a upraveno (LCIE; Boitani 2018)

populace	státy	velikost populace (dospělí jedinci)	populační tendence	stupeň ohrožení dle IUCN
apeninská	Itálie	1070–2400	lehce narůstající	téměř ohrožená
dinársko-balkánská	Řecko, Bosna & Hercegovina, Slovinsko, Černá Hora, Makedonie, Albánie, Srbsko, Chorvatsko, Bulharsko	3750–4000	neznámá	málo dotčená
karelská	Finsko	204–234 (200)	stálá až narůstající	téměř ohrožená
karpatská	Rumunsko, Srbsko, Polsko, Slovensko, Česká republika, Maďarsko	3460–3840	stálá	málo dotčená
pobaltská	Estonsko, Litva, Lotyšsko, Polsko	1713–2240	stálá	málo dotčená
pyrenejská	Portugalsko, Španělsko	2160–2880	neznámá	téměř ohrožená
skandinávská	Norsko, Švédsko	430 (260)	narůstající	zranitelná
středoevropská	Německo, Polsko	780–1030 (480–620)	narůstající	zranitelná
západoalpská	Francie, Švýcarsko, Itálie, Rakousko, Slovinsko	550–700 (330–415)	narůstající	zranitelná

3.2.2 Výskyt vlka obecného na území České republiky

V českých zemích se vlci původně vyskytovali hojně, nicméně již od 13. století vůči nim lidé projevovali nevoli. Písemné prameny zmiňují nejstarší užívanou metodu k likvidaci vlků tzv. vlčí jámy (Andreska & Andreska 2012; Anděra & Gaisler 2019). Jednalo se o v zemi vyhloubené šachty přikryté tenkým pokryvem, případně slámou, jejichž hloubení nařídil již v roce 1268 Přemysl Otakar II. Uprostřed těchto snadno zbudovatelných konstrukcí měla být údajně přivázána návnada, nejčastěji husa či beran. Po pádu do propasti vlk uvízl na dně poraněn o nastražené kůly s ostrými hroty. Tento typ pasti údajně neměl valný účinek (Andreska & Andreska 2012).

O století později byl Janem Lucemburským schválen celoroční lov vlků v okolí Většího města pražského. K dočasnému populačnímu nárůstu vlků došlo až v období třicetileté války, tedy 1. polovině 17. století, během něhož přesídlila bezmála polovina obyvatel do měst. Například na rožmberském panství bylo v letech 1621–1650 zastřeleno 400 kusů (Anděra et al. 2004; Andreska & Andreska 2012).

V průběhu století 18. způsobily lovecké řady Karla VI. téměř úplné vymizení vlků z české krajiny s cílem druh jako škodnou zcela eradikovat. V Čechách došlo k zahubení posledních vlků dle Andreska a Andreska (2012) v roce 1874 na Šumavě a v okolí Litomyšle už v roce 1850 (Anděra & Gaisler 2019). Na Moravě a ve Slezsku byli podle záznamu poslední vlci z těchto oblastí zastřeleni v letech 1907–1914 (Anděra & Gaisler 2012). K několika zpozorováním znovu došlo po roce 1947 (Anděra et al. 2004).

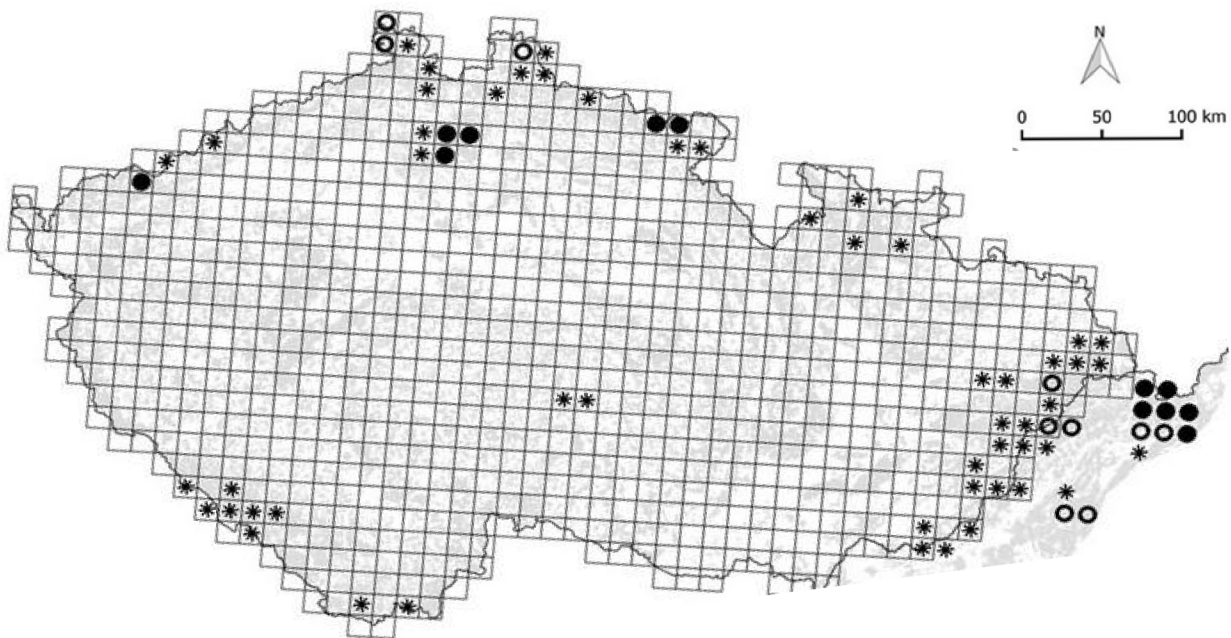
Dramatičtější přírůstek hlášených pozorování zaznamenala až 70. léta 20. století zejména na Moravě. Od 90. let se v příhraniční oblasti CHKO Beskydy vyskytovali vlci migrující z karpatské populace (Ministerstvo životního prostředí 2020). Jak ovšem tvrdí Kutal et al. (2017), výskyt v pohraničí Beskyd a Slovenska byl do roku 2012 velmi sporadický (Šelmy.cz 2021), a teprve v následujících letech se začali vlci na snímcích z fotopastí objevovat pravidelně. V roce 2018 se v Beskydech podařilo prokázat výskyt nové smečky geneticky odvozené od polských a slovenských vlků z karpatské populace. Následujícího roku díky této smečce v oblasti došlo k prvnímu doloženému rozmnožování od migrace v 90. letech (Kutal 2013; Ministerstvo životního prostředí 2020).

Letos, v roce 2021, zaznamenali ekologové již potřetí mláďata vlků v Javorníkách u hranic se Slovenskem. Jejich populace se tak úspěšně rozrůstá. To je zřejmě pozitivně ovlivněno také aktuálním zákazem lovu vlků a zpřísnění jejich ochrany v okolních státech (Holubec 2021).

Na severu Čech se od roku 2000 sporadicky vyskytují vlci ze střeoevropské populace, od jejíž expanze se odvíjí i návrat vlka do Čech (Flousek et al. 2014; Nowak & Myslajek 2016). V roce 2013 byl potvrzen výskyt v CHKO Kokořínsko – Máchův kraj. Zdejší smečka spřízněná s německými vlky se zde od roku 2014 každoročně množí a rozrůstá a šlo o první rozmnožení vlka v Čechách za více než sto let. Roku 2015 se rozmnožili dva vlci polského původu na Broumovsku (Ministerstvo životního prostředí 2020; Šelmy.cz 2021). Od roku 2012 se rozmnožují také vlci při česko-německé hranici na Šluknovsku (Kutal et al. 2017).

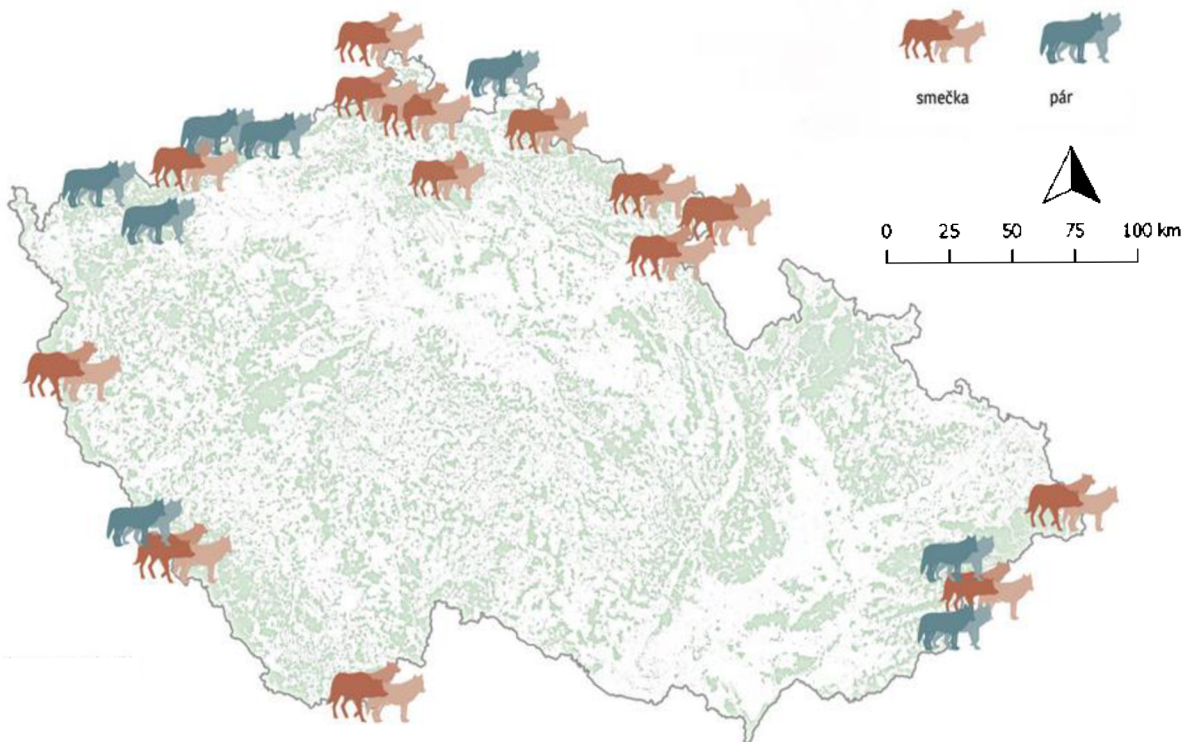
V posledních pěti letech jsou vlci pravidelně pozorováni také na Šumavě, v Novohradských horách, Českém lese, Krušných horách, Českém Švýcarsku, Krkonoších, Jeseníkách či Jizerských horách (Ministerstvo životního prostředí 2020). Kutal et al. (2017) zjistil výskyt vlka na 6,8 % území České republiky, a z toho na 10,2 % i následnou reprodukci. Vzhledem k adaptabilitě vlků předpokládá Anděra a Gaisler (2019) pozorování jedinců i jinde než v lokalitách se současně nejběžnějším výskytem. Vznik dalších smeček očekává také na Frýdlantsku, Jesenícku a v Krušných horách.

V celkovém rozmezí obývá vlk v našich podmínkách území s nadmořskou výškou 230–1220 m n. m. (Anděra & Gaisler 2019). Během roku 2019 zasahovalo alespoň z části na území České republiky celkem 18 vlčích teritorií, přičemž tento počet v následujícím roce stoupl na 22. Z těchto se 19 nachází v pohraničí a většina z nich utváří smečky zhruba o čtyřech až šesti jedincích. Počet smeček se rokem 2020 oproti předchozímu navýšil o jednu (Šelmy.cz 2020; Šelmy.cz 2021).



Obr. 4: Výskyt vlka obecného v České republice 2012–2016, převzato a upraveno (Kutal et al. 2017)

● trvalý výskyt s reprodukci ○ trvalý výskyt bez reprodukce * sporadický výskyt



Obr. 6: Výskyt vlka obecného na území České republiky v sezóně 2019/2020 (1. 5. 2019 – 30. 4. 2020), převzato a upraveno (Šelmy.cz 2021).

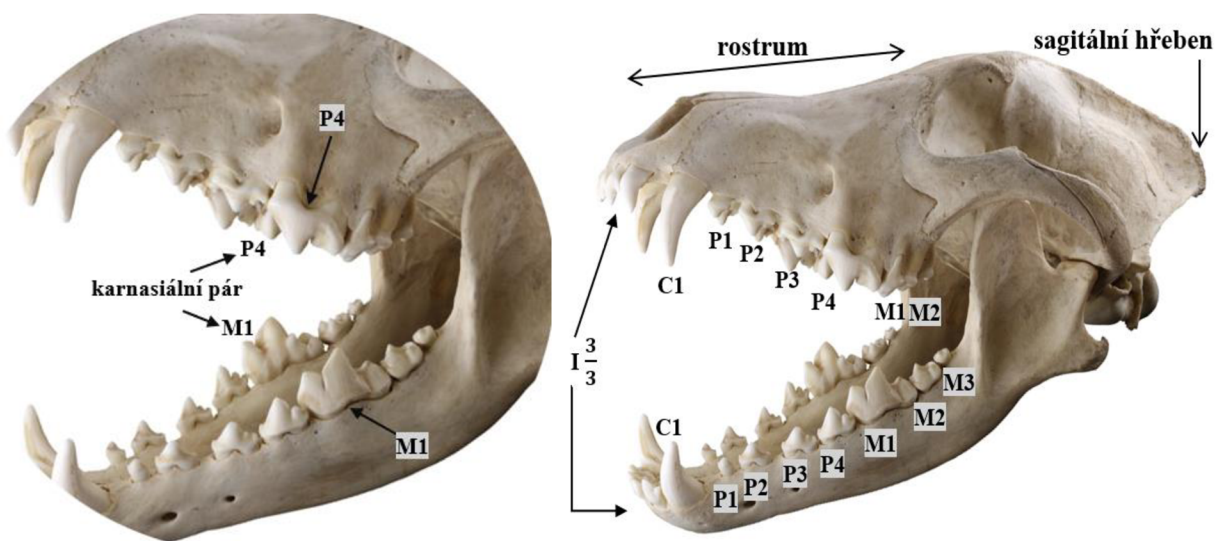
Zdroje dat mapy uvedeny dle (Šelmy.cz 2021); ©2020 Hnutí DUHA, ČZU & OWAD, Univerzita Karlova & CEwolf Consortium, Mendelova univerzita v Brně, NP Šumava a NP BayerischerWald, AOPK ČR, Veterinärmedizinische universität Wien. Association for Nature „Wolf“ (Polsko). Mapový podklad: Open Database License (ODbL).

3.3 Charakteristika druhu

Druhá největší divoče žijící šelma v pořadí po medvědu hnědém (*Ursus arctos*) v Evropě a největší psovité šelma vůbec je vlk obecný (Boitani 2000; Sillero-Zubiri 2009; Kutal & Suchomel 2014). Vzhledově i vzrůstem inklinuje k psím plemenům československý vlčák či německý ovčák. Od těchto psích plemen lze vlka rozlišit pomocí delších nohou, mohutnějších tlap, kratších uší, rozdílného posazení očí a hustší, delší srsti. Československého vlčáka a německého ovčáka od vlka naopak rozlišuje zakroucený ocas. Kromě vypsanych znaků se odlišují pouze málo. V důsledku delších zadních končetin visí ocas volně dolů a hřbet zůstává ve vodorovné pozici (Kutal & Suchomel 2014).

Vzhledem k rozsáhlému výskytu se mezi jednotlivými poddruhy mohou vyskytovat výrazné fenotypové a morfologické rozdíly. Tyto odlišnosti jako stavba těla nebo tvar lebky vedly k popsání řady poddruhů (Boitani 2000). V závislosti na nich se vzájemně odlišuje i charakteristický tělesný rámec.

Vlk disponuje těžkou, širokou lebkou s protáhlým rostrem a řádně vyvinutým sagitálním hřebenem, výběžkem kosti táhnoucím se podélně po jejím vrcholu (viz obrázek 8). Výskyt sagitálního hřebenu indikuje výrazné žvýkácké osvalení. To se k němu, podobně jako u jiných masožravých šelem, upíná (Boitani 2000).



Obr. 7: Trhákový komplex, karnasiální pár, laterální pohled, převzato a upraveno (Satirus/Shutterstock 2021). Obr. 8: Dentice vlka (*Canis lupus*), lat. pohled, převzato a upraveno (Satirus/Shutterstock 2021)

Ve vlčí čelisti je uspořádáno 42 zubů zapsaných do následujícího zubního vzorce: I3, C1, P4, M2 / I3, C1, P4, M3. Trhákový komplex (P4, M1) sestávající se z karnasiálního páru tvořeného prvním molárem spodní čelisti a čtvrtým horním premolárem umožňuje snadné odtržení masa od těla kořisti (viz obrázek 7 a 8). Vrchní i spodní karnasiály lze nalézt po obou stranách čelisti. K přezubení dochází do šestého měsíce života (Boitani 2000).

Délka těla od čenichu po ocas v souladu s Kutal a Suchomel (2014) sahá u samců od 127 do 164 cm s hmotností mezi 20 až 80 kg, zatímco u samic se jedná o rozmezí 105 až 152 cm s hmotností od 18 do 50 kg. Boitani (2000) jako typickou délku hlavy a těla označuje rozsah 110 až 148 cm. Sillero-Zubiri (2009) popisuje rozměry celkově nižší, tělesnou délku 100 až

130 cm u samců, u samic pak 87 až 117 cm s průměrnou výškou v kohoutku 70 cm. Ta může ve výjimečných případech dosahovat až 1 m, typicky se ovšem pohybuje v rozmezí 50 až 70 cm, dle jiných názorů 80 až 85 cm (Boitani 2000; Kutal & Suchomel 2014).

Délka ocasu nedorůstá více než třetinu délky trupu (Boitani 2000), nejčastěji se proto vymezuje mezi 40 až 52 cm u samců a 35 až 50 cm u samic. Obecně lze říci, že nejmenší poddruhy obývají aridní oblasti, pouště a oblastně přilehlé polopouště. Poddruhy středního vzrůstu jsou nejčastější v zalesněných prostředích, největší pak v arktických končinách (Boitani 2000; Sillero-Zubiri 2009; Kutal & Suchomel 2014).

Stejně jako rozšíření je i zbarvení vlka vysoce variabilní. Majoritně se pohybuje v tónech šedé a černé, jindy až po rezavohnědou, celočernou, v arktických oblastech pak čistě bílou. Spodní část trupu, hlavy, krku a vnitřní partie končetin přecházejí do odstínů nažloutlé bílé. Ocas a ušní boltce jsou často zbarveny dočerna.

Na vybarvení má však podíl také pohlaví a zdravotní stav jedince, klimatické podmínky či roční období. Od podzimu do jara je vlk osrstěn hustěji, na jaře líná (Boitani 2000; Sillero-Zubiri 2009; Kutal & Suchomel 2014).

3.3.1 Behaviorální aspekty života ve smečce

Vlky vystihuje život ve smečkách, které zahrnují blízké příbuzenské vazby celoročně udržované v podobě rodin, v nichž nechybí výrazný sociální kontakt (Sillero-Zubiri 2009; Mináriková et al. 2010). Smečky se mohou skládat až z 36 členů, častější jsou však menší smečky o velikosti 5–12 jedinců. Nowak et al. (2008) uvádí, že průměrná středoevropská smečka čítá 4–5 jedinců. Jednotlivé sociální vazby uvnitř smečky budují jistou dynamiku a stabilní soudržnost, která se projevuje při vzájemné spolupráci. Svá teritoria vlci značí močí a výkaly, čímž vytyčují jejich pevné hranice, které posléze společně hájí vůči narušujícím sousedním smečkám z blízkého okolí. Také vzájemně kooperují při lovu či reprodukci, přičemž v zájmu reprodukce zastávají starší, vyspělejší vlčata roli tzv. helperů, tedy asistují ochranou nebo výchovou mladších sourozenců (Boitani 2000; Mináriková et al. 2010; Cordoni & Palagi 2019).

Přivádět potomstvo na svět se však většinou stává výsadou dominantního páru, přičemž u ostatních samic je reprodukce potlačena pokud množství potravy nedosáhne hojnosti (Sillero-Zubiri 2009). Dominance je u vlků aspektem, který Mináriková et al. (2010) považuje za determinující jejich postavení ve vybudované hierarchii, jež se mnohokrát za rok obmění v závislosti na síle členů smečky. K nejvíce agresivnímu chování a nepokojům mezi jednotlivými členy dochází v období reprodukce (Mináriková et al. 2010).

Říje probíhá u vlčic po dobu 5–7 dní jednou do roka, a to v rozmezí ledna až března. Po březosti trvající 60 až 62 dní přivádí na svět jedno až jedenáct mláďat do precizně ukrytého doupěte nacházejícího se zpravidla v těsné blízkosti padlého stromu, eventuálně mezi jeho vyčnívajícími kořeny. Mohou jej skrýt taktéž v jeskyních, různorodých jámách nebo vykotlaných kmenech (Sillero-Zubiri 2009; Mináriková et al. 2010). Namísto opakovaného užívání již dosavadně zbudovaných doupat vlci v podmínkách mírného klimatu svá doupata opouštějí. Každoročně pak zakládají na stejném úseku jejich teritoria nové brlohy.

Laktace probíhá do věku 8 až 10 týdnů, pohlavní dospělosti mláďata dosahují ve věku 22–46 měsíců (Sillero-Zubiri 2009; Mináriková et al. 2010). Vlčata se socializují počínaje

čtvrtým měsícem věku, během něhož rozvíjejí své kognitivní a motorické dovednosti doprovázením dospělců při lovu. (Mech & Boitani 2003; Packard 2003).

Převažující část smečky většinou tvoří tzv. helpeři, neboli, jak je definují Ruprecht et al. (2012), mláďata starší 12 měsíců, která v ní svou úlohu běžně plní ochranou a krmením nově narozených vlčat. Byť se v hierarchii mnohdy nalézají v subordinátní pozici, mohou své postavení upevnit interakcí s nadřazenými jedinci. Jelikož vlci mají vysoce rozvinuté schopnosti sociální komunikace, odhadnou z rozpoložení svého okolí vhodnou reakci a zejména alfa pár je schopen nejen uplatňovat dominanci vůči ostatním, ale také být mediátorem konfliktů mezi níže postavenými členy smečky (Cordoni & Palagi 2019).

Vlčata opouštějí teritoria svých rodičů teprve během druhého roku života, kdy dospívají. Konají tak z důvodu potřeby nalezení nového partnera či vlastního teritoria. Alternativou bývá setrvání v dosavadní smečce a budování vyššího postavení v její vnitřní hierarchii (Boitani 2000; Mináriková et al. 2010). Dospělci pokračují ve společných hrách s vlčaty i mezi sebou. Hry mají za úkol simulovat podmínky skutečného souboje, pomocí nichž si osvojují motoriku a okamžitě odhadují reakci svého protivníka (Cordoni 2009; Palagi & Cordoni 2015; Palagi et al. 2016; Cordoni & Palagi 2019). Zároveň poskytují přípravu na jisté extrémní psychologické i lokomotorické situace vyžadující orientaci v terénu. Vzájemným omezováním možností svého pohybu se například učí motorické zdatnosti v neobvyklých podmínkách gravitace, např. při námraze, náhlém pádu, zapadnutí do sněhu anebo pohybu ve strmém terénu. Osvojují si taktéž odolnost vůči stresujícím stimulům při náhlém nebezpečí způsobeném např. napadením dominantnějším zvířetem (Špinka et al. 2001).

3.3.2 Teritorialita, nároky na prostředí

Pro vlky je charakteristické vysoce teritoriální chování, kdy daná smečka hájí své území před narušiteli z okolních smeček vytím, pachovými, popř. vizuálními značkami i přímou agresí (Boitani 2000; Sillero-Zubiri 2009; Kutal & Suchomel 2014). Cíleně umístěvané pachové a vizuální značky mají déletrvající, i když pouze lokální efekt, kdežto vytí je rozsáhlejšího charakteru nabývajícího okamžité účinnosti (Kutal & Suchomel 2014). Značky mohou být pachové v podobě močení a trusu, případně vizuální jako hrabání nebo jasně viditelný trus.

Značky jsou vlky umístěvány strategicky po celém území na vybraná místa, nejčastěji však podél jeho hranic, stejně tak jako v centrální části, neboť právě zde se vlci nejvíce zdržují. Při jejich překročení narušitelem dochází nezdědkakdy k agresí, posléze i intraspecifické mortalitě (Boitani 2000; Kutal & Suchomel 2014).

Rozloha teritorií obývaných vlky se v Evropě pohybuje mezi 80 až 500 km². Například západokarpatská teritoria v průměru dosahují rozlohy zhruba 120 km², zatímco v Tatrách sahají od 146 po 191 km² (Boitani 2000; Findo & Chovancová 2004; Nowak et al. 2008).

Různorodý rozsah teritorií je podmíněn biogenními faktory, tj. zeměpisnou šířkou, intenzitou výskytu vlků i kořisti v dané oblasti. Z antropogenních pak hlukovým znečištěním rušivé povahy a infrastrukturou (Boitani 2000; Jędrzejewski et al. 2007).

Teritorium zakládající pár musí ve svém výběru zohlednit minimální nároky na prostředí zahrnující nejen samotný pár, nýbrž i potenciální vrh přibližně pěti až šesti potomků, pro něž zajišťuje potravu. Pár proto vymezuje území o rozloze mnohonásobně přesahující jeho vlastní nároky. Již půlroční vlčata vyžadují stejný objem potravy odpovídající dospělci, tudíž se

potřeba přijímané potravy znásobí čtyřikrát. Některé smečky mohou navíc zahrnovat již odrostlé potomky ve funkci helperů, kteří doposud neopustili stávající teritorium, a taktéž umocňují potravní nároky celé smečky.

V takové situaci musí zakládající vlčí pár buďto předem kolonizovat adekvátně rozsáhlé teritorium, anebo jej eventuálně rozšířit později (Mech & Boitani 2003). Prolnutí hranic bývá sotva postřehnutelné; jedná se pouze o jednotky procent s výjimkou čerstvě vyčleněných, blíže spřízněných smeček, u nichž může až 62 % tvořit sdílené území, které však nezahrnuje jádrové úseky obou smeček. Zvýšená tolerance je zapříčiněna právě genetickou spřízněností na principu příbuzenského výběru (Jędrzejewski et al. 2007).

Nejméně si pokrytí teritoria smečkou lze povšimnout během května s denní průměrnou aktivitou vlků odpovídající cca 9 km², zatímco k nejvýraznějšímu upotřebení se uchylují pro období ledna až února s denní průměrnou aktivitou až 30 km², během něhož obvykle dochází k páření.

Teritorium je v průběhu roku uplatňováno různě vzhledem k neustálým rotacím smečky, které odpovídají měnícím se stavům dostupné kořisti (divokým kopytníkům) i vhodným podmínkám k páření, a ke kterým dochází zvláště v podzimních a zimních měsících. Při takové rotaci zabere smečce v zimě průměrně šest dní, než opětovně navštíví stejné místo ve svém teritoriu. (Mech & Boitani 2003; Kutal & Suchomel 2014).

Na jaře pak s nutností nakrmit mláďata stoupá frekvence navštěvování brlohu společně se specifickými místy, ke kterým se vlci shlukují po lovu (Boitani 2000). Opodstatnění těchto rotací spočívá v přeznačování hranic teritoria (Zub et al. 2003), a taktéž v útlumu antipredačních reakcí lovené kořisti, která se tak stává méně ostražitou (Jędrzejewski et al. 2010).

Pouze nepatrná část vlků se vyskytuje bez vlastního teritoria. Vlk pozbývá nároku na své teritorium jedině v případě zavržení smečkou z důvodu ztráty statusu dominance, a je poté nucen se pohybovat pouze po periferiích již stanovených teritorií a loví osamoceně.

Bez teritoria mohou být taktéž odrostlejší mláďata, která se oddělují z mateřské smečky za účelem nalezení si vlastního území k usazení (Boitani 2000). Teritorialita i sociální chování jsou limitujícími faktory, které regulují hustotu osídlení jednotlivých území vlky.

Teritorialita udává počet členů smečky, zatímco sociální chování a rozptyl jedinců pak zprostředkovává vzhledem k omezenému počtu samic, kterým je umožněna reprodukce, expanzi na nová území. Rozptyl taktéž zajišťuje genetickou variabilitu kontaktem nepřibuzných jedinců zabraňujících inbreedingu (Boitani 2000).

3.3.3 Migrace

Vlivem fragmentace krajiny se zmenšují člověkem nenarušené oblasti a hustě rozvětvená infrastruktura pak představuje významnou překážku při migraci mnoha druhů živočichů včetně vlka, přičemž např. v Německu je zhruba u třech čtvrtin zaznamenaných uhynutí vlka příčinou silniční nehoda (Plaschke et al. 2021; DBBW 2021).

V České republice úroveň fragmentace krajiny dále narůstá, avšak již při jejím vstupu do EU byla tato úroveň vyšší než tehdejší průměr v EU (Anděl et al. 2010a). Mimo nebezpečí úhynu působí fragmentace negativně na rekolonizaci původního území obývaného vlkem (Plaschke et al. 2021). Její vliv lze však regulovat budováním ekoduktů v místech, kde se kříží frekventované komunikace s migračními koridory, pásmy zeleně, která propojují hlavní oblasti

výskytu lesní zvěře, jejichž užitím se zvyšuje spojitost území a klesá riziko automobilových srážek (Kutal & Suchomel 2014; Smith et al. 2015; Plaschke et al. 2021).

Migrační koridory včetně ekoduktů neužívají jen velké šelmy, ale také další lesní zvěř včetně pro vlka významné kořisti, tedy srnců, jelenů i prasat. Období, kdy se živočichové za pomoci koridorů nejhromadněji přesouvají se ovšem liší na základě sezonality (Plaschke et al. 2021).

V Německu byla u vlků nejvyšší míra migrace v koridorech zaznamenána v zimě, zatímco u kopytníků vrcholila na jaře a v létě. Vlci i jejich kořist se shodně projevují neaktivněji za soumraku, úsvitu a během noci, což charakterizuje přirozený biorytmus krepuskulárních (soumračných) živočichů (Plaschke et al. 2021). Dle Baruetto et al. (2014) může jít také o snahu vyvarovat se kontaktu s člověkem.

S ohledem na sezonalitu osamocení vlci pátrající po novém teritoriu výrazně preferují zimu, přičemž právě tehdy je pro ně z hlediska dostupnosti kořisti pátrání nejsnazší, a využívají tedy koridory nejčastěji. K přesunům celých smeček dochází po celý rok téměř rovnoměrně, pouze s lehkou preferencí zimy. Nejnižší míra užití migračních koridorů a ekoduktů byla u vlků zaznamenána na podzim. Obdobně nízká je na podzim taktéž migrace druhů představujících vlní kořist (Mech & Boitani 2003; Kojola et al. 2006; Plaschke et al. 2021).

Jak poznamenává Kutal a Suchomel (2014), v rámci české republiky nebyly migrační koridory doposud zmapovány natolik podrobně, aby bylo možné zbudovat opravdu efektivní ekodukty. Případy z Polska nebo Chorvatska ovšem dokládají význam ekoduktů pro zamezení fragmentace i srážek zvířat s automobily. V obou zemích byly ekodukty nejen vlky, ale i dalšími šelmami využívány hojně (Kusak et al. 2009; Mysłajek & Nowak 2012).

3.4 Potravní ekologie

3.4.1 Složení potravy

Odlišný výběr podmíněný množstvím, zranitelností a přístupností jak divoké kořisti, ale i hospodářských zvířat, vypovídají o různorodém a komplexním výběru potravy euroasijských vlků. Vlk je flexibilním, oportunním, nikoliv však výlučným masožravcem a je schopen krátkodobě přežít i na potravě rostlinného původu. Masitá potrava zaujímá sice značný podíl konzumované stravy, nicméně na ní není bezvýhradně závislý, jako je tomu u mnoha kočkovitých šelem (Peterson & Ciucci 2003).

Komponenty potravního složení vlků mohou představovat velikostně odlišné druhy zvířat, od nejmenších hlodavců, až po podstatně větší bizony, či losy. V podmínkách Eurasie může být kořistí například zajíc polní vážící zhruba kolem tří kilogramů, ale také kupříkladu jelen či srnec. Jsou to právě kopytníci vyššího věku, na jejichž lovu je vlk převážně závislý. Potravní preference je vykazována lovem zejména více zranitelných mláďat, u kterých hrozí menší riziko poranění, nemocných jedinců, anebo kořisti s jiným typem omezení, které umožňuje co možná nejnižší ztrátu vynaložené energie při predaci (Peterson & Ciucci 2003).

Na území Eurasie představují podstatnou součást potravy vlka druhy z řad divokých kopytníků: jelen evropský, srnec obecný, los evropský a prase divoké. Tyto čtyři druhy kopytníků žijících v Evropě, tvoří v její východní části více než 80 % z celkové biomasy kořisti vlka (Jędrzejewski et al. 2010). Důležití mohou být také při lokálně vyšším zastoupení sob

polární, muflon evropský, zubr evropský, sajga tatarská, kozorožec alpský, kamzík horský, horské druhy divokých koz, daněk evropský, ale i ohrožený kabar pižmový.

Pro lesy mírného podnebného pásma jsou v Eurasii významnou kořistí vlků divoká prasata (Peterson & Ciucci 2003). Sekundárně důležitou kořist představují v případě nižšího zastoupení divokých kopytníků také bobři (Anderson & Ozoliņš 2004). Kromě divokých kopytníků konzumují vlci taktéž zajíce polního a některé druhy malých i středně velkých šelem. Takovými jsou např. liška obecná, psík mývalovitý, jezevec lesní, kuna lesní aj. Představují však pouze nepatrnou část v celkovém složení kořisti (Jędrzejewski et al. 2010).

K predaci na hospodářských zvířatech dochází v důsledku špatného zabezpečení stád, tím více, čím snazší a energeticky méně náročnou kořist představují, a stejně tak, pokud jsou v nedostačujícím zastoupení divocí kopytníci, které vlk jakožto přirozenou kořist upřednostňuje. Pakliže stavy jejich populací dosahují potřebného množství, mají na potravě vlků téměř výhradní podíl, jak usuzuje nespočet autorů např. ze Slovenska (Rigg et al. 2011),

Německa (Ansorge et al. 2006; Wagner et al. 2012), Apenin a Alp (Gazzola et al. 2005; Mattioli et al. 2011), Polska (Nowak et al. 2005), Portugalska (Barja 2009), Běloruska (Sidorovich et al. 2003), Pobaltí (Anderson & Ozoliņš 2004; Žunna et al. 2009) složka hospodářských zvířat v potravním složení vlka minoritu. V opačném případě se hlavní složkou stávají právě hospodářská zvířata či dokonce odpadky.

3.4.2 Adaptace trávicí soustavy, nutriční požadavky

Psovité šelmy svou kořist usmrcují téměř výhradně za použití zubů, o čemž vypovídá jejich heterodontní chrup a omezená mobilita předních končetin i jejich celková anatomie. Právě v dutině ústní také začíná trávicí soustava. Vlčí chrup na rozdíl od jiných šelem, např. hyen nebo koček, nevykazuje vysokou specializaci, což odráží jeho adaptabilitu na různorodou kořist (Peterson & Ciucci 2003).

Vlci kořist nejprve zachytí řezáky, zatímco špičáky pronikají skrz kůži i svalovinu a způsobují tak silné krvácení. Umístění řezáků v čelisti vlka umožňuje jejich použití nezávisle na zapojení špičáků. Napomáhají tak k držení živé kořisti, odřezávání masa od kostí nebo přijímání měkké potravy, například bobulí. Ke konzumaci potravy a odtrhávání masa nicméně slouží především moláry a tzv. karnasiální pár (též trhákový komplex) na obou stranách tlamy tvořen čtvrtým horním premolárem a prvním spodním molárem (Peterson & Ciucci 2003; Bosch et al. 2015).

Podobně jako u psů dochází u vlků ke slinění ještě před pozřením potravy. Množství slin dále umocňuje pach a chuť potravy při konzumaci. Sliny produkované jazykem a slinnými žlázami vytvářejí v ústní dutině lehce kyselé prostředí s antibakteriální funkcí obsaženého lysozymu, lubrikují jícen a usnadňují tak polykání. Ačkoli měkkou potravu vlci příliš nežvýkají, kosti či kůži před spolknutím rozžvýkat musí (Peterson & Ciucci 2003).

Sousto pokračuje přes krátký jícen do žaludku, který jej dále tráví a reguluje množství tráveniny pokračující do tenkého střeva. Žaludek produkuje trávicí enzymy, kyselinu chlorovodíkovou a proteázy, zejména pepsin, před jejichž účinky žaludeční stěny chrání hlen. Trávení v žaludku ovlivňují nervové a hormonální reakce. Například gastrin produkovaný při roztažení žaludečních stěn, stimuluje tvorbu enzymů a kyseliny chlorovodíkové. V distální části žaludku se sekretují zásadité tekutiny chudé na enzymy, které neutralizují žaludeční kyseliny.

Jejich míšením s natrávenou potravou vzniká hustá trávenina zvaná chymus. Pohyb tráveniny do střev ovládá pylorický svěrač (Peterson & Ciucci 2003).

V tenkém střevě s množstvím klků rozšiřujících jeho povrch se trávení dokončuje a za pomoci dalších enzymů se zde vstřebávají živiny. U masožravců je střevo v poměru k délce těla relativně krátké, neboť jejich potrava obsahuje vysokou koncentraci proteinů ve srovnání s býložravci, jejichž střevo je uzpůsobeno k trávení objemné a obtížněji stravitelné potravy. Slinivka sekretuje proteázy, lipázy, amylázy a k neutralizaci chymu také uhelnaté soli. Přítomna je také žluč, která aktivuje některé lipázy. Bílkoviny s uhlovodíky jsou vstřebávány do krevního oběhu, zatímco rozštěpené tuky absorbuje lymfatický systém. Absorpce vody a bakteriální rozklad bílkovin nastává dále v tlustém střevě, kde trus získává svou charakteristickou barvu i zápach (Peterson & Ciucci 2003).

Nutriční požadavky vlka odráží kompozice jeho tělesné hmoty, navzdory tomu, že není přesně známa. Na základě přirovnání ke psům se odhaduje, že je tělo vlka utvořeno zhruba z 56 % vodou, 23 % tukem, 16 % bílkovinami, 3,5 % minerály a z 1,7 % uhlovodíky. K získání potřebných živin proto vlci z kořisti konzumují nejen svalovou hmotu, ale také orgány a kosti. Nejrozličnější množství minerálů a vitamínů zřejmě obsahují játra, přičemž sodík, draslík, měď, zinek a železo jsou obsaženy i ve zbylých tkáních kořisti (Peterson & Ciucci 2003; Bosch et al. 2015). Játra jsou bohatá také na vitamín A a glykogen (Bosch et al. 2015). Je-li strava vlka nevyvážená, dokáže některé vitamíny, například vitamín C, syntetizovat, na rozdíl od většiny primátů včetně člověka (Peterson & Ciucci 2003).

Voda je pro vlky klíčovou z hlediska tvorby krve, imunity i termoregulace, přesto však nejsou příliš adaptováni na konzervaci vody. Majoritní část potřebného objemu vody přijímají v tkáních kořisti a neopomenutelná je taktéž voda vznikající během metabolických procesů. Vodu pijí zejména za účelem termoregulace po fyzicky náročném lovu. V nehostinných podmínkách pouští však spoléhají spíše na respirační evaporaci, jíž se tělo ochlazuje. Naopak v arktických oblastech, ale během zimy také v mírném pásu, lze vlky upozorovat při požívání sněhu za účelem ochlazení, a to i za okolností, kdy je voda dostupná (Peterson & Ciucci 2003).

Jako důležitý zdroj vápníku a fosforu vlci potřebují přijímat kosti. I pokud hladoví, přežívají právě na kostech již zkonsumované kořisti, které si zahrabávají (Peterson & Ciucci 2003; Bosch et al. 2015). Z čerstvě ulovené kořisti jsou schopni naráz spořádat až 12 kilo masa (Fejlková et al. 2004), zároveň však dokáží vydržet až několik týdnů bez potravy (Peterson & Ciucci 2003; Fejlková et al. 2004; Bosch et al. 2015).

Takto nepravidelná strava má za následek poměrně řídkou konzistenci trusu. Rychlý metabolismus ovšem vlkům napomáhá zkonsumovat co největší objem kořisti dříve, než případně mrchožroutům (Peterson & Ciucci 2003; Bosch et al. 2015). Záložní energii vlci ukládají v tucích, které obsahují bezmála dvojnásobek kalorií ve srovnání s bílkovinami či uhlovodíky. Dle odhadů tuky tvoří přinejmenším 15 % celkové hmotnosti vlka. Nouzový zdroj energie představují tuky uložené v kostní dřeni, a jak je z nálezů patrné, většina vlků tento zdroj energie během života alespoň částečně spotřebuje, což dokazuje dlouhá období hladovění (Peterson & Ciucci 2003).

Hodnota bazálního metabolismu byla odhadnuta u vlka o hmotnosti 35 kg na 1007 kcal na den, tedy 175,4 kJ na hodinu. Za běžného chodu vlk spaluje kalorie zhruba pětkrát rychleji, a jedinec o hmotnosti 35 kg tak vyžaduje přibližně 3,25 kg potravy na den. Na jeden kilogram hmotnosti vlka tedy připadá 0,09 kg potravy na den (Peterson & Ciucci). Fejlková et al. (2004)

odhaduje denní spotřebu potravy v podmínkách České republiky na 0,1 – 0,21 kg potravy na 1 kg živé hmotnosti vlka.

3.4.3 Preference a variabilita kořisti, závislost na potravní nabídce

Vlci se jako masožravci svým chováním přizpůsobili lovu rozmanité potravy, která zahrnuje množství domácích i divoce žijících kopytníků, obratlovců menšího vzrůstu, mršin a složky rostlinného původu (Peterson & Ciucci 2003; Fejklová et al. 2004). Rostliny jsou nejčastěji využívány v létě a na podzim, kdy je většina rostlin plodí, a kdy je tento druh potravy k dispozici (Nowak et al. 2011). Cíleně konzumují plody třešní, ostružiny, maliny popř. jiné lesní plody. Vegetativní orgány rostlin přijímají spíše omylem s jinou potravou (Fejklová et al. 2004). Jeho rozšíření je podmíněno potravní nabídkou, klimatem daného prostředí, a do jisté míry i osídlením lidmi (Jędrzejewski et al. 2004; Eggermann et al. 2011). Uvedené faktory mají vliv na složení (Ståhlberg et al. 2017), které se z toho důvodu mezi ekosystémy mnohdy značně liší (Newsome et al. 2016). Dle Mech a Boitani (2003) je strava vlků velmi pestrá, stejně tak jako jím obývané oblasti rozšíření.

Potravní složení bylo v celosvětovém měřítku zkoumáno zejména prostřednictvím analýzy vzorků trusu a obsahu žaludků. (Newsome et al. 2016). Tyto poznatky přináší ucelený přehled o různorodosti upřednostňované kořisti v kontextu severní polokoule (Peterson & Ciucci 2003).

Například v oblasti Mongolska nebo Íránu tvoří divocí kopytníci pouze mizivou část kořisti, a proto zde vlk spoléhá na snáze dostupná, hojně zastoupená hospodářská zvířata. Tamější podmínky se liší od situace v Evropě či Severní Americe, kde divocí kopytníci středního vzrůstu naopak tvoří klíčovou část výběru kořisti (Ripple et al. 2015; Newsome et al. 2016).

Vlci jsou vysoce přizpůsobiví a konzumují širokou škálu potravy, nehledě na to, zda se v okolí vyskytují lidská obydlí či nikoliv. Díky tomu u nich lze předpokládat vysokou adaptabilitu a schopnost přežít v případě globálních změn (Clavel et al. 2011). Tuto skutečnost reflektuje populační nárůst v Evropě i Severní Americe (Chapron et al. 2014; Ripple et al. 2014). Vlk se v tomto ohledu chová převážně oportunisticky, preferuje takovou kořist, která je dostatečně velká, hojná, snadno dostupná a zranitelná, obzvláště u větších druhů tedy převažují mláďata, samice nebo nemocní starší jedinci (Peterson & Ciucci 2003; Nowak et al. 2005). Z toho důvodu má velký vliv také na chov hospodářských zvířat, což může vyústit v nelegální odstřel, eventuálně i hrozbu vyhynutí (Kleiven et al. 2004; Behdarvand et al. 2014; Kovařík et al. 2014).

Jsou to přirozeně právě lidmi obývané oblasti s nízkým zastoupením divokých kopytníků, kde nejčastěji dochází nejen k útokům na hospodářská zvířata (Vos 2000; Migli et al. 2005; Llana & López-Bao 2015; Torres et al. 2015), ale také k požírání odpadků (Capitani et al. 2016; Petridou et al. 2019). Konflikt ovšem nevyvstává pouze s chovateli hospodářských zvířat, ale také s myslivci, kterým vlk narušuje průběh lovecké sezóny (Gazzola et al. 2007). K lovu domestikovaných zvířat se vlk častěji uchyluje v případě nouze zapříčiněné nedostatkem potravy (Fejklová et al. 2004), což konflikty s chovateli stupňuje (Petridou et al. 2019).

Také na evropském území, kde do většiny přirozeného prostředí vlka zasáhl člověk, se často živí domácím dobytčím, odpadky a menšími zvířaty (Vos 2000; Peterson & Ciucci 2003;

Sidorovich et al. 2003; Barja 2009). V lesních ekosystémech se strava vlků vyznačuje vysokou plasticitou (Jędrzejewski et al. 2002). Z pestré nabídky potravy však zjevně pramení rozdíly v jejím složení. Na východě Evropy a v regionech, do nichž byl reintrodukován, zásadním způsobem spoléhá na výskyt volně žijících kopytníků, zejména jelenů evropských (*Cervus elaphus*), srnců obecných (*Capreolus capreolus*), divokých prasat (*Sus scrofa*) a dalších kopytníků středního a většího vzrůstu (Newsome et al. 2016; Ciucci et al. 2018). Na výrazně větší zvířata jako losy evropské (*Alces alces*) si však troufá spíše vzácně (Peterson & Ciucci 2003). Dle Sidorovich et al. (2003) tvoří divocí kopytníci na většině evropského světadílu majoritní část jeho potravy. Na tento fakt ve své práci taktéž poukazují Nowak et al. (2005) a Šmietana (2005).

Závislost vlků na konkrétním typu potravy je proměnlivá. Liší se spolu s územím, ročním obdobím, užíváním preventivních opatření v chovech a četností přirozené kořisti. V několika evropských zemích se predace na hospodářských zvířatech zvyšuje během sezóny, kdy se zvířata pasou, ovšem v regionech s narůstající populací divokých kopytníků se tato predace přesto prokazatelně snížila (Peterson & Ciucci 2003; Sidorovich et al. 2003; Newsome et al. 2016).

V severských tajgách a tundrách, kde taková zvěř ve volné přírodě chybí, figuruje jako hlavní složka potravy především zajíc bělák (*Lepus timidus*), který se objevuje ve vzorcích trusu z více než dvou třetin evropských lokalit. Ojediněle dle hojnosti strava vlka zahrnuje další druhy jako soba polárního (*Rangifer tarandus*), muflona evropského (*Ovis gmelini musimon*), zubra evropského (*Bison bonasus*), kamzíka horského (*Rupicabra rupicabra*), sajgu tatarskou (*Saiga tatarica*), daňka evropského (*Dama dama*) a jiné. Napříč Evropou lze ovšem za preferovaný druh kořisti brát divoce žijící kopytníky (Šmietana 2005; Nowak et al. 2005; Ansorge et al. 2006), ve smíšených lesích mírného pásu a podobných ekosystémech pak hlavně jeleny. V subtropických oblastech kontinentu přijímají vlci vitamíny z ovoce (Peterson & Ciucci 2003).

Newsome et al. (2016) označuje jako nejčastější kořist vlka srnce a divoká prasata. Tento typ stravy je typický pro střední a severovýchodní Evropu (Nowak et al. 2011; Jędrzejewski et al. 2012; Lanszki et al. 2012; Wagner et al. 2012). Jiní autoři do stejné kategorie řadí také losa, který je dle Peterson a Ciucci (2003) spíše ojedinělým úlovkem (Mattioli et al. 2004; Ansorge et al. 2006; Nowak et al. 2011). Newsome et al. (2016) jej uvádí jako klíčovou stravu vlků ve Skandinávii.

Oproti tomu v jižní Evropě vlci jako na hlavní zdroj obživy jednoznačně spoléhají na hospodářská zvířata (Vos 2000; Migli et al. 2005; Gazzola et al. 2008; Llana & López-Bao 2015; Torres et al. 2015; Ciucci et al. 2018).

Vzorky trusu z nadpoloviční většiny evropských lokalit dle Newsome et al. (2016) obsahovaly i drobnější masožravce. Masožravci se sice zdají být pro vlka výjimečným úlovkem, avšak mohou za určitých ekologických podmínek sloužit jako dodatečný zdroj živin. Za účelem eliminace potravních konkurentů se ve svém teritoriu vlk uchyluje k lovu dalších predátorů. Tento jev bývá označován jako tzv. intraguild predation. Vlky obecně nejčastěji konzumovanou masožravou šelmou je pes domácí (*Canis familiaris*), následovaný liškami obecnými (*Vulpes vulpes*), jezevci lesními (*Meles meles*) a kočkami domácími (*Felis catus*) nejvíce lovenými v Evropě (Martins et al. 2020; Petroelje et al. 2021).

V místech s hojným zastoupením divoce žijících i domestikovaných kopytníků se vlci řídí zdánlivou dostupností kořisti. Během léta tak preferují lesní zvěř, zatímco v zimním období vyhledávají i mršiny zvířat domácích. Přizpůsobivost vlků nejlépe znázorňuje různorodost přijímané potravy v jednotlivých zemích (Peterson & Ciucci 2003). V řadě zemí střední a severovýchodní Evropy s adekvátní úrovní zabezpečení hospodářských zvířat v kombinaci s dostatečným zastoupením přirozené kořisti preferují vlci divoce žijící zvěř (Nowak et al. 2011; Jędrzejewski et al. 2012; Lanszki et al. 2012; Wagner et al. 2012).

V některých zemích vlci konzumují divoké kopytníky, ale i hospodářská zvířata v jejich potravě hrají důležitou roli, v závislosti například na sezonalitě, metodách zabezpečení stád hospodářských zvířat, dostupnosti přirozené kořisti, a dalších aspektech (Weber & Hofer 2010; Trbojević et al. 2020).

Potravní složení vlka v evropských zemích v závislosti na potravní nabídce, podmínkách zabezpečení a prostředí shrnuje tabulka č. 2 (viz samostatné přílohy).

Česká republika

Potravou českých vlků se v pohořích Šumavy, Javorníků a Moravskoslezských Beskyd zabývá práce Fejklová et al. (2004), v níž bylo zjišťováno její složení na základě rozboru 17 sesbíraných vzorků trusu a 69 nalezených kadáverů. Vzhledem k české provenienci se tato bakalářská práce podrobněji zabývá analýzou a vyhodnocováním vzorků z České republiky. Sběr se uskutečnil převážně v letních měsících mezi lety 2000–2004. Z Javorníků a Moravskoslezských Beskyd pochází 9 vzorků trusu, zbylých 8 bylo sebráno na Šumavě. Rozbor byl prováděn rozpuštěním na Petriho misce ve vodním médiu za separace jednotlivých složek následně rozčleněných do jednotlivých skupin. Potenciální nejasnosti byly prověřeny za pomoci binokulární lupy. V případě kadáverů byly vyhodnocovány výhradně kusy prokazatelně stržené vlky, z nichž majoritních 62 bylo nalezeno v Moravskoslezských Beskydech a Javorníkách, na Šumavě pouze 7 ostatků (Fejklová et al. 2004).

Vyhodnocené vzorky trusu vypovídají o primární preferenci volně žijících kopytníků vlky, obsažených v 64,71 % veškerých zkoumaných vzorků v České republice. Rozhodujícími druhy byli jelen evropský (frekvence 29,4 %) a prase divoké (frekvence 23,5 %). Tak tomu bylo i pro jednotlivé regiony. V Moravskoslezských Beskydech společně s Javorníky dosáhli v součtu frekvence 55,6 % a na Šumavě samotné pak frekvence 75,0 %. Sekundárně důležitým zdrojem potravy byl pak zajíc polní nalezený v 35,3 % všech vzorků na území České republiky (25 % frekvence na Šumavě, 44,4 % frekvence v Moravskoslezských Beskydech uvážených spolu s Javorníky), (Fejklová et al. 2004).

Na Šumavě bylo vlky nejvíce cíleno na prase divoké (frekvence 37,5 %), jelena lesního (frekvence 25,0 %), zajíce polního (frekvence 25,0 %) a srnce obecného (frekvence 12,5 %). Jednotlivé diference mohou být zapříčiněny rozdílným výskytem prasete divokého v Beskydech ve srovnání se Šumavou. Zastoupení dalších druhů bylo v potravě vlků spíše výjimečné, v Beskydech ovšem výsledky poukázaly na konzumaci domácích ovcí (frekvence 11,1 %), k níž v oblasti Šumavy nedocházelo. S ohledem na větší množství chovů ovcí v oblasti Beskyd ji zde přesto lze očekávat (Fejklová et al. 2004).

Identifikovanou rostlinnou potravou byly v Beskydech pouze třešně (frekvence 22,2 %), avšak jiné rostlinné složky (frekvence 33,3 % Beskydy; 12,5 % Šumava) byly zřejmě pozřeny pasivně s trávícím traktem kořisti či ulpělé na její srsti (Fejklová et al. 2004).

Nalezené kadávery stržené kořisti přinesly odlišné výsledky v porovnání s analyzovanými vzorky trusu – chyběly pozůstatky zajíců. V obou pohořích byly objeveny kadávery stržených psů a značný podíl domácích ovcí v Beskydech. V obou lokalitách se prokázala preference divoce žijících kopytníků (dominance 52,2 %) shodující se s výsledky rozboru trusu. Na rozdíl od vzorků trusu byly u prozkoumaných kadáverů však druhé v pořadí domácí ovce s dominancí 42,0 %. V Beskydech činí hodnota dominance stržených ovcí až 46,8 %, čímž se blíží hodnotě 50, 0 % u volně žijících kopytníků. Na Šumavě nebyly kadávery ovcí nalezeny. Všechny stržené ovce na Šumavě byly při podrobnějším zkoumání označeny jako zabité psy, rysem, nebo se nepodařilo predátora prokazatelně rozpoznat. Mezi ostatky srnců i jelenů převažovaly kadávery samic (66,7 % srna; 54,5 % laň) při porovnání se samci a potomky. U divokých prasat vlci naopak preferovali nedospělé jedince v prvním až druhém roce života (dominance 60,0 %), tzv. „lončáky“ (Fejklová et al. 2004).

Vlkům k usmrcení kořisti obvykle postačuje jediný pokus. Zvěř menšího vzrůstu většinou utrpí poranění zad, větším zvířatům vlk útočí na oblast krku, což vede k udušení. V menším rozsahu jsou způsobeny škrábance, tržné rány, a v případě mohutné kořisti kousance na zadních končetinách (Slovenia Forest Service 2021). Podobně jako psi nejprve roztrhnou dutinu břišní. Zpočátku požírají vnitřnosti jako játra, srdce, slezinu či plíce. K mršině se vlci opakovaně vrací. Zpravidla zůstanou kadáverům pouze kusy kůže, velké kosti a bachor. Mršiny zanechané ferálními psy mnohdy připomínají zbytky vlčí kořisti. Pokud nelze s jistotou jednoznačně určit původce útoku, je nutno provést genetickou analýzu neinvazivně odebraných vzorků, např. slin (Černe et al. 2019; Slovenia Forest Service 2021).

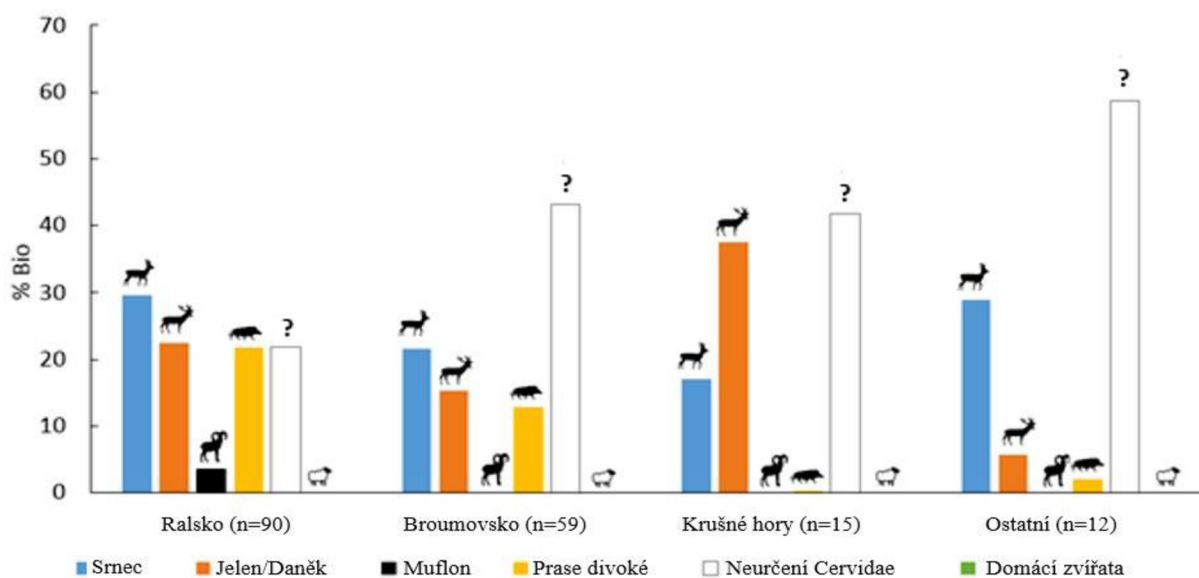
Psi, kteří nemají osvojenou techniku lovu, svou kořist pronásledují a napadají ji spíše kvůli lovu samotnému, nikoli z hladu. Kvůli menším a tupým zubům se psům často nezdaří perforovat kůži kořisti, čímž zanechávají mnohočetné kousné rány téměř na všech částech těla. Zranění jsou proto viditelná na celém kadáveru, jsou však spíše povrchová. Kořist stržená psy je většinou ponechána bez konzumace. Bývá porušena průdušnice a jícen, případně chybí pouze vemeno a střeva. V okolí kořisti se mohou povalovat kusy vlny či srsti (Černe et al. 2019).

Ve svém rozboru 176 vzorků trusu vlka sesbíraných na území České republiky a jejího pohraničí během let 2014-2018 Duřa a Kutal (expertní zpráva, 2019) shrnují situaci potravní preference vlka. Za nejvýznamnější kořist byli v analýze vyhodnoceni v souladu s Fejklová et al. (2004) divocí kopytníci, a to z 96,95 % zkonsumované biomasy. S převahou 78,55 % se stali jelenovití (*Cervidae*) převládající součástí biomasy v potravě vlků, doprovázení divokými prasaty z 16,61 %, a méně pak muflony z 1,79 %. Další podstatnou položku reprezentoval zajíc polní (2,01 % biomasy). V potravě byli poměrně frekventovaní také hlodavci (4,54 % frekvence), kteří však z hlediska biomasy slouží pouze jako komplementární zdroj. Hospodářská zvířata byla zanedbatelným komponentem v zastoupení 0,19 % (Duřa & Kutal 2019).

Z předběžných výsledků Duřy a Kutala (expertní zpráva, 2019) je zřejmé upřednostnění konkrétních druhů jelenovitých v nížinatých regionech střední Evropy, na nichž se vlci nezdržují pouze sporadicky, nýbrž kde byla zaznamenána jejich stálá přítomnost a reprodukce. Potravní složení zkonsumované biomasy vlků pro jednotlivé regiony České republiky

znázorňuje graf 1. Krušné hory s dominancí konzumace jelena (37,44 % biomasy) a Ralsko s Broumovskem, kde je preferován srnec (29,66 % biomasy; 21,66 % biomasy) jsou přesně takovými regiony. Ralsko je mimo jiné také regionem s přesahem 20 % divokých prasat obsažených ve zkonsumované biomase (Duřa & Kutal 2019).

Potravní spektrum se svými výsledky potravních analýz prováděných na území České republiky (Fejklová et al. 2004; Duřa & Kutal 2019) podobá sousedním zemím, konkrétně Německu a Polsku. Tam se totiž vlci také orientují převážně na divoce žijící kopytníky (94,8-99,3 % biomasy), upřednostňují srnce (42,8-55,3 % biomasy), (Ansorge et al. 2006, Nowak et al. 2011, Wagner et al. 2012) a procentuální zastoupení biomasy divokých prasat (13,4-18,2 % Německo; 22,6 % Polsko), (Ansorge et al. 2006; Nowak et al. 2011; Wagner et al. 2012) je téměř identické s 16,61 % v případě České republiky. V obou zemích figurují hospodářská zvířata ve zkonsumované biomase (0,05-0,6 %) srovnatelně pouze v zanedbatelném množství (Nowak et al. 2011; Wagner et al. 2012; Duřa & Kutal 2019). Potravní návyky českých vlků se odvíjejí od potravní nabídky charakteristické pro dané místní prostředí (Kutal 2013).



Graf 1: Potravní složení zkonsumované biomasy vlků v regionech České republiky, převzato a upraveno (Duřa & Kutal 2019)

Význam potravně-ekologických studií vlka

Převážná část studií zabírajících se potravním spektrem vlků prokazuje, že u stanovišť s vysokým výskytem divokých kopytníků dominují vlčí stravě a poukazují na vztah závislý na nárůstu populace kořisti (Meriggi et al. 2011; Nowak et al. 2011; Lanszki et al. 2012; Ciucci et al. 2018). Znatelný pokles jejich hojnosti je jedním z hlavních faktorů zodpovědných za zvýšenou predaci vlků na domácích zvířatech (Sidorovich et al. 2003).

S ohledem na nízkou četnost divokých kopytníků je třeba brát v úvahu uzavírání lokálních skládek, jelikož by mohlo přispět ke zvýšené predaci na hospodářských zvířatech (Newsome & van Eeden 2017).

Vlk má totiž dominantnější roli v potravním řetězci v místech, kde jsou nižší výkyvy ve zdrojích potravy. V případě náhlého úbytku může docházet k častější predaci na hospodářských zvířatech, protože i druh s pestrým složením potravy se adaptuje jednotvárné stravě, pokud jí je dostatek (Wilmers et al. 2003).

Naopak s nárůstem divokých kopytníků byl zaznamenán Meriggi et al. (2011) pokles výskytu hospodářských zvířat ve vlčí stravě. V oblastech s hojnými a diverzifikovanými populacemi divokých kopytníků vlci hospodářská zvířata jako potravu nepreferují. Pro ochranu vlka obecného by tudíž měla i nadále zůstat prioritou podpora repatriace přirozené vlčí kořisti. (Meriggi et al. 2011; Ripple et al. 2014). Takového cíle lze dosáhnout účinnější regulací lovu divokých prasat a srnců, udržováním stability jejich stavů a prováděním potřebné reintrodukce v místech s nízkou hustotou jejich výskytu (Imbert et al. 2016).

Koexistující druhy kořisti mají dopad a potřebné uplatnění při redukci počtu napadení hospodářských zvířat vlkem. V regionech s nízkou rozmanitostí divokých kopytníků, kde se proto vlci živí převážně domácími kopytníky, by posílení počtu divoké kořisti, výraznější sledování hospodářských zvířat a omezení přístupu k mršinám přimělo vlky nejen ke specializování se na konzumaci divoké zvěře, ale také na žádoucí přenos tohoto typu chování na své potomky. To by poté pozitivně přispělo k minimalizaci možných škod způsobených predací na hospodářských zvířatech vlkem, což by bezpochyby mělo přínos z hlediska dlouhodobé ochrany druhu (Barja 2009).

V podrobnější analýze se uvádí využití hospodářských zvířat vlkem nejen v regionech s absolutní či částečnou absencí divokých kopytníků (Vos 2000; Torres et al. 2015), nýbrž i v místech hostující diverzifikované systémy divoké kořisti, kde jsou však snadno dostupná také hospodářská zvířata (Capitani et al. 2004; Gazzola et al. 2005; Iliopoulos et al. 2009; Meriggi et al. 2011). Taková analýza podtrhuje význam chovatelských postupů při omezení přístupu hospodářských zvířat k vlku, a naopak, což je jeden z důležitých faktorů umožňujících ztráty hospodářských zvířat (Wagner et al. 2012; Newsome et al. 2016).

Zřejmým klíčovým faktorem je tedy dostupnost a rovněž zranitelnost samotných hospodářských zvířat. Ta je vysoce ovlivněna druhem (skot, ovce, kozy) i technikami jejich chovu. Některé studie (Vos 2000; Migli et al. 2005; Nowak et al. 2005; Meriggi et al. 2011) na první příčku ve vlčí stravě staví nedostatečně preventivně zaopatřené domácí kopytníky, kterými jsou např. prasata nebo, navzdory jejich relativně nízkému výskytu, obtížně uhlídatelné kozy.

V důsledku toho by bylo vhodné, aby chovatelé hospodářských zvířat podporovali degradované populace volně žijících kopytníků a zamezili fragmentaci jejich stanovišť,

přínejmenším v některých případech, zavedením vhodných technik chovu, které snižují dostupnost a zranitelnost domestikovaných zvířat (Mech & Boitani 2003; Meriggi et al. 2011; Dondina et al. 2014; Torres et al. 2015; Imbert et al. 2016; Petridou et al. 2019). Přestože je třeba v rámci této problematiky provést následný výzkum (López-Bao et al. 2015; Newsome & Ripple 2015), minimalizování přístupu ke kořisti chované lidmi by rozhodně mělo být zahrnuto do řízení strategií orientovaných k předcházení ekologickým změnám a nežádoucí diferenciaci druhu (Newsome et al. 2016).

Neletální metody zabezpečení hospodářských zvířat jako např. namotání lana s barevnými kusy látky či vlajkami podél horní části plotu, strážní pastevečtí psi, elektrické ohradníky, zvukové či vizuální prostředky nebo noční úkryt mají za účel odstrašit vlky od hospodářských zvířat nebo jiných zdrojů potravy (Musiani et al. 2003, Shivik et al. 2003). Jejich úspěšnost demonstrovalo několik studií, i když v některých případech mohou selhat nebo je komplikované, ne-li přímo nemožné, je aplikovat, jelikož mohou představovat zvýšené náklady na chov, anebo jsou mnohdy na velkých pastvinách hůře aplikovatelné (Mech & Boitani 2003; Dondina et al. 2014, Imbert et al. 2016).

Pro účinné docílení ochrany vlků, ale i zmírnění vlivu vlka na chov, je nutno využívat preventivní nástroje, sledovat pohyb a pestrost divokých kopytníků, vyhýbat se numerické kontrole smečky a pytláctví prováděnému především jako forma odplaty za predaci na hospodářských zvířatech. Na základě Mech a Boitani (2003) vyplývá numerická kontrola jako nevhodná a oddělením alfa jedince od smečky může dojít k jejímu rozpadu, až opuštění teritoria členy smečky. Uvedené metody by měly být využívány v kombinaci s monitorováním populací vlků, aby bylo možno zjistit stav jejich kolonizace dané oblasti (Torres et al. 2015; Imbert et al. 2016).

Vlci jsou schopni přežít na náhradních potravních zdrojích, které obsahují i hlodavce, menší savce, ptáky a odpadky. To však může naznačovat další překážku v zotavení druhu. V 66 % studií zahrnutých v přehledu Newsome et al. (2016) totiž vlci využívají potravu poskytovanou člověkem (hospodářská zvířata, odpadky).

Proto v hustě osídlených oblastech (části Evropy a Asie) neplní vždy svou jinak významnou funkci v ekosystému (Newsome et al. 2016). Pro zachování druhu je podstatná také společenská akceptace (Dressel et al. 2015).

Z toho důvodu je nutné i nadále dbát na pochopení stravovacích návyků vlka v souvislostech různých stanovišť a podmínek, aby mohlo být lidské konání podloženo vědeckými znalostmi. Bez takových znalostí se totiž mohou strategie chovatelů chybně soustředit na snížení rizik působených vlkem, namísto snahy o integraci vlka obecného do životního prostředí (Bruskotter & Wilson 2014). Porozumění stravovacím návykům je zásadní pro správný management jeho ochrany obzvláště v lokalitách, kde může vlk napáchat větší škody (Vos 2000; Barja 2009).

3.5 Predační aktivita

Objektem predace vlků se typicky stávají slabší, a proto i více zranitelná zvířata. U hospodářských zvířat jsou útoky soustředěny převážně na nechráněné, volně se pasoucí jedince (Gazzola et al. 2008). Z divoké kořisti bývají v evropských podmínkách často objektem

zájmu jeleni, kteří, jak bylo zaznamenáno Jędrzejewski et al. (2002), v poměru potenciálně získané potravy vůči vynaložené energii, reprezentují ideální kořist, viz výše.

Riziko pro hospodářská zvířata znamenají především vlci bez vlastní smečky, kteří prostředí dobře neznají a napadají první potenciální kořist. Nebezpečnější hrozbou však bývají, vzhledem ke spotřebě potravy, organizované smečky při opakovaných útocích (Kaartinen et al. 2009; Dondina et al. 2014).

Způsobené škody na hospodářských zvířatech vlivem predace vlka lze bez adekvátních znalostí snadno zaměnit s působením ferálních psů či jiných predátorů. Je proto třeba analyzovat zanechaná zranění, díky nimž lze identifikovat původce predace, ne vždy však s naprostou určitostí (Černe et al. 2019).



Obr. 9: Kousná rána na krku zanechaná vlkem (Sila 2019a)



Obr. 10: Kadáver malé kořisti roztržené napůl (Sila 2019b)

Způsob usmrcení kořisti se odvíjí od její tělesné konstituce, přičemž větší zvířata bývají lovena ve smečkách, kdežto kořist malého až středního vzrůstu dokáže nezřídka udolat i statnější jedinec. K usmrcení vede u střední kořisti, např. srnců, kolouchů, ovcí nebo koz, kousnutí do oblasti krku (viz obrázek 9). Menší zvířata (selata, jehňata aj.) někdy vlk zabíjí též kousnutím do zad nebo rozsápáním těla napůl, jak znázorňuje obrázek 10 (Sillero-Zubiri 2009; Černe et al. 2019).

Mohutnější zvěř jako skot, koně, losi, jeleni a laně typicky nejprve utrpí kousné rány do nohou a břicha, po nichž mohou v okolí zůstat odtržené kusy masa. Kořist malého až středního tělesného rámce vlk obvykle rdousí kousnutím do hrdla, na jehož následky tak hyne udušením. Větší kořist pak zpravidla hyne vykrvácením v kombinaci se šokem z utržených ran na ventrální, tedy břišní straně trupu a ve slabinách (Sillero-Zubiri 2009; Černe et al. 2019).

Psi svou kořist usmrcují obdobně, nicméně mnohdy nemají zuby dostatečně ostré na to, aby perforovaly kůži, čímž místo pouze rozdrtí. I u menších zvířat lze někdy nalézt kousné rány na nohou a trupu, jelikož psi napadají všechny dosažitelné partie. Zranění se tak mohou objevovat po celém těle. Podobný kadáver ovšem mohou zanechat také vlčata (Sillero-Zubiri 2009; Černe et al. 2019).

Prudkým otrášením hlavy psi rovněž způsobují rozsáhlá poranění krku, průdušnice a jícnu. Dospělému vlku oproti tomu stačí ke zdolání kořisti jediné kousnutí do krku, s nímž někdy celou průdušnici vytrhne. Srovnání zranění krku s průdušnicí zachycují obrázky 11 a 12. Prchající kořist dusí vytrvalým skousnutím čenichu a následným udušením (Černe et al. 2019).



Obr. 11: Kadáver zanechaný psem, odhalená průdušnice s jícnem (Sila 2019c)



Obr. 12: Kadáver zanechaný vlkem, absence průdušnice (Sila 2019a)

Oba druhy mohou na kadáveru nechat znatelné škrábance povrchového rozsahu. Hluboké krvavé stopy po drápech zanechává pouze rys. Zvířata, která vlčí útok přežijí, přesto utrpí vážná zranění. Útok psa ve srovnání s vlkem či rysem mnoho zvířat přežije (Černe et al. 2019).

Kořist vlci konzumují ihned nebo dokonce ještě zaživa. Nejprve požírají slabiny (viz obrázek 13), posléze se roztržením dutiny břišní dostávají k játrům, plicím i srdci. O obsah žaludku se střevy zájem neprojevují. Poté, co s jejich prokousnutím vyteče ovšem vyžírají jejich výstelku. Postupně mizí také ledviny, slezina i všechny zbylé vnitřní orgány bohaté na vitamíny a minerály. Společně s nimi přijímají též podkožní tuk, a to obzvláště v průběhu zimy (Peterson & Ciucci 2003; Fejklová et al. 2004; Černe et al. 2019).



Obr. 13: Kadáver zanechaný vlkem, poranění ve slabinách (Černe et al. 2019)



Obr. 14: Vlci se ke kadáveru opakovaně vracejí a odnášejí stravitelné komponenty (Krofel 2019)

Vlk svou kořist loví výhradně jako zdroj potravy, a proto smečka postupně zužitkuje prakticky celé tělo s výjimkou hlavy, dlouhých kostí, kůže a obsahu trávicího traktu. Ke kadáveru se vlci vracejí, dokud poskytuje stravitelné zbytky, jak lze vidět na obrázku 14. Části kořisti bývají zahrabány k pozdější konzumaci (Fejklová et al. 2004; Sillero-Zubiri 2009). Když psi na zvíře zaútočí, jedná se převážně o projev predačního chování, na rozdíl od vlků často bez přímé motivace se nasytit. Svou kořist tak zpravidla nepožírají. Pokud ano, narušením dutiny břišní vyžírají žaludek a střeva. Na zanechaných kadáverech lze pozorovat četná kousná zranění. Rozprostřená zranění dokumentuje obrázek 15.



Obr. 15: Mnohočetná poranění způsobená psem rozprostřená po celém těle kořisti (Institute for Fish and Wildlife Health – Bern 2019)

V blízkosti bývají k nalezení odtržené kusy vlny či srsti, a ačkoli stopy po vlčatech mohou být podobného rozsahu, psi se soustředí na jediné zvíře. Vlčata při osvojování loveckých návyků příznačně usmrtí více zvířat (Černe et al. 2019).

3.5.1 Strategie lovu

I když vlk dovede ulovit kořist mnohonásobně většího tělesného rámce, než je on sám, vysoké procento takové kořisti dokáže jeho útokům odolat a přežít. U jelenů, losů či sobů starších cca dvou let se projevuje schopnost vlčí útok odvrátit a uprchnout. Zdraví jedinci se tak nezdědky dožívají patnácti i více let (Mech et al. 2015).

Mukherjee a Heithaus (2013) byl u vlků zjištěn sklon k lovení slabších, nemocných a starých zvířat, který se patrně vyvinul ve snaze o co nejnižší risk možných zranění, případně úhynu, v poměru k množství získané potravy. Záměrně se tak vždy vyhýbají nebezpečné kořisti, převyšuje-li riziko újmy vyhlídku dosažitelné potravy.

Velkou zvěř napadají vlci pouze ve smečkách minimálně o dvou, typicky však více jedincích (Mech & Boitani 2003). Menší smečky čítající kolem čtyř až pěti zvířat se ovšem soustředí majoritně na mláďata prasat, jelenů a srnců, zatímco na dorostlé kusy si troufají spíše ve větším počtu (Jędrzejewski et al. 2002). Peterson a Ciucci (2003) byl lov ve smečkách shledán efektivnější ke zdolání kořisti, ale na vlky jako jednotlivce tak z hlediska objemu připadá méně potravy.

Distribuce kořisti ve smečce nicméně přispívá k intenzivnějšímu využití dané potravy. Usmrtí-li totiž jednatel zvěře, k jehož kadáveru se za účelem konzumace navrací, bezmála dvě třetiny kořisti na jeho úkor ve výsledku zkonsumují mrchožrouti. Rozdělením v rámci smečky oproti tomu vlci z celkové masy kořisti ztrácí pouze cca deset procent (Sillero-Zubiri 2009). vrtět

Způsob lovu ve smečce svědčí o inteligenci vlků, kteří kořist společnými silami štvou za využití různých strategií, jmenovitě obklíčování a nadbíhání prchající kořisti (Mech et al. 2015). Samotný lov bývá zahájen pronásledováním kořisti, k níž se vlk rychle blíží ihned po jejím zpozorování. Snaží se zůstat nenápadný, vrtí ocasem a upřeně pozoruje svou kořist. Charakteristicky vyčkává na okamžik, kdy ho kořist zpozoruje a dá se na útěk, po němž ji

okamžitě následuje. Při konfrontaci s vlkem reaguje kořist různě. Zejména mohutná zvířata často zůstanou stát nebo vlkovi vyrazí vstříc. Tehdy si vlk zachovává odstup, ale nepřestává kořist sledovat, čímž se jí snaží donutit k úprku. Pakliže kořist nadále nereaguje, vytrvá vlk i několik hodin, než o ni přestane jevit zájem (Peterson & Ciucci 2003).

Při nahánění chytá vlk svou kořist co nejdřív, zejména jedná-li se o zajíce, mláďata kopytníků či slabé a raněné živočichy. U větších druhů někdy vlci následují celá stáda, v nichž hledají slabší jedince, které se pokouší oddělit. Jindy se snaží pronikat přímo do stád a vytrhnout z nich mláďata (Peterson & Ciucci 2003).

Za výjimečných okolností, kdy je kořist vysoce zranitelná a zároveň hojná, může docházet k nadměrnému zabíjení kořisti, kdy vlci uloví velké množství zvěře, které však následně nekonzumují. V praxi se jedná především o čerstvě rozená mláďata nebo kořist znehyněnou hlubokými nánosy sněhu (Peterson & Ciucci).

3.6 Konflikt s chovateli hospodářských zvířat

Přibližně 4,2 miliard kusů hospodářských kopytníků – skotu, ovcí, koz a prasat – na pastvinách zahrnujících cca 30 % povrchu planety (Robinson et al. 2014; FAOSTAT 2018) představuje z hlediska konfliktu vystávajícího z interakcí hospodářských zvířat a predátorů, např. vlka, nemalou hrozbu pro zachování šelem na globální úrovni (Ripple et al. 2014). Predace vlka na hospodářských zvířatech se tak stala jedním z nejvíce rozšířených, a tudíž i široce zkoumaných témat vůbec (Robinson et al. 2014).

Konkurence lovcům, usmrcování hospodářských zvířat, občasné usmrcení loveckých či hlídacích psů, a v neposlední řadě taktéž obavy z ohrožení přítomností velkých šelem v lokalitách s vysokou hustotou lidského osídlení umocňují vznik konfliktu. Ten je třeba chápat jako střet protichůdných názorů na zachování biodiverzity, stejně tak jako rozdílné zájmy farmářů a ochránců přírody. Znamená pak překážku pro dosažení zmírňujících opatření (Bisi et al. 2010; Redpath et al. 2013; Redpath et al. 2014; Colvin et al. 2015; Dressel et al. 2015; Margulies & Karanth 2018).

V březnu 2020 byl Ministerstvem životního prostředí České republiky vydán „Program péče o vlka obecného“, který však vyvolal negativní ohlasy u výše zmíněných skupin osob (Lososová et al. 2021).

Tolerance k masožravým šelmám je ovlivněna chápáním konceptů a vjemů vyplývajících z divoké přírody v souvislosti se sociokulturním prostředím (Torres et al. 2020). I když jsou napadení člověka vlkem extrémně vzácná (ve srovnání s dalšími riziky), je podstatně důležitější nepodceňovat faktor strachu z predátora, který zastává v zájmu ochrany šelem zásadní roli (Johannson et al. 2012; Penteriani et al. 2016; Kuijper et al. 2019). Extrémně vzácnou agresi vlků vůči lidem vyvolává zejména provokativní chování jako např. neopatrný přístup k šelmám, venčení psů bez vodítka v lesích nebo manipulace s raněnými zvířaty (Penteriani et al. 2016).

Porozumění motivaci a argumentům zúčastněných stran, které jsou střetnutími s vlkem ovlivněny, se zdá být klíčové pro rozvoj komunikačních přístupů. Takové přístupy by naplňovaly očekávání každé ze stran a vedly by k vývoji vhodných preventivních opatření. Ta by zajišťovala podmínky pro konečné soužití vlků s člověkem, společně s jejich podporou, a taktéž potlačením predačního tlaku na hospodářská zvířata (Sterling et al. 2017; Struebig et al. 2018).

Estetická a kulturní hodnota vlka přispívá k určitému zmírnění sporů, bezpochyby však budou i nadále trvat. Mech (2017) považuje za nejvhodnější možné řešení umožnění volného šíření vlků do území, kde k interakcím s lidskou činností dochází, co možná nejméně – tedy mimo jiné v národních parcích či přírodních rezervacích. Ochrana velkých šelem, zdá se nikdy nedosáhne ideálního řešení. Je však třeba se snažit o co nejvíce vyhovující přijetí kompromisů (Linnell et al. 2005; Mech 2017).

Absolutní ochrana vlků se přiči podle Lososová et al. (2019) především zemědělcům, obyvatelům venkova a myslivcům, jelikož je pro ně ochrana krajiny obzvláště důležitá vzhledem k jejich způsobu obživy. Těm ve většině případů neschází celistvá představa o vztahu k přírodě. Pobytu v blízkosti šelem mají často přizpůsobený životní styl, a mohou v něm být ochranou vlka omezováni. Dle autorky je proto třeba brát jejich názory v úvahu s nezaajatým postojem, který by umožnil objektivní hodnocení, což se bohužel mnohdy nedaří.

Nehledě na to, jak byl ke zmírnění predace v minulosti využíván téměř výhradně odlov vlků, v současnosti se praktikuje čím dál méně v důsledku nesouhlasu společnosti (Stahl et al. 2001; Treves & Naughton-Treves 2005; Woodroffe et al. 2005). Změna nahlížení na šelmy uvedla v platnost řadu legislativních opatření na jejich ochranu, byť v rozporu s dlouho přetrvávajícím strachem z nich.

Se stále se zvětšujícím vlivem člověka na přírodu vyústí snahy o konzervaci vlka ve zmíněný konflikt, jehož intenzita narůstá s navracením vlků do lidmi osídlených oblastí (Madhusudan & Mishra 2003; Treves & Karanth 2003; Treves et al. 2004; Behdarvand et al. 2014; Chapron et al. 2014; Ripple et al. 2014). I přes legislativní ochranu vlci v rekolonizovaných částech Evropy nadále hynou vinou nelegálního odlovu (Nowak & Mysłajek 2016; Trouwborst et al. 2017). V Itálii ročně dle Ciucci (2015) takto zahyne až 20 % zdejší populace. Pytláctví tudíž může mít na stavy populací významný vliv. Připočteme-li usmrcení při autonehodách, má největší podíl na úhynu vlků v Evropě člověk (Kuijper et al. 2019). I za takovéto situace některé evropské země, například Norsko, Finsko či Švédsko, podporují vládně regulovaný odlov (Trouwborst et al. 2017).

Mnohdy však letální metody působí kontraproduktivně (Treves et al. 2016) a predace na hospodářských zvířatech, jíž mají předcházet, paradoxně může zmenšením smeček nabrat na intenzitě, protože vlci začnou upřednostňovat snadněji dostupnou kořist (Imbert et al. 2016; Kuijper et al. 2019).

Zda státem řízené letální metody regulace vlků napomáhají jejich toleranci ze strany lidí, z nichž k vlku nejdělavěji přistupují chovatelé hospodářských zvířat (Torres et al. 2020), nelze jednoznačně říci (Treves 2009; Chapron & Treves 2016; Kaltenborn and Brainerd 2016).

Přijetí ze strany společnosti výrazně závisí na podmínkách daného regionu. Zejména oblasti, kde se chov a pastevectví původně rozvíjely mimo nebezpečí vlků, vykazují nízkou míru přijetí, zastaralé neefektivní metody a neochotu chovatelů, obzvláště pak starších generací (Torres et al. 2020), využívat nových preventivních metod (Linnell 2013; Lososová et al. 2021). V severním Portugalsku, kde žili tamní obyvatelé po staletí v přítomnosti vlků, se jeví míra přijetí vyšší nežli ve zbytku země. V uvedené oblasti se vyskytuje dostatek divoce žijících kopytníků a lidé z vlků nemají strach, a proto více podporují jejich ochranu (Figueiredo et al. 2020; Torres et al. 2020).

Ukázkou podobně problémového regionu může být Broumovsko s pouze zanedbatelným množstvím lesů a dlouholetou pasteveckou tradicí (Loučka & Havrlant 2020). Konkrétně na

Broumovsku je újma způsobená vlky v rámci České republiky nejvýznamnější, po celé republice ovšem narůstá od roku 2014, kdy začaly populace vlků expandovat (Loučka & Havrlant 2020; Lososová et al. 2021).

I zde přítomnost vlků způsobuje konflikt ochránců přírody s protestujícími chovateli, kteří nesouhlasí s přísnou ochranou, a požadují její zmírnění v podobě povolení odstřelu. Aktuálně opatření v EU umožňují vlkům rekolonizovat maximum oblastí (Mech 2017; Lososová et al. 2019).

Stejně jako v jiných zemích EU lze také v České republice do budoucna počítat s častějšími konflikty na toto téma, což je však doposud považováno spíše jako druhořadý problém (Lososová et al. 2019).

K toleranci šelem napomáhá informovanost veřejnosti a obecně vyšší vzdělání ve společnosti. Zejména pak konzervaci šelem napomáhá osvěta a znalost problematiky ohrožených druhů (Kleiven et al. 2004; Zimmermann et al. 2005; Gusset et al. 2008). Dle Balčiauskas et al. (2010) však toto nemusí platit u druhů tak kontroverzních jako je vlk.

3.6.1 Metody prevence škod, zabezpečení chovu

Ke zvýšení tolerance velkých šelem zejména v zemích Evropy, v nichž přetrvávají zavedené pastevecké zvyklosti, byly vždy praktikovány metody sloužící k zabezpečení stád hospodářských zvířat (Linnel & Cretois 2018).

Takové metody jsou klíčové nejen k ochraně samotných hospodářských zvířat, ale zároveň i vlka. Jsou-li aplikovaná opatření dostatečně účinná, a tím riziko ohrožení nižší, přestává vlk figurovat jako hrozba. Pastevci je posléze více tolerován, což ve výsledku napomáhá i k jeho vlastní ochraně, tudíž i k řešení přetrvávajícího napětí (Kouřilová et al. 2018; Lososová et al. 2019).

Častým východiskem je v mnoha státech finanční odškodnění za vlkem usmrcená zvířata, které ovšem nebývá z dlouhodobého hlediska natolik efektivní, jelikož neřeší podstatu problému, ale pouze tlumí jeho následky (Kuijper et al. 2019). Namísto toho by měly být finanční prostředky, jak se domnívají Linnel a Cretois (2018), směřovány především k zintenzivnění účinnosti preventivních opatření, jež by předcházely možným ztrátám (Salvatori & Mertens 2012). Efektivní ochranu hospodářských zvířat poskytují zejména pastevečtí a ovčáctí psi, noční ustájení zvířat a zradidla, tj. optická bariéra v podobě praporek (Gehring et al. 2011; Treves et al. 2016; Du Plessis et al. 2018; Linnel & Cretois 2018).

Letální metody

Historicky nejvyužívanějším způsobem k redukci škod napáchaných vlky bylo jejich státem regulovaným usmrcování lovem nebo v pastech. Nicméně, výsledný efekt obou těchto metod se ukázal být kontraproduktivním (Treves et al. 2016). Náhlým zredukováním stavu smečky pak bývají více zranitelná hospodářská zvířata napadána častěji ve srovnání s pro vlky poté hůře dostupnou, pro ně přirozenou divokou kořistí (Imbert et al. 2016; Kuijper et al. 2019).

Pozitivně může odlov fungovat jedině tehdy, je-li odstřelen konkrétní jedinec s tendencí hospodářská zvířata aktivně vyhledávat a napadat. Spolehlivé určení původce je mnohdy ovšem obtížné. I když by se mohl jako nejúčinnější jevit odstřel obecně všech zpozorovaných vlků, jeho následkem téměř vždy zahynou i za útok nezodpovědní jedinci, zatímco problematický

kus může přežít (Santiago-Avila et al. 2018; Bruns et al. 2020). Od letálních metod je však ustupováno z důvodu četných legislativních opatření v kombinaci s nevolí veřejnosti vycházející z etických zásad. Etické zásady jsou také motivovány emočně. Dnešní mladší veřejnost více akcentuje soucit se zvířaty, jejich krásu a ekologický význam (Bradley et al. 2015).

Ohrazování stád, elektrické ohradníky

Poměrně efektivnější metodou ve srovnání s letálními způsoby je výstavba oplocení, které se řadí mezi naprosto základní způsoby ochrany (Bruns et al. 2020). Oplocení se člení na mobilní a stálé s pevnou konstrukcí. Jeho záměrem je omezit přístup predátorů k pasoucím se hospodářským zvířatům, a ta co možná nejlépe zabezpečit v ohraničeném prostoru (Vorel et al. 2020).

Oplocení by mělo sahat do výšky minimálně 120 cm, v lokalitách s vyšším rizikem predace pak alespoň 140 cm. V nerovném terénu se doporučuje zbudovat dvě řady oplocení, v nichž lze kombinovat elektrické ohradníky s pevným ohrazením. Pevné tvoří uzlové pletivo přichycené ke kúlům v zemi. Elektrické lze využívat také přenosně. V kombinaci s pletivovým ohrazením musí být umístěno vždy na vnější straně (Vorel et al. 2020).

Sestává se z tzv. vodivé sítě, jež je tvořena lanky s mezi ně protkanými vodiči, a to ve výšce nejméně 90 cm nad zemí, sahající v ideálním případě po 120 cm výšky. Lana mají obvykle mezi sebou vzdálenost 15–20 cm, přičemž umístění vodiče nalézajícího se nejnižší, bývá v totožném rozmezí nad zemí. Vodiči probíhá napětí o síle 3,5 kV. Nejnižší položený vodič nesmí přicházet do kontaktu s travním porostem. Elektrický ohradník vyžaduje každodenní kontrolu funkčnosti. Pod oplocením, ať už pletivovým nebo elektrickým, se nesmí nacházet výmoly či terénní propady. V takové krajině je zapotřebí využít ochrany proti podhrabání, např. v podobě před oplocením položeného pletiva v délce 60 cm (Vorel et al. 2020).

Management pastvy, přítomnost pastevece

Vhodnou organizací chovu hospodářských zvířat na pastvinách se lze v případě časného zavedení úspěšně vyvarovat vlčím útokům. Zvýšené riziko představuje kontinuální pasení na stejné pastvině, a to obzvláště, pokud jsou zvířata pasena za soumraku či úsvitu, kdy bývají vlci nejaktivnější (Černe 2016; Vorel et al. 2020). Přehánění stád v rámci několika pastvin, jejich rozdělení na několik menších luk, ale i zbudování chlévů, stájí či tzv. košárů (zabezpečený krytý přístřešek, případně dřevěná či zděná stavba) výrazně napomáhá ke snížení rizika napadení.

Přizpůsobení se tradičním způsobům chovu tedy poskytuje základní předpoklad pro zabezpečení chovaných stád. Nejen v rizikových obdobích se tak mohou pasená zvířata na noc zahrnout do těchto konstrukčně vhodně zabezpečených objektů (Marucco & Boitani 2012; Vorel et al. 2020). Ty by neměly být zbudovány v okolí porostu, roklí či jiných terénních překážek, které by mohly zvyšovat riziko přístupnosti a zranitelnosti stád (Černe 2016). Ověřené pastevecké zvyklosti lze taktéž kombinovat s užitím pasteveckých a ovčáckých psů, kteří posléze poskytují o to větší ochrannou službu. Ke snížení rizika mohou taktéž napomoci synchronizace říje hospodářských zvířat, jejichž mláďata se posléze narodí ve stejném období.

Díky tomu je lze adekvátně hromadně zabezpečit např. ve chlévě, a tak snáze předejít riziku útoku na mláďata (Vorel et al. 2020).

Kromě psů výrazně napomáhá k zabezpečení stád přítomnost samotného pastevce, který figuruje jako velice účinné ochranné opatření. Svou fyzickou přítomností totiž odrazuje vlky (Vorel et al. 2020), kteří se svou přirozeností běžně člověka straní (Bruns et al. 2020), přestože se nevyhýbají lidmi obydlené krajině (Ronnenberg et al. 2017).

Zájem o profesi pastýře je nicméně poměrně nízký, vzhledem k nevýhodnému finančnímu ohodnocení. Proto je tato profese běžná zejména v rozvojových zemích, avšak ojedinělá v rozvinutých zemích, kam se vlci navracejí (Reinhardt et al. 2012; Salvatori & Mertens 2012; Lososová et al. 2019).

Využití pasteveckých a honáckých/ovčáckých psů

Ochrana prostřednictvím pasteveckých či ovčáckých psů je člověku známa již po tisíce let (Illiopoulos et al. 2009; Reinhardt et al. 2012; Linnell & Lescureux 2015). Vzhledem k rekolonizaci některých území velkými šelmami nalézají pastevečtí psi opět upotřebení čím dál častěji. Mezi v praxi hojně uplatňovaná plemena se řadí např. akbašský pes, anatolský pastevecký pes (kangal), hovawart, kavkazský pastevecký pes, komondor, maremmsko-abruzzský pes, podhalaňský ovčák, pyrenejský horský pes, slovenský čuvač, šarplaninský pastevecký pes, španělský mastin nebo tibetská doga.

Český zákon č. 115/2000 Sb. o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy za pastevecké psy považuje těžká plemena i jejich křížence, kteří zodpovídají za ochranu stád před hrozbou šelem. Kromě něj nejsou stanovena další kritéria. Pastevečtí psi účelně chrání stádo hospodářských zvířat nejen před útoky predátorů, ale také v neposlední řadě před vniknutím cizích osob (Parlament České republiky 2000; Blättler & Find'ò 2019; Vorel et al. 2020).

Není žádoucí, aby se od stáda vzdalovali, zvířata ve stádě zraňovali, či reagovali na lidské povely. Neměli by totiž v dospělém věku s ovci nijak přímo interagovat, pouze je střežit. Není doporučováno s sebou takovéto psy přinášet do domácnosti nebo jej uvazovat, měl by totiž stádo hlídat po dobu 24 hodin/den.

Přesto by měl splňovat základní kritéria pro socializaci, být svolný k manipulaci majitelem, popř. při veterinárních zákrocích. Potenciální narušitele by měl odstrašit štěkotem, nikoliv způsobit tělesnou újmu. Na stádo hospodářských zvířat o velikosti sta kusů připadá přinejmenším jeden pastevecký pes. Při vyšších zastoupeních stád je nasnadě i větší počet psů, přibližně dva až tři (Bartošová et al. 2007; Vorel et al. 2020).

K úspěšnému zařazení pasteveckého psa ke stádu je zapotřebí jeho rané socializace již od věku dvou měsíců. V praxi se proto štěňata vystavují kontaktu s umírněnými hospodářskými zvířaty a jejich mláďaty v ohrádkách. U skotu pak v ideálním případě dochází k interakci nejprve přes mříž. Odrostlejší štěňata jsou umisťována přímo ke stádům a jemně navykána na přítomnost elektrického ohradníku (Vorel et al. 2020).

Honáčtí či ovčáčtí psi oproti pasteveckým poslouchají přesně nařízené povely člověka, čímž umožňují snazší manipulaci se stádem. Jsou schopni nacházet oddělená zvířata, případně konkrétní jedince ve stádě vyčleňovat svými koordinovanými pohyby. Typickým představitelem vhodným pro vykonávání funkce ovčáckého psa je kupříkladu australská kelpie,

australský ovčák, border kolie nebo kolie. Jedno z tradičně uplatňovaných plemen – border kolii zachycuje při pracovním nasazení obrázek 16. V podmínkách České republiky lze pro tyto účely používat jak plemena čistokrevná, tak i jejich meziplemenné křížence (Vorel et al. 2020).



Obr. 16: Ovčácké plemeno border kolie při nahánění stáda ovcí (Reed 2018)

Uvážíme-li finanční a výcvikovou náročnost pasteveckých i ovčáckých psů, jejich pořízení do chovu se vyplácí pouze u stád s reálnou pravděpodobností napadení. Navíc mohou psi navzdory dobrému výcviku i povahovým vlastnostem čelit uhynutí při střetu s vlčí smečkou v převaze (Iliopoulos et al. 2009; Salvatori & Mertens 2012; Van Liere et al. 2013; Lososová et al. 2019). Dle Bruns et al. (2020) snižuje přítomnost psů újmu o zhruba 42 až 79 %, přičemž jejich efektivita je mezi zkoumanými metodami zabezpečení nejvíce proměnlivá. Účinnost psů dokládá mimo jiné i studie ze Slovenska a Rumunska (Rigg 2010).

Optické a výstražné bariéry

Jako doplněk k ohrazení stád lze v kombinaci s ním instalovat také optické či akustické bariéry. Jejich hlavní funkcí je zamezit vlkovi přeskocení ohradníku. Toho lze docílit zvýšením oplocení například viditelným lankem uchyceným k jeho kůlům 10–20 cm nad ním, což ohradník vizuálně zvyšuje (Iliopoulos et al. 2019).

Alternativně se před pevné oplocení nebo elektrický ohradník do výšky cca 120 cm nad zemí natahuje drát s tzv. zradidly (též fladry), výrazně barevnými páskami z tkaniny či plastu (viz obrázek 17). Pásky jsou rozmístěny 30–50 cm od sebe v modrém, žlutém nebo modrobílém zbarvení, které vlk svým dichromatickým viděním detekuje.

Zradidla slouží jako varovný signál, jelikož se třepotají ve větru, a tím vlky odrazují (Rigg 2010; Reinhardt et al. 2012; Vorel et al. 2020). Výhodou zradidel je jejich nízká pořizovací cena, snadná aplikace a vysoká efektivita (Musiani et al. 2003; Davidson-Nelson & Gehring 2010; Iliopoulos et al. 2019).

Zbarvení nebo typ pásek je nezbytné soustavně obměňovat přibližně každé čtyři týdny kvůli procesu habituace. Vlci si totiž na pásky rychle navyknou, a jedná se proto pouze o dočasně funkční optickou bariéru (Rigg 2010; Khorozyan & Waltert 2019; Vorel et al. 2020).

Jejich užití se tak doporučuje vymežit na rizikové periody telení a bahnění, kdy jsou hospodářská zvířata obzvláště zranitelná (Bruns et al. 2020; Vorel et al. 2020).

Další bariérou sloužící proti ohrožení vlky jsou odplašovače. Optické odplašovače fungují na principu náhlého ostrého světla, které šelmu při aktivaci oslní, a tedy vyplašením zamezí útoku. I zde však po určité době klesá procesem habituace spolehlivost. Ideální jsou proto odplašovače kombinující optickou i akustickou složku v podobě žlutého majáku s hlasitou sirénou. Ten kromě vyplašení vlků zároveň přivolá pastýře (Bartošová et al. 2007).

Spuštění odplašovačů probíhá narušením nástražného lanka, anebo zaregistrováním narušitele pohybovým čidlem, které ovšem zaznamenává taktéž pohybovou aktivitu ostatních, ne nutně škodících živočichů (Bartošová et al. 2007). Výsledky dle Bruns et al. (2020) poukazují na signifikantně vyšší efektivitu odplašovačů při kombinování jednotlivých ochranných metod, než je tomu u pasteveckých a honáckých psů.

3.6.2 Napadení zaznamenaná na území České republiky

Návrat vlků do přírody České republiky a s ním spjatý nárůst útoků na hospodářská zvířata se v mnohých rysech podobá situaci, která při rekolonizaci nastala např. v Německu. Na rozdíl od něj však v České republice stoupá újma rychlejším tempem, a to kvůli návratů vlků do regionů s dlouholetou pasteveckou tradicí, například na Broumovsko. Zde mezi lety 2015 až 2017 připadalo na každého vlka 33,2 usmrčených hospodářských zvířat, včetně přílehlých oblastí mimo CHKO Broumovsko se pak tento počet dokonce blížil k 50, což je číslo alarmující (Loučka & Havrlant 2020).

Útoky vlků se navíc určitým způsobem zhoršují, jak dokládá počet vlkem zabitých telat z roku 2020, který byl ve srovnání s předchozím rokem bezmála trojnásobný. Za rok 2019 bylo na českém území hlášeno 146 vlčích útoků, při nichž došlo k úhynu 377 kusů ovcí, 41 kusů skotu a 9 koz. Nejvyšší počet napadení zaznamenal Královéhradecký kraj následovaný krajem Plzeňským a Jihočeským. Téměř nulové ztráty naproti tomu hlásil kraj Vysočina (Loučka & Havrlant 2020; Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky 2021).

Jak ovšem uvádí Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (2022), tento trend v současnosti spíše klesá. Tvrzení dokazuje snížení počtu útoků mezi lety 2020 a 2021 o 48 hlášených napadení, čímž se na finančních kompenzacích ušetřilo cca 850 000 Kč. I přesto například ve Zlínském kraji v roce 2021 způsobili škody přesahující půl milionu korun (Nosková 2021).

3.6.3 Kompenzace způsobených škod

Vlkem zapříčiněné újmy na hospodářských zvířatech v případě, kdy jsou stáda řádně zabezpečena, nahrazuje stát formou finančních kompenzací určených na základě zákona č. 115/2000 Sb., o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. Zákon dále upravuje vyhláška č. 126/2021 Sb., o způsobu výpočtu výše škod způsobených vybranými zvláště chráněnými druhy živočichů (Ministerstvo životního prostředí 2021).

Propláceny jsou ztráty na skotu, ovcích, kozách, koních, prasatech, drůbeži i pasteveckých psech a zahrnují dokonce i újmu na zdraví člověka. Finanční náhrady se však

nevztahují na chovanou zvěř jako daňky, srnce či muflony, ani exotická zvířata, např. pštrosy (Parlament České republiky 2000).

Škoda však musí být ohlášena místně příslušnému orgánu ochrany přírody do 48 hodin od jejího zjištění, jak udává paragraf 8. Žádost o finanční kompenzaci je pak nutno podat do deseti dní od zjištění škody, to však nesmí být později než 6 měsíců od jejího vzniku. Posudek škod je vykonáván soudním znalcem (Parlament České republiky 2000).

Nárok na kompenzaci vzniká výhradně za splnění dalších podmínek, a to tehdy, jsou-li újmy utrpeny na hospodářských zvířatech, lidech či pasteveckých psech, přičemž v době vzniku byla poškozená zvířata v ohradníku nebo uzavřeném objektu. Nacházela-li se zvířata na otevřeném prostranství, vztahuje se kompenzace pouze na případy, kdy ke škodě došlo za přímého nepřetržitého dohledu pasteveckého psa či člověka (Parlament České republiky 2000).

V evropských zemích činil roční průměr takto vyplacených odškodnění mezi lety 2005 až 2012 2400 eur. Výše vyplacených kompenzací rok od roku narůstá, a to nejen v evropském kontextu, ale také přímo v České republice (Bautista et al. 2019). Zde dosáhla rekordní hodnoty v roce 2020, kdy bylo vyplaceno dohromady 6 196 000 Kč, což je více než půlmilionový rozdíl oproti roku 2019. Za rok 2021 však hodnota vyplacených náhrad znovu klesla o 858 000 Kč (Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky 2022).

Finanční kompenzace jsou stanoveny v odlišné hodnotě za jednotlivá hospodářská zvířata. Za jehňata do 12 měsíců je vypláceno 150 Kč/kg nebo 3500 Kč/ks, za bahnice a kozy 200 Kč/kg či 6000 Kč/ks, za plemenné berany či kozy pak 15 000 Kč/ks. Újma na mléčných ovcích je nahrazována 9000 Kč/ks, na býčcích do 10 měsíců věku 24 000 Kč/ks, a na jalovicích do 10 měsíců věku 15 000 Kč/ks. Ztráty na dražších plemenech je třeba řešit individuálně (Parlament České republiky 2000).

3.7 Statut ochrany

3.7.1 Příčiny ohrožení

Vezmeme-li na vědomí někdejší vyhubení vlka v celé řadě evropských zemí a jejich v současnosti probíhající postupnou rekolonizaci, vlkům stále může poměrně snadno začít hrozit oblastní vyhubení, a to nejen kvůli nepřijetí hospodáři, ale také četnou fragmentací krajiny a dalšími, nejen antropogenními vlivy (Boitani 2000; Anděl et al. 2010a).

Významným příkořím a jedním z nejčastějších důvodů nepřírozeného úhynu vlků na evropském území je pytláctví a nelegální odlov. Ten např. velmi negativně ovlivňuje populace v Itálii nebo Polsku (Ciucci 2015; Nowak & Mysłajek 2016).

Obdobně častou příčinou úhynu vlků jsou napříč Evropou srážky s automobily, například v Německu stojící za třemi čtvrtinami každoročních zahynutí vlků (Plaschke et al. 2021; DBBW 2021). I z těchto důvodů je vlk v evropské sféře vlivu chráněn na základě hned několika legislativních opatření.

3.7.2 Ochrana vlka v mezinárodním kontextu

Červený seznam savců IUCN řadí vlka obecného mezi druhy málo dotčené se stabilní populací (Boitani 2018), avšak do roku 2004 byl veden jako zranitelný (Anděl et al. 2010b). Nejen v Evropské unii, ale i celosvětově je proto chráněn prostřednictvím mnoha úmluv.

Na mezinárodní úrovni je jeho ochrana zajištěna přílohou II úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, zkráceně CITES, a to od roku 1977 (Anděl et al. 2010b; Ministerstvo životního prostředí 2020).

Roku 1979 byla jeho ochrana pro určité země zpřísněna, a je proto uveden i v příloze I, konkrétně pro Bhútán, Indii, Nepál a Pákistán. Uvedením v příloze I se rozumí, že je organismus ohrožen vyhubením a vyjma nekomerčních vědeckých účelů se obchod s ním zakazuje. Mírnější příloha II značí, že není bezprostředně vyhubením ohrožen, avšak je nutno obchod striktně hlídat, aby ohrožení nenastalo (Anděl et al. 2010b).

V rámci Evropské unie se ochrana vlka řídí dle Směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, z níž plyne pro všechny členské státy povinnost poskytnutí ochrany pro zranitelné, ohrožené, endemické či jinak vzácné druhy organismů (Boitani 2000; Loučka & Havrlant 2020; Anděl et al. 2010b).

Vlk je ve směrnici zahrnut v přílohách II, IV a V. Přílohou II je definováno společenstvo zájmových druhů, jejichž ochrana vyžaduje vyhlášení zvláštní ochrany oblastí; přílohou IV společenstvo zájmových druhů, které potřebuje přísnou ochranu; přílohou V pak společenstvo zájmových druhů, jehož přijetí v přírodě a využívání může být předmětem opatření pro řízení (The Council of the European Communities 1992).

Tato ochrana neplatí pro populace v Bulharsku, Estonsku, Litvě, Lotyšsku, Polsku, na Slovensku, ve Španělsku severně od Durea a v Řecku severně od 39. rovnoběžky. Stejná výjimka se týká též finských oblastí péče o soby (Anděl et al. 2010b). V České republice je směrnice obsažena v zákoně 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny (Loučka & Havrlant 2020).

Všechny členské státy EU jsou vázány také tzv. Bernskou úmluvou, tj. úmluvou o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť, která vešla v platnost roku 1982. V České republice je účinná od 1. 6. 1982. Vlk obecný je v úmluvě uveden v příloze II definující přísně chráněné druh živočichů. Byť se touto úmluvou musí řídit všech 51 podpisových stran včetně členských států EU, některé země uplatňují na vlka tzv. výhradu, a tudíž se na něj úmluva nevztahuje (Boitani 2000; Loučka & Havrlant 2020; Anděl et al. 2010b).

Ve 130 zemích světa a všech státech EU je vlkům ochrana poskytována také Bonnskou úmluvou, tedy úmluvou o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů (Ministerstvo zahraničních věcí 1994).

3.7.3 Legislativní ochrana vlka v České republice

V České republice je stupeň ohrožení udáván také Červeným seznamem ohrožených druhů obratlovců, v němž je vlk veden jako kriticky ohrožený druh (Anděra & Červený 2003; Chobot & Němec 2017; Kouřilová et al. 2018). Shodný stupeň ohrožení mu je přiřazen také v příloze III vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (Anděl et al. 2010b; Kouřilová et al. 2018).

Tímto zákonem a prováděcí vyhláškou je taktéž stanovena ochrana všech vývojových stadií, sídel i biotopů vlka obecného. Zároveň je tímto zakázáno vlky chovat v zajetí, chytat, usmrcovat a nakládat s nimi jakýmkoli jiným způsobem, který by měl za následek potenciální ohrožení druhu. Z tohoto zákona lze udělit výjimku, avšak výlučně tehdy, jde-li o veřejný zájem

a neexistuje-li jiné řešení. Pro udělení výjimky současně nesmí být ohrožen pozitivní stav druhu v rámci jeho ochrany (Ministerstvo životního prostředí 2020).

Na vlka se dále vztahuje zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, kde je definován jako zvěř, která nesmí být lovena ve vztahu k mezinárodním úmluvám (Loučka & Havrlant 2020, Ministerstvo životního prostředí 2020).

Podmínky mezinárodní úmluvy CITES naplňuje v České republice zákon č. 100/2004 Sb., o obchodování s ohroženými druhy a prováděcí vyhláška č. 210/2010 Sb., o provedení některých ustanovení daného zákona. Je tak kontrolován obchod s ohroženými druhy živočichů a rostlin (Ministerstvo životního prostředí 2020).

Nezákonný odlov vlka a pytláctví lze trestat podle zákona č. 40/2009 Sb., trestního zákoníku ve znění pozdějších předpisů. Dle § 299 tohoto zákona lze pytláctví mimo jiné trestat odnětím svobody až na dobu 3 let, pokud daná osoba usmrtí, zničí, poškodí, odejme z přírody, zpracovává, doveze, vyveze, proveze, přechovává, nabízí, zprostředkuje, sobě nebo jinému opatří jedince zvláště chráněného druhu živočicha nebo rostliny nebo exemplář chráněného druhu.

Kromě jiného lze trestat i odnětím svobody na 6 měsíců až 5 let např. pokud byl pachatel zainteresován v organizované skupině, anebo až na 8 let v případě, že pachatel čin spáchal jako člen mezinárodní organizované skupiny či za účelem obohacení velkého rozsahu (Parlament České republiky 2009).

3.7.4 Organizace zabývající se ochranou

Další ochranu zajišťuje ekologická soustava chráněných lokalit Natura 2000 zaměřená na ochranu vzácných, endemických nebo ohrožených živočichů, rostlin a stanovišť. Její součástí je více než 25 000 míst po celé Evropské unii, z nichž v České republice bylo pro vlka stanoveno jedno, a to Beskydy. Vlk je ovšem navíc zařazen mezi „prioritní druhy“, tudíž je chráněný přísněji (Ministerstvo životního prostředí 2020).

Ochranou, monitoringem a osvětou týkající se velkých šelem se zabývá skupina odborníků pod záštitou IUCN v rámci Large Carnivore Initiative for Europe, zkráceně LCIE. Tato organizace prosazuje konzervaci velkých šelem v evropském prostoru, poskytuje mapy jejich výskytu i další materiály ohledně správného nakládání se šelmami a přístupu k nim (Ministerstvo životního prostředí 2020).

Mezi lety 1992 až 2015 se v Evropě uskutečnilo 81 projektů soustředěných na výzkum a konzervaci velkých šelem. Tyto projekty byly financovány skrz významný program LIFE (Salvatori 2013; Ministerstvo životního prostředí 2020). Od roku 2018 probíhá ve spolupráci České republiky s Německem projekt OWAD, celým názvem projekt Objektivní akceptace vlka v člověkem pozmeněné přeshraniční krajině. Cílí na zvýšení informovanosti veřejnosti i lepší zabezpečení chovů hospodářských zvířat. Projekt je z české strany iniciován Českou zemědělskou univerzitou v Praze, AOPK ČR a Ministerstvem životního prostředí ČR, z německé strany pak Muzeem přírodních věd v Gorlitz (Ministerstvo životního prostředí 2020).

3.8 Přínos vlka obecného pro ekosystém

Role vlka obecného v ekosystému je jakožto role predátora na vrcholu potravního řetězce neopomenutelná. Reguluje stavy populací divokých kopytníků i středních predátorů, čímž podporuje rovnováhu daného ekosystému a zabraňuje přemnožení býložravců do míry, která by na lesní ekosystém měla zhoubný efekt. Lovem býložravců tak nepřímo napomáhá k regeneraci lesů.

V oblastech bez přítomnosti vlka hrozí situace, kdy je ekosystém býložravci přetížen a okusem značného množství vegetace devastován. Konzumací menších predátorů vlkem je zachována zároveň vyšší biodiverzita, protože nedochází k přemnožování, a stavy druhů jsou tudíž stabilnější (Letnic et al. 2009; Ritchie & Johnson 2009; Terborgh & Estes 2010; Kotal 2013; Ripple et al. 2014).

Díky selekci slabších jedinců, jakými jsou nejčastěji stará, raněná a nemocná zvířata, má vlk také důležitý sanitární vliv ve smyslu prevence šíření infekčních chorob mezi živočichy v ekosystému. Například chytáním menších šelem působí vlk příznivě na snížení výskytu vztekliny (Anděl 2010b; Kotal 2013).

V potravním řetězci na vlčích a dalších šelmách, respektive jejich kořisti, závisí také mrchožrouti. Zbytky vlčích úlovků pro ně znamenají zejména během zimy důležitý zdroj potravy (Kotal 2013).

4 Závěr

Bakalářská práce je zaměřena především na potravní ekologii vlka obecného a jeho predanční tlak na hospodářská zvířata, a to nejen v evropských zemích, ale zejména pak v České republice. Práce mapuje potravní složení vlka v různorodých prostředích i s přihlédnutím k sezonalitě, stejně jako problematiku konzervace vlka a související konflikty ochránců přírody s chovateli hospodářských zvířat.

Srovnání studií přináší podrobnější vhled do situace v zemích napříč Evropou. Co se týče útoků na hospodářská zvířata, bylo opakovaně zjištěno, že ačkoli vlk preferuje snadno dostupnou, zranitelnou kořist, upřednostní téměř vždy pro něj přirozenou potravu, tedy divoče žijící kopytníky, jsou-li dostatečně hojně zastoupeni. Ke zvýšené predaci na hospodářská zvířata dochází v rámci Evropy především na jejím jihu, a to v regionech, kde je nedostatek divoče žijících kopytníků. Dále se pak stává navracejícím se problémem v lokalitách, kde nejsou stáda hospodářských zvířat adekvátně zabezpečena, čímž pro vlka znamenají velmi snadnou kořist.

Práce stručně mapuje jednotlivé metody zabezpečení i jejich efektivitu. Z výsledků je evidentní nutnost stáda kvalitně a účinně zabezpečovat. Správná aplikace takových preventivních metod totiž vede nejen k výraznému snížení útoků, ale v důsledku toho taktéž napomáhá ke zvýšení akceptace vlka veřejností, a tedy i jeho konzervaci.

Novým a zajímavým poznatkem bylo, jak často je problematika kolem vlka řešena poměrně neefektivním způsobem, který neřeší podstatu problému. Do budoucna by bylo výrazně přínosnější namísto odlovu či finančních kompenzací (za škody způsobené vlkem) finančně podporovat zabezpečení stád. K předejití vzniku tohoto konfliktu je též třeba monitorovat stavy populací divoče žijících kopytníků a zajistit jejich dostatečné množství, aby vlk plnil v ekosystému svou úlohu predátora na vrcholu potravního řetězce a nesoustředil se na hospodářská zvířata.

Konflikt ochránců přírody a chovatelů je i v České republice aktuálním tématem, které je potřeba řešit. Zde konkrétně vyvstává také vzhledem k dlouhé absenci vlka na českém území a jeho následné reintrodukci do oblastí, v níž si chovatelé odvykli na užívání metod zabezpečení před útoky predátorů. Pro úspěšnou konzervaci velkých šelem a ochranu hospodářských zvířat je klíčové rozšířit povědomí veřejnosti o správném přístupu k vlkovi a správném zabezpečení stád.

Ke zvolení vhodných preventivních opatření i úspěšnou konzervaci je ovšem důležitý již zmíněný monitoring nejen přirozené kořisti vlka, ale i vlka samotného. Právě monitoring stavů vlka, fotopastí a podrobnější výzkum jeho potravní ekologie na území České republiky může být předmětem navazující diplomové práce, která by přispěla k řešení trvajících konfliktů.

5 Literatura

- Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 2021. Přehled škod způsobených vlkem obecným v období 1.1.2020 – 31.12.2020. Agentura Ochrany Přírody a Krajiny České republiky, Praha. Available from <https://www.navratvlku.cz/skodni-udalost-prehled-skodnich-udalosti-2020/> (accessed February 2022).
- Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 2022. Škody vlkem na hospodářských zvířatech meziročně klesly. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha. Available from <https://www.ochranaprirody.cz/o-aopk-cr/aopk-cr-informuje/aktuality/skody-vlkem-na-hospodarskych-zviratech-mezirocne-klesly-nova-mapa-ukazuje-kde-je-triba-stada-zabez/> (accessed February 2022).
- Andersone Ž. 2003. Wolf (*Canis lupus*) diet in Latvia: seasonal, geographical and sexual variations. *Acta Zoologica Lituanica* **13**(1):87-87.
- Andersone Ž, Ozoliņš J. 2004. Food habits of wolves *Canis lupus* in Latvia. *Acta Theriologica* **49**(3):357-367.
- Anděl P, Petržílka L, Gorčicová I. 2010a. Indikátory fragmentace krajiny / metodická příručka. Evernia s.r.o., Liberec. ISBN: 978-80-903787-7-3.
- Anděl P, Mináriková T, Andreas M. 2010b. Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia s.r.o., Liberec. ISBN: 978-80-903787-5-9.
- Anděra M, Červený J. 2003. Červený seznam savců České republiky. Pages 121-129 in Plesník J, Hanzal V, Brejšková L, editors. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Příroda* **22**:1-184.
- Anděra M, Červený J, Bufka L, Bartošová D, Koubek P. 2004. Současné rozšíření vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice. *Lynx, nová série* **35**:5-12.
- Anděra M, Červený J. 2009. Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha. ISBN: 978-80-7036-259-4.
- Anděra M, Gaisler J. 2012. Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. 1. vydání. Academia, Praha. ISBN: 978-80-200-2185-4.
- Anděra M, Gaisler J. 2019. Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. 2., upravené vydání. Academia, Praha. ISBN: 978-80-200-2994-2.
- Andreska J, Andreska D. 2012. Lovecké techniky a právní normy vedoucí k vyhubení vlka evropského (*Canis lupus*) v Českých zemích. Pages 100-144 in Národní zemědělské muzeum Praha. *Prameny a studie*, 49. Z historie zemědělství II. Národní zemědělské muzeum Praha, Praha. ISBN: 978-80-86874-44-9.
- Ansorge H, Kluth G, Hahne S. 2006. Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica* **51**(1):99-106.
- Barja I. 2009. Prey and prey-age preference by the Iberian wolf *Canis lupus signatus* in a multiple-prey ecosystem. *Wildlife Biology* **15**(2):147-154.
- Barrueto M, Ford AT, Clevenger AP. 2014. Anthropogenic effects on activity patterns of wildlife at crossing structures. *Ecosphere* **5**(3) (27) DOI: 10.1890/ES13-00382.1.
- Bartošová D, Janík M, Kunc L, Orálek M, Voskár J. 2007. Ochrana hospodářských zvířat před velkými šelmami. Český svaz ochránců přírody, Valašské Meziříčí. Available from

- <https://www.ochranaprirody.cz/res/archive/373/059427.pdf?seek=1510234224> (accessed February 2022).
- Bautista C, et al. 2019. Large carnivore damage in Europe: Analysis of compensation and prevention programs. *Biological Conservation* **235**:308-316.
- Behdarvand N, Kaboli M, Ahmadi M, Nourani E, Mahini AS, Aghbolaghi MA. 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf-human conflict in a highly modified agroecosystem in western Iran. *Biological Conservation* **177**:156-164.
- Bisi J, Liukkonen T, Pohja-Mykra M, Kurki S. 2010. The good bad wolf—wolf evaluation reveals the roots of the Finnish wolf conflict. *European Journal of Wildlife Research* **56**(5):771-779.
- Blačiauskas L, Kazlauskas M, Randveer T. 2010. Lynx acceptance in Poland, Lithuania, and Estonia. *Estonian Journal of Ecology* **59**(1):52-61.
- Boitani L. 2000. Action plan for the conservation of wolves (*Canis lupus*) in Europe. Council of Europe, Nature and environment, Strasbourg Cedex. ISBN: 978-92-871-4425-6.
- Boitani L. 2003. Wolf conservation and recovery. Pages 317-340 in Mech LD, Boitani L, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-51697-4.
- Boitani L. 2018. *Canis Lupus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018 (errata version published in 2019). IUCN. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/3746/144226239#errata> (accessed August 2021).
- Blättler L, Find'o S. 2019. Jak pastevečtí psi chrání stáda: metodická příručka pro ochranu stád pomocí pasteveckých psů. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha. ISBN: 978-80-88076-80-3.
- Bosch G, Hagen-Plantinga EA, Hendriks WH. 2015. Dietary nutrient profiles of wild wolves: insights for optimal dog nutrition? *British Journal of Nutrition* **113**(S1):S40-S54.
- Bradley EH, Robinson HS, Bangs EE, Kunkel K, Jimenez MD, Gude JA, Grimm T. 2015. Effects of wolf removal on livestock depredation recurrence and wolf recovery in Montana, Idaho, and Wyoming. *The Journal of Wildlife Management* **79**(8):1337-1346.
- Bruns A, Waltert M, Khorozyan I. 2020. The effectiveness of livestock protection measures against wolves (*Canis lupus*) and implications for their co-existence with humans. *Global Ecology and Conservation* **21** (e00868) DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00868.
- Bruskotter JT, Wilson RS. 2014. Determining where the wild things will be: using psychological theory to find tolerance for large carnivores. *Conservation Letters* **7**(3):158-165.
- Capitani C, Bertelli I, Varuzza P, Scandura M, Apollonio M. 2004. A comparative analysis of wolf (*Canis lupus*) diet in three different Italian ecosystems. *Mammalian Biology* **69**(1):1-10.
- Capitani C, Chynoweth M, Kusak J, Çoban E, Şekercioğlu ÇH. 2016. Wolf diet in an agricultural landscape of north-eastern Turkey. *Mammalia* **80**(3):329-334.
- Ciucci P. 2015. All's well that ends well? Wolf recovery and conservation in Ital. *Int. Wolf* **25**(4):24-25.
- Ciucci P, Artoni L, Crispino F, Tosoni E, Boitani L. 2018. Inter-pack, seasonal and annual variation in prey consumed by wolves in Pollino National Park, southern Italy. *European Journal of Wildlife Research* **64**(1):5.

- Clavel J, Julliard R, Devictor V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**(4):222-228.
- Colvin RM, Witt GB, Jacey J. 2015. The social identity approach to understanding socio-political conflict environmental and natural resources management. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* **34**:237-246.
- Cordoni G. 2009. Social play in captive wolves (*Canis lupus*): not only an immature affair. *Behavior* **146**(10):1363-1385.
- Cordoni G, Palagi E. 2015. Being a victim or an aggressor: Different functions of triadic post-conflict interactions in wolves (*Canis lupus lupus*). *Aggressive Behavior* **41**(6):526-536.
- Cordoni G, Palagi E. 2019. Back to the future: A glance over wolf social behavior to understand dog–human relationship. *Animals* **9**(11) (991) DOI: 10.3390/ani9110991.
- Česká národní rada. 1992. Zákon č. 114 ze dne 19. února 1992, o ochraně přírody a krajiny. Pages 666-692 in *Sbírka zákonů České republiky, 1992, částka 28*. Česká republika.
- Černe R. 2016. A project to increase tolerance toward bears through conflict mitigation and the development of a population management approach. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Černe R, Krofel M, Jonozovič M, Sila A, Potočnik H, Marenče M, Molinari P, Kusak J, Berce T, Bartol M. 2019. A fieldguide for investigating damages caused by carnivores: brown bear, grey wolf, golden jackal, red fox, eurasian lynx. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Davidson-Nelson SJ, Gehring TM. Testing fladry as a nonlethal management tool for wolves and coyotes in Michigan. *Human–Wildlife Interactions* **4**(1):87-94.
- DDBW. 2021. Totfunde von Wölfen–Tabelle. DDBW. Available from <https://dbb-wolf.de/totfunde/statistik-der-todesursachen> (accessed December 2021).
- Dondina O, Meriggi A, Dagradi V, Perversi M, Milanesi P. 2014. Wolf predation on livestock in an area of northern Italy and prediction of damage risk. *Ethology Ecology & Evolution* **27**(2):200-219.
- Dressel S, Sandström C, Ericsson G. 2015. A meta-analysis of studies on attitudes toward bears and wolves across Europe 1976-2012. *Conservation Biology* **29**(2):565-574.
- Duřa M, Kutal M. (expertní zpráva) 2019. Složení potravy vlka na území ČR – předběžné výsledky. Pages 47-49 in *Program péče o vlka obecného 2020*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Du Plessis JJ, et al. 2018. Past and current management of predation on livestock. Pages 125-177 in Kerley GIH, Wilson SL, Baflour D, editors. *Livestock predation and its management in South Africa: a scientific assessment*. Centre for African Conservation Ecology, Nelson Mandela University, Port Elizabeth, South Africa.
- Eggermann J, da Costa GF, Guerra AM, Kirchner WH, Petrucci-Fonseca F. 2011. Presence of Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in relation to land cover, livestock and human influence in Portugal. *Mammalian Biology* **76**(2):217-221.
- Fan Z, et al. 2016. Worldwide patterns of genomic variation and admixture in gray wolves. *Genome Research* **26**(2):163-173.
- FAOSTAT. 2018. Food and Agriculture Organisations of the United Nations. FAOSTAT, Rome, Italy.

- Fejklová P, Červený J, Koubek P, Bartošová D, Bufka L. 2004. Poznámky k potravě vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice. *Lynx*, nová série **35**(1):27-33.
- Findo S, Chovancová B. 2004. Home ranges of two wolf pack in the Slovak Carpathians. *Folia Zoologica* **53**(1):17-26.
- Flousek J, Kutal M, Benda P, Klitsch M, Kafka P, Kuna P, Pavel V, Pudil M, Tejrovský V. 2014. Současný výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a vlka obecného (*Canis lupus*) v severním a severozápadním pohraničí České republiky. Pages 91-97 in Kutal M, Suchomel J, editors. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc. ISBN: 978-80-244-4072-9.
- Garcia-Lozano C, Varga D, Pintó J, Roig-Munar FX. 2020. Landscape connectivity and suitable habitat analysis for wolves (*Canis lupus L.*) in the Eastern Pyrenees. *Sustainability* **12**(14) (5762) DOI: 10.3390/su12145762.
- Gazzola A, Bertelli I, Avanzinelli E, Tolosano A, Bertotto P, Apollonio M. 2005. Predation by wolves (*Canis lupus*) on wild and domestic ungulates in western Alps, Italy. *Journal of Zoology* **266**(2):205-213.
- Gazzola A, Avanzinelli E, Bertelli I, Tolosano A, Bertotto P, Musso R, Apollonio M. 2007. The role of the wolf in shaping a multi-species ungulate community in the Italian western Alps. *Italian Journal of Zoology* **74**(3):297-307.
- Gazzola A, Capitani C, Mattioli L, Apollonio M. 2008. Livestock damage and wolf presence. *Journal of Zoology* **274**(3):261-269.
- Gehring TM, VerCauteren KC, Provost ML, Cellar AC. 2011. Utility of livestock protection dogs for deterring wildlife from cattle farms. *Wildlife Research* **37**:715-721.
- Gusset M, Maddock AH, Gunther GJ, Szykman M, Slotow R, Walters M, Somers MJ. 2008. Conflicting human interests over the re-introduction of endangered wild dogs in South Africa. *Biodiversity and Conservation* **17**(1):83-101.
- Hindrikson M, Männil P, Ozoliņš J, Krzywinski A, Saarma U. 2012. Bucking the trend in wolf-dog hybridization: first evidence from Europe of hybridization between female dogs and male wolves. *PloS One* **7**(10) (e46465) DOI: 10.1371/journal.pone.0046465.
- Hindrikson M, Remm J, Männil P, Ozoliņš J, Tammeleht E, Saarma U. 2013. Spatial genetic analyses reveal cryptic population structure and migration patterns in a continuously harvested grey wolf (*Canis lupus*) population in north-eastern Europe. *PloS One* **8**(9) (e75765) DOI: 10.1371/journal.pone.0075765.
- Holubec O. 2021, September 1. Vlci se vrací do Beskyd. Ochránci mají radost, pastevci se s nimi učí žít. iDNES.cz. Available from https://www.idnes.cz/zlin/zpravy/zlinsky-kraj-beskydy-ochrana-vlci-se-rozmnozuji-ovce-stada-utoky.A210828_624158_zlin-zpravy_hoo (accessed September 2021).
- Hulva P, et al. 2018. Wolves at the crossroad: Fission-fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distributions* **24**(2):179-192.
- Chambers SM, Fain SR, Fazio B, Amaral M. 2012. An account of the taxonomy of North American wolves from morphological and genetic analyses. *North American Fauna* **77**(1):1-67.
- Chapron G, et al. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* **346**(6216):1517-1519.

- Chapron G, Treves A. 2016: Blood does not buy goodwill: allowing culling increases poaching of a large carnivore. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **283**(1830) (20152939) DOI: 10.1098/rspb.2015.2939.
- Chobot K, Němec M. 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Příroda* **34**:1-182.
- Iliopoulos Y, Sgardelis S, Koutis V, Savaris D. 2009. Wolf depredation on livestock in central Greece. *Acta Theriologica* **54**(1):11-22.
- Iliopoulos Y, Astaras C, Lazarou Y, Petridou M, Kazantzidis S, Waltert M. 2019. Tools for a co-existence: fladry corrals efficiently repel wild wolves (*Canis lupus*) from experimental baiting sites. *Wildlife Research* **46**(6):484-498.
- Imbert C, Caniglia R, Fabbri E, Milanese P, Randi E, Serafini M, Torretta E, Meriggi A. 2016. Why do wolves eat livestock? Factors influencing wolf diet in northern Italy. *Biological Conservation* **195**(2016):156-168.
- Institute for Fish and Wildlife Health – Bern. 2019. The dog follows his prey and bites almost every part of the body. Injuries are therefore visible on the entire carcass. Similar injuries can occur, when wolves teach their pups to hunt. Page 52 in Černe R, Krofel M, Jonozovič M, Sila A, Potočnik H, Marenče M, Molinari P, Kusak J, Berce T, Bartol M, editors. A fieldguide for investigating damages caused by carnivores: brown bear, grey wolf, golden jackal, red fox, eurasian lynx. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Janeiro-Otero A, Newsome TM, Van Eeden LM, Ripple WJ, Dormann CF. 2020. Grey wolf (*Canis lupus*) predation on livestock in relation to prey availability. *Biological Conservation* **243** (108433) DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108433.
- Jarić I, Gessner J, Solow AR. 2016. Inferring functional extinction based on sighting records. *Biological Conservation* **199**(2016):84-87.
- Jędrzejewski W, Schmidt K, Theuerkauf J, Jędrzejewska B, Selva N, Zub K, Szymura L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecology* **83**(5):1341-1356.
- Jędrzejewski W, Niedzałkowska M, Nowak S, Jędrzejewska B. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions* **10**(3):225-233.
- Jędrzejewski W, Schmidt K, Theuerkauf J, Jędrzejewska B, Kowalczyk R. 2007. Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarcticscale patterns. *Ecography* **30**(1):66–76.
- Jędrzejewski W, Jędrzejewska B, Zawadzka B, Borowik T, Nowak S, Mysłajek RW. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* **11**(5):377-390.
- Jędrzejewski W, et al. 2010. Synthesizing wolf ecology and management in eastern Europe: similarities and contrasts with North America. Pages 207-233 in Musiani M, Boitani L, Paquet PC, editors. *The world of wolves: new perspectives on ecology, behaviour and management*. University of Calgary Press, Calgary. ISBN: 978-1-55238-269-1.
- Jędrzejewski W, Niedzałkowska M, Hayward M, Goszczyński J, Jędrzejewska B, Borowik T, Bartoń K, Nowak S, Harmuszkiewicz J, Juszczyk A, Kałamarz T, Kłoch A, Koniuch J, Kotiuk K, Mysłajek RW, Nęczyńska M, Olczyk A, Teleon M, Wojtulewicz M. 2012.

- Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy* **93**(6):1480-1492.
- Johansson M, Sjöström M, Karlsson J, Brännlund R. 2012. Is human fear affecting public willingness to pay for the management and conservation of large carnivores? *Society and Natural Resources* **25**(6):610-620.
- Kaartinen S, Kojola I, Colpaert A. 2005. Finnish wolves avoid roads and settlements. *Annales Zoologici Fennici* **42**(5):523–532.
- Kaartinen S, Luoto M, Kojola I. 2009. Carnivore-livestock conflicts: determinants of wolf (*Canis lupus*) depredation on sheep farms in Finland. *Biodiversity and Conservation* **18**(13):3503-3517.
- Kaltenborn BP, Brainerd SM. 2016. Can poaching inadvertently contribute to increased public acceptance of wolves in Scandinavia? *European Journal of Wildlife Research* **62**(2):179-188.
- Karlsson J, Johansson Ö. 2010. Predictability of repeated carnivore attacks on livestock favours reactive use of mitigation measures. *Journal of Applied Ecology* **47**(1):166-171.
- Khorozyan I, Waltert M. 2019. How long do anti-predator interventions remain effective? Patterns, thresholds and uncertainty. *Royal Society Open Science* **6**(9) (190826) DOI: 10.1098/rsos.190826.
- Kleiven J, Bjerke T, Kaltenborn BP. 2004. Factors influencing the social acceptability of large carnivore behaviours. *Biodiversity & Conservation* **13**(9):1647-1658.
- Kojola I, Aspi J, Hakala A, Heikkinen S, Ilmoni C, Ronkainen S. 2006. Dispersal in an expanding wolf population in Finland. *Journal of Mammalogy* **87**(2):281-286.
- Kouřilová J, Lososová J, Havrlant T, Dohnalová A. 2018. Problematika protichůdných dotací na chov vybraných hospodářských zvířat a ochranu predátora (případ ovcí a vlků). Akademické nakladatelství CERM, Brno. ISBN: 978-80-7204-998-1.
- Kovařík P, Kutal M, Machar I. 2014. Sheep and wolves: Is the occurrence of large predators a limiting factor for sheep grazing in the Czech Carpathians?. *Journal for Nature Conservation* **22**(5):479-486.
- Krofel M, Treves A, Ripple WJ, Chapron G, López-Bao JV. 2015. Hunted carnivores at outsized risk. *Science* **350**(6260):518-519.
- Krofel M. 2019. The prey is often eaten in several spots. A pack can eat a prey the size of a sheep or roe deer in one hour. Page 55 in Černe R, Krofel M, Jonozovič M, Sila A, Potočnik H, Marenče M, Molinari P, Kusak J, Berce T, Bartol M, editors. A fieldguide for investigating damages caused by carnivores: brown bear, grey wolf, golden jackal, red fox, eurasian lynx. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Kuijper DPJ, Churski M, Trouwborst A, Heurich M, Smit C, Kerley GIH, Cromsigt JPGM. 2019. Keep the wolf from the door: how conserve wolves in Europe's human-dominated landscapes? *Biological Conservation* **235**:102-111.
- Kurtén B, Anderson E. 1980. Pleistocene mammals of North America. Columbia University Press, New York. ISBN: 978-0-231-03733-4.
- Kusak J, Huber D, Gomerčić T, Schwaderer G, Gužvica G. 2009. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *European Journal of Wildlife Research* **55**(1):7-21.

- Kutal M. 2013. Velké šelmy v českých lesích: význam z pohledu ochrany přírody a myslivosti. 2., dopl. vyd. Hnutí Duha Olomouc. Olomouc. ISBN: 978-80-904530-4-3.
- Kutal M, Suchomel J. 2014. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc. ISBN: 978-80-244-4072-9.
- Kutal M, et al. 2017. Výskyt velkých šelem – rýsa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) – a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012-2016 (Carnivora). *Lynx*, nová série **48**:93-107.
- Lagos L, Bárcena F. 2018. Spatial variability in wolf diet and prey selection in Galicia (NW Spain). *Mammal Research* **63**(2):125-139.
- Lanszki J, Márkus M, Ujváry D, Szabó A, Szemethy L. 2012. Diet of wolves *Canis lupus* returning to Hungary. *Acta Theriologica* **57**(2):189-193.
- Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE). Wolf - *Canis lupus*. LCIE. Available from <https://www.lcie.org/Largecarnivores/Wolf.aspx> (accessed August 2021).
- Letnic M, Koch F, Gordon C, Crowther MS, Dickman CR. 2009. Keystone effects of an alien top predator on extinctions of native mammals. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* **276**:3249-3256.
- Liberg O, Andrén H, Pedersen HC, Sand H, Sejberg D, Wabakken P, Åkesson M, Bensch S. 2005. Severe inbreeding depression in wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biology Letters* **1**(1):17-20.
- Linnell JD, Nilsen EB, Lande US, Herfindal I, Odden J, Skogen K, Breitenmoser U. 2005. Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality. Pages 162-175 in Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz, editors. *People and wildlife, conflict or coexistence?*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN: 978-0-521-82505-4.
- Linnell JDC. 2013. From conflict to coexistence: insights from multi-disciplinary research into the relationships between people, large carnivores and institutions. Istituto di Ecologia Applicata, Rome. Available from: https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/carnivores/pdf/task_4_conflict_coexistence.pdf.
- Linnell JDC & Lescureux N. 2015. Livestock guarding dogs – cultural heritage icons with a new relevance for mitigating conservation conflicts. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim. ISBN: 978-82-426-3500-6.
- Linnell JDC, Cretois B. 2018. Research for AGRI Committee - the revival of wolves and other large predators and its impact on farmers and their livelihood in rural regions of Europe. European Parliament, Brussels.
- Llaneza L, López Bao JV. 2015. Indirect effects of changes in environmental and agricultural policies on the diet of wolves. *European Journal of Wildlife Research* **61**(6):895-902.
- López-Bao JV, Sazatornil V, Llaneza L, Rodríguez A. 2013. Indirect effects on heathland conservation and wolf persistence of contradictory policies that threaten traditional free-ranging horse husbandry. *Conservation Letters* **6**(6):448-455.
- López-Bao JV, Kaczensky P, Linnell JDC, Boitani L, Chapron G. 2015. Carnivore coexistence: wilderness not required. *Science* **348**(6237):871-872.

- Lososová J, Kouřilová J, Dohnalová A. 2019. Increasing conflict between predator protection and pastoral farming in the Czech Republic. *Trames-Journal of the Humanities and Social Sciences* **23**(4):381-408.
- Lososová J, Kouřilová J, Soukupová N. 2021. Controversial approach of wolf management in the Czech Republic. *Agricultural Economics - Czech* **67**(1):1-10.
- Loučka R, Havrlant T. 2020. Vlci v české krajině - zdroj sporů mezi farmáři a ochránci přírody. Agrární komora České republiky, Praha. ISBN: 978-80-88351-15-3.
- Lovari S, Sforzi A, Scala C, Fico R. 2007. Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door?. *Journal of Zoology* **272**(2):117-124.
- Madhusudan MD, Mishra C. 2003. Why big, fierce animals are threatened: conserving large mammals in densely populated landscapes. Pages 31-35 in Saberwal V, Rangarajan M, editors. *Battles over nature: science and the politics of conservation*. Permanent Black, New Delhi. ISBN: 81-7824-048-3.
- Margulies JD, Karanth KK. 2018. The production of human-wildlife conflict: a political animal geography of encounter. *Geoforum* **95**:153-164.
- Martins I, Krofel M, Mota PG, Álvares F. 2020. Consumption of Carnivores by Wolves: A Worldwide Analysis of Patterns and Drivers. *Diversity-Basel* **12**(12):470.
- Marucco F, Boitani L. 2012. Wolf population monitoring and livestock depredation preventive measure in Europe. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **23**(1):1-4.
- Mattioli L, Capitani C, Avanzielli E, Bertelli I, Gazzola A, Apollonio M. 2004. Predation by wolves (*Canis lupus*) on roe deer (*Capreolus capreolus*) in north-eastern Apennine, Italy. *Journal of Zoology* **264**(3):249-258.
- Mattioli L, Capitani C, Gazzola A, Scandura M, Apollonio M. 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research* **57**(4):909-922.
- Mech LD, Boitani L. 2003. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-51697-4.
- Mech LD, Boitani L. 2003. Wolf social ecology. Pages 1-34 in Mech LD, Boitani L, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-51697-4.
- Mech LD, Smith DW, MacNulty DR. 2015. *Wolves on the hunt: the behavior of wolves hunting wild prey*. The University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-25514-9.
- Mech LD. 2017. Where can wolves live and how can we live with them? *Biological Conservation* **210**: 310-317.
- Meriggi A, Brangi A, Schenone L, Signorelli D, Milanesi P. 2011. Changes of wolf (*Canis lupus*) diet in Italy in relation to the increase of wild ungulate abundance. *Ethology Ecology & Evolution* **23**(3):195-210.
- Migli D, Youlatos D, Iliopoulos Y. 2005. Winter food habits of wolves in central Greece. *Journal of Biological Research* **4**:217-220.
- Milanesi P, Meriggi A, Merli E. 2012. Selection of wild ungulates by wolves *Canis lupus* (L. 1758) in an area of the Northern Apennines (North Italy). *Ethology Ecology & Evolution* **24**(1):81-96.
- Mináriková T, Strnad M, Hlaváč V, Bláhová A, Romportl D, Šustr P, Bufka L, Andreas M. 2010. Biology and ecology of focal species. Pages 7-42 in Anděl P, Mináriková T,

- Andreas M, editors. Protection of landscape connectivity for large mammals. Evernia, Liberec. ISBN: 978-80-903787-8-0.
- Ministerstvo zahraničních věcí. 1994. Úmluva č. 127 ze dne 1. května 1994, o ochraně stěhovavých druhů. Pages 1258-1264 in Sbirka zákonů České republiky, 1994, částka 40. Česká republika.
- Ministerstvo životního prostředí. 2020. Program péče o vlka obecného 2020. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Ministerstvo životního prostředí. 2021. Vyhláška č. 126 ze dne 11. března 2021, o způsobu výpočtu výše škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. Pages 1082-1089 in Sbirka zákonů České republiky, 2021, částka 48. Česká republika.
- Miller BJ, Harlow HJ, Harlow TS, Biggins D, Ripple WJ. 2012. Trophic cascades linking wolves (*Canis lupus*), coyotes (*Canis latrans*), and small mammals. *Canadian Journal of Zoology* **90**(1):70-78.
- Miller JRB, Stoner KJ, Cejtin MR, Meyer TK, Middleton AD, Schmitz OJ. 2016. Effectiveness of contemporary techniques for reducing livestock depredations by large carnivores. *Wildlife Society Bulletin* **40**(4):806-815.
- Moura AE, Tsingarska E, Dąbrowski MJ, Czarnomska SD, Jędrzejewska B, Pilot M. 2014. Unregulated hunting and genetic recovery from a severe population decline: the cautionary case of Bulgarian wolves. *Conservation Genetics* **15**(2):405-417.
- Mukherjee S, Heithaus MR. 2013. Dangerous prey and daring predators: a review. *Biological Reviews* **88**(3):550-563.
- Müller S. 2006. Diet composition of wolves (*Canis lupus*) on the Scandinavian peninsula determined by scat analysis [MSc. Thesis]. Technical University of Munich, Munich.
- Musiani M, Mamo C, Boitani L, Callaghan C, Gates CC, Mattei L, Visalberghi E, Breck S, Volpi G. 2003. Wolf depredation trends and the use of flandry barriers to protect livestock in western North America. *Conservation Biology* **17**(6):1538-1547.
- Myers P, Espinosa R, Parr CS, Jones T, Hammond GS, Dewey TA. 2021. The animal diversity web. Regents of the University of Michigan. Available from https://animaldiversity.org/accounts/Canis_lupus/classification/#Canis_lupus (accessed November 2021).
- Mysłajek RW, Nowak S. 2012. Factors affecting utilization of wildlife crossing structures by mammals at A4 motorway (Western Poland). Pages 21-24 in IENE 2012 International Conference. Safeguarding ecological functions across transport infrastructure. IENE, Berlin-Potsdam.
- Newsome TM, Ripple WJ. 2015. Carnivore coexistence: trophic cascades. *Science* **347**(6220): 383-383.
- Newsome TM, Boitani L, Chapron G, Ciucci P, Dickman CR, Dellinger JA, López-Bao JV, Peterson RO, Shores CR, Wirsing AJ, Ripple WJ. 2016. Food habits of the world's grey wolves. *Mammalian Review* **46**(4):255-269.
- Newsome TM, van Eeden LM. 2017. The effects of food waste on wildlife and humans. *Sustainability* **9**(7) (1269) DOI: 10.3390/su9071269.
- Nosková K. 2021. Vlci v létě způsobili škody za více než půl milionu. Zlín.cz - informační server, Zlín. Available from <https://zlin.cz/zpravy/vlci-v-lete-zpusobili-skody-za-vice-nej-pul-milionu/> (accessed February 2022).

- Nowak RM. 2003. Wolf evolution and taxonomy. Pages 239-258 in Mech LD, Boitani L, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-51697-4.
- Nowak S, Mysłajek RW, 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.
- Nowak S, Mysłajek RW, Jędrzejewska B. 2008. Density and demography of wolf, *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996–2003. *Folia Zoologica* **57**:392-402.
- Nowak S, Jędrzejewski W. 2009. Ecology, behavior, and population genetics of wolves (*Canis lupus*) in Poland. *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research* **4**(2):67-69.
- Nowak S, Mysłajek RW, Kłosińska A, Gabryś G. 2011. Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology* **76**(6):709-715.
- Nowak S, Mysłajek RW. 2016. Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001-2012. *Mammal Research* **61**(2):83-98.
- Packard JM. 2003. Wolf behavior: reproductive, social and intelligent. Pages 35-65 in Mech LD, Boitani L, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-51697-4.
- Palagi E, Cordoni G, Demuru E, Bekoff M. 2016. Fair play and its connection with social tolerance, reciprocity and the ethology of peace. *Behaviour* **153**(9-11):1195-1216.
- Parlament České republiky. 2000. Zákon č. 115 ze dne 5. dubna 2000, o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. Pages 1612-1616 in *Sbírka zákonů České republiky, 2000, částka 35*. Česká republika.
- Parlament České republiky. 2009. Zákon č. 40 ze dne 8. ledna 2009, trestní zákoník. Pages 354-461 in *Sbírka zákonů České republiky, 2009, částka 11*. Česká republika.
- Penteriani V, et al. 2016. Human behavior can trigger large carnivore attacks in developed countries. *Science Reports* **6**(1) (45250) DOI:10.1038/srep45250.
- Peterson RO, Ciucci P. 2003. The wolf as a carnivore. Pages 104-130 in Mech LD, Boitani L, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. ISBN: 978-0-226-51697-4.
- Petridou M, Youlatos D, Lazarou Y, Silinides K, Pylidis C, Giannakopoulos A, Kati V, Iliopoulos Y. 2019. Wolf diet and livestock selection in central Greece. *Mammalia* **83**(6):530-538.
- Petroelje TR, Kautz TM, Beyer DE, Belant JL. 2021. Interference competition between wolves and coyotes during variable prey abundance. *Ecology and Evolution* **11**(3):1413-1431.
- Pilot M, Greco C, von Holdt BM, Randi E, Jędrzejewski W, Sidorovich VE, Konopiński MK, Ostrander EA, Wayne RK. 2018. Widespread, long-term admixture between grey wolves and domestic dogs across Eurasia and its implications for the conservation status of hybrids. *Evolutionary Applications*. **11**(5):662-680.
- Pimenta V, Barroso I, Boitani L, Beja P. 2018. Risks a la carte: Modelling the occurrence and intensity of wolf predation on multiple livestock species. *Biological Conservation* **228**:331-342.

- Plaschke M, Bhardwaj M, König HJ, Wenz E, Dobiáš K, Ford AT. 2021. Green bridges in a re-colonizing landscape: Wolves (*Canis lupus*) in Brandenburg, Germany. *Conservation Science and Practice* **3**(3) (e00364) DOI: 10.1111/csp2.364.
- Poudyal N, Baral N, Asah ST. 2016. Wolf lethal control and livestock depredations: counter-evidence from respecified models. *PLoS One* **11**(2) (e0148743) DOI: 10.1371/journal.pone.0148743.
- Randi E. 2008. Detecting hybridization between wild species and their domesticated relatives. *Molecular Biology* **17**(1):285-293.
- Randi E. 2011. Genetics and conservation of wolves *Canis lupus* in Europe. *Mammal Review* **41**(2):99-111.
- Redpath SM, Young J, Evely A, Adams WM, Sutherland WJ, Whitehouse A, Amar A, Lambert RA, Linnell JDC, Watt A, Gutiérrez RJ. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution* **28**(2):100-109.
- Redpath SM, Bhatia S, Young J. 2014. Tilting at wildlife: reconsidering human-Wildlife conflict. *Oryx* **49**(2):222-225.
- Reed A. 2018. Ahead of the 81st northwest championship sheepdog trial. *Statesman Journal*, Salem, Oregon. Available from <https://eu.statesmanjournal.com/story/life/2018/05/18/northwest-championship-sheepdog-trial-scio-oregon/620677002/> (accessed February 2022).
- Reinhardt I, Rauer G, Kluth G, Kaczensky P, Knauer F, Wotsichowsky U. 2012. Livestock protection methods applicable for Germany e a country newly recolonized by wolves. *Hystrix* **23**:67-72.
- Rigg R, Bartošová D, Kutal M. 2010. *Pastevečtí psi: praktická příručka pro chovatele ovcí a koz*. Hnutí Duha Olomouc, Olomouc. ISBN: 978-80-904530-0-5.
- Rigg R, Find'ó S, Wechselberger M, Gorman ML, Sillero-Zubiri C, Macdonald DW. 2011. Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. *Oryx* **45**(2):272-280.
- Ripple WJ, Beschta RL. 2012. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* **58**(4):733-742.
- Ripple WJ, et al. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* **343**(6167) (1241484) DOI: 10.1126/science.1241484.
- Ripple WJ, et al. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* **1**(4) (e1400103) DOI: 10.1126/sciadv.1400103.
- Ritchie EG, Johnson CN. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* **12**(9):982-998.
- Robinson TP, Wint GRW, Conchedda G, Van Boeckel TP, Ercoli V, Palamara E, Cinardi G, D'Aiotti L, Hay SI, Gilbert M. 2014. Mapping the Global Distribution of Livestock. *PLoS One* **9**(5) (e96084) DOI: 10.1371/journal.pone.0096084.
- Ronnenberg K, Habbe B, Gräber R, Strauß E, Siebert U. 2017. Coexistence of wolves and humans in a densely populated region (Lower Saxony, Germany). *Basic and Applied Ecology* **25**:1-14.
- Rueness EK, Asmyhr MG, Sillero-Zubiri C, Macdonald DW, Bekele A, Atickem A, Stenseth NC. 2011. The cryptic African wolf: *Canis aureus lupaster* is not a golden jackal and is not endemic to Egypt. *PloS One* **6**(1) (e16385) DOI: 10.1371/journal.pone.0016385.

- Ruprecht JS, Ausband DE, Mitchell MS, Garton EO, Zager P. 2012. Homesite attendance based on sex, breeding status, and number of helpers in gray wolf packs. *Journal of Mammalogy* **93**(4):1001-1005.
- Rutledge LY, White BN, Row JR, Patterson BR. 2012. Intense harvesting of eastern wolves facilitated hybridization with coyotes. *Ecology and Evolution* **2**(1):19-33.
- Salvatori V, Mertens AD. 2012. Damage prevention methods in Europe: experiences from LIFE nature projects. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy* **23**(1):73-79.
- Salvatori V. 2013. Large carnivore conservation and management in Europe: the contribution of EC co-funded LIFE projects. Istituto di Ecologia Applicata, Rome.
- Sand H, Wikenros C, Wabakken P, Liberg O. 2006. Cross-continental differences in patterns of predation: will naive moose in Scandinavia ever learn? *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **273**(1592):1421-1427.
- Santiago-Avilla FJ, Cornman AM, Treves A. 2018. Killing wolves to prevent predation on livestock may protect farm but harm neighbors. *PLoS One* **13**(12) (e0189729) DOI: 10.1371/journal.pone.0209716.
- Satirus. 2021. Skull of grey wolf isolated on a white background. Opened mouth. Focus on full depth. Shutterstock. Available from <https://www.shutterstock.com/cs/image-photo/skull-grey-wolf-isolated-on-white-293223356> (accessed November 2021).
- Shivik JA, Treves A, Callahan P. 2003. Nonlethal techniques for managing predation: primary and secondary repellents. *Conservation Biology* **17**(6):1531-1537.
- Sidorovich VE, Tikhomirova LL, Jędrzejewska B. 2003. Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990-2000. *Wildlife Biology* **9**(2):103-111.
- Sila A. 2019a. The wolf kills its prey with a strong and precise bite to the neck. Occasionally ripping out the whole trachea. Page 53 in Černe R, Krofel M, Jonozovič M, Sila A, Potočnik H, Marenče M, Molinari P, Kusak J, Berce T, Bartol M, editors. A fieldguide for investigating damages caused by carnivores: brown bear, grey wolf, golden jackal, red fox, eurasian lynx. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Sila A. 2019b. The wolf can grab smaller prey, such as lambs, over the body or head and can tear them in half. Page 52 in Černe R, Krofel M, Jonozovič M, Sila A, Potočnik H, Marenče M, Molinari P, Kusak J, Berce T, Bartol, editors. A fieldguide for investigating damages caused by carnivores: brown bear, grey wolf, golden jackal, red fox, eurasian lynx. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Sila A. 2019c. The dog usually shakes its head or entire body when holding the prey, causing severe injuries with large wounds in the throat and neck area. Page 53 in Černe R, Krofel M, Jonozovič M, Sila A, Potočnik H, Marenče M, Molinari P, Kusak J, Berce T, Bartol M, editors. A fieldguide for investigating damages caused by carnivores: brown bear, grey wolf, golden jackal, red fox, eurasian lynx. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana.
- Sillero-Zubiri C. 2009. Family *Canidae* (dogs). Pages 352-447 in Wilson DE, Mittermeier RA, editors. Handbook of the mammals of the world, vol. 1: Carnivores. Lynx Edicions, Barcelona. ISBN: 978-84-96553-49-1.

- Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project. 2021. Identifying the agent. Slovenia Forest Service – LIFE DINALP BEAR project, Ljubljana. Available from varna-pasa.si/en/damage-cases/identifying-the-agent/ (accessed September 2021).
- Śmietana W. 2005. Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* **50**(2):277-288.
- Smith DJ, van der Ree R, Rosell C. 2015. Wildlife crossing structures: an effective strategy to restore or maintain connectivity across roads. Pages 172-183 in van der Ree R, Smith DJ, Grilo C, editors. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex. ISBN 978-1-118-56818-7.
- Stahl P, Vandel JM, Herrenschmidt P, Migot P. 2001. The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura Mountains. *Biological Conservation* **101**(1):15-22.
- Ståhlberg S, Bassi E, Viviani V, Apollonio M. 2017. Quantifying prey selection of Northern and Southern European wolves (*Canis lupus*). *Mammalian Biology* **83**(1):34-43.
- Sterling EJ, et al. 2017. Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological Conservation* **209**:159-171.
- Stone SA, Breck SW, Timberlake J, Haswell PM, Najera F, Bean BS, Thornhill DJ. 2017. Adaptive use of nonlethal strategies for minimizing wolf-sheep conflict in Idaho. *Journal of Mammalogy* **98**(1):33-44.
- Struebig MJ, et al. 2018. Addressing human-tiger conflict using socio-ecological information on tolerance and risk. *Nature Communications* **9**(1) (3455) DOI: 10.1038/s41467-018-05983-y.
- Šelmy.cz. 2020, February 25. Počet vlčích smeček se za rok zvýšil, do Česka zasahuje osmnáct vlčích teritorií. Šelmy.cz. Available from [https://www.selmy.cz/tiskove-zpravy/pocet-vcich-smecek-se-za-rok-zvysil-do-ceska-zasahuje-osmnact-vcich-teritorii/](https://www.selmy.cz/tiskove-zpravy/pocet-vlcich-smecek-se-za-rok-zvysil-do-ceska-zasahuje-osmnact-vcich-teritorii/) (accessed September 2021).
- Šelmy.cz. 2021, January 25. Vlčích teritorií meziročně přibylo, do Česka jich zasahuje dvaadvacet. Šelmy.cz. Available from <https://www.selmy.cz/tiskove-zpravy/vlcich-teritorii-mezirocne-pribylo-do-ceska-jich-zasahuje-dvaadvacet/> (accessed September 2021).
- Špínka M, Newberry RC, Bekoff M. 2001. Mammalian play: training for unexpected. *The Quarterly Review of Biology* **76**(2):141-168.
- Tedford RH, Wang X, Taylor BE. 2009. Phylogenetic systematics of the North America fossil Caninae (Carnivora: Canidae). *Bulletin of the American Museum of Natural History* **325**:1-218.
- Terborgh J, Estes JA. 2010. *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press, Washington DC. ISBN: 978-1-59726-486-0.
- Tewksbury JJ, Levey DJ, Haddad NM, Sargent S, Orrock JL, Weldon A, Danielson BJ, Brinkerhoff J, Damschen EI, Townsend P. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **99**(20):12923-12926.
- The Council of the European Communities. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992, on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Strasbourg.
- Thiel RP, Wydeven AP. 2011. Eastern wolf (*Canis lycaon*) status assessment report: covering east-central North America. Wisconsin Department of Natural Resources, Wisconsin.

- Torres RT, Silva N, Brotas G, Fonseca C. 2015. To Eat or Not To Eat? The Diet of the Endangered Iberian Wolf (*Canis lupus signatus*) in a Human-Dominated Landscape in Central Portugal. PLoS ONE **10**(6) (e0129379) DOI: 10.1371/journal.pone.0129379.
- Torres RT, Lopes D, Fonseca C, Rosalino LM. 2020. One rule does not fit them all: patterns and drivers of stakeholders perspectives of the endangered Iberian wolf. Journal for Nature Conservation **55**(2020) (125822) DOI: 10.1016/j.jnc.2020.125822.
- Trbojević I, Penezić A, Kusak J, Stevanović O, Ćirović D. 2020. Wolf diet and livestock depredation in North Bosnia and Herzegovina. Mammalian Biology **100**(5):499-504.
- Treves A, Karanth KU. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. Conservation Biology **17**(6):1491-1499.
- Treves A, Naughton-Treves L, Harper EK, Mladenoff DJ, Rose RA, Stickley TA, Wydeven AP. 2004. Predicting human-carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. Conservation Biology **18**(1):114-125.
- Treves A, Naughton-Treves L. 2005. Evaluating lethal control in the management of human-wildlife conflict. Pages 86-106 in Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz A, editors. People and wildlife, conflict or coexistence?. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN: 978-0-521-82505-4.
- Treves A. 2009. Hunting for large carnivore conservation. Journal of Applied Ecology **46**(6):1350-1356.
- Treves A, Krofel M, McManus J. 2016. Predator control should not be a shot in the dark. Frontiers in Ecology and the Environment **14**(7):380-388.
- Trouwborst A, Boitani L, Linnell JDC. 2017. Interpreting 'favourable conservation status' for large carnivores in Europe: how many are needed and how many are wanted? Biodiversity and Conservation **26**:37-61.
- Van Liere D, Dwyer C, Jordan D, Premik-Banič A, Valenčič A, Kompan D, Siard N. Farm characteristics in Slovene wolf habitat related to attacks on sheep. Applied Animal Behavior Science **144**(1-2):46-56.
- Von Holdt BM, et al. 2011. A genome-wide perspective on the evolutionary history of enigmatic wolf-like canids. Genome Research **21**(8):1294-1305.
- Vorel A, Žďárský P, Šebková N, Groessl F, Jelínková J, Tomášek V, Krajča T, Černá B. 2020. Ochrana hospodářských zvířat před útoky velkých šelem. Česká zemědělská univerzita, Praha. Available from <https://standardy.nature.cz/res/archive/318/072247.pdf?seek=1600155369> (accessed February 2022).
- Vos J. 2000. Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. Journal of Zoology **251**(4):457-462.
- Wagner C, Holzappel M, Kluth G, Reinhardt I, Ansorge H. 2012. Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. Mammalian Biology **77**(3):196-203.
- Wang X, Tedford RH. 2008. Dogs: their fossil relatives and evolutionary history. Columbia University Press, New York. ISBN: 978-0-231-13528-3.
- Wesley-Hunt GD, Flynn JJ. 2005. Phylogeny of the Carnivora: basal relationships among the carnivoramorphans, and assessment of the position of 'Miacoida' relative to Carnivora. Journal of Systematic Palaeontology **3**(1):1-28.

- Wikenros C, Sand H, Wabakken P, Liberg O, Pedersen HC. 2009. Wolf predation on moose and roe deer: chase distances and outcome of encounters. *Acta Theriologica* **54**(3):207-218.
- Wilmers CC, Stahler DR, Crabtree RL, Smith DW, Getz WM. 2003. Resource dispersion and consumer dominance: scavenging at wolf- and hunter-killed carcasses in Greater Yellowstone, USA. *Ecology Letters* **6**(11):996-1003.
- Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz A. 2005. *People and wildlife, conflict or coexistence*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN: 978-0-521-82505-4.
- Zimmermann A, Walpole MJ, Leader-Williams N. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, **39**(4):406.
- Zub K, Theuerkauf J, Jędrzejewski W, Jędrzejewska B, Schmidt K, Kowalczyk R. 2003. Wolf pack territory marking in the Białowieża Primeval Forest (Poland). *Behavior* **140**(5):635-648.
- 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):141-152.

6 Samostatné přílohy

Tab. 2: Potravní složení vlka v evropských zemích

Bělorusko

potravní preference	- největší podíl v přepočtu na biomasu prase divoké, los evropský, srnec obecný bez zřejmého upřednostnění konkrétního druhu - druhotný podíl bobr evropský (<i>Castor fiber</i>), zajíci (<i>Lepus sp.</i>), psík mývalovitý (<i>Nyctereutes procyonoides</i>) - zhruba 5 % hospodářská zvířata
prostředí	- severovýchod Běloruska poblíž řeky Lovat, rozloha zhruba 800 km ² - smíšené lesy mírného pásu, ledovcová jezera, bažiny, zemědělská obydlí
vzorky	- 1185 vzorků trusu, sběr ve všech ročních obdobích
zahnuté studie	Sidorovich et al. 2003

Vlivem pytláctví došlo v průběhu let 1990–1996 k až šestinásobnému poklesu populace divoce žijících kopytníků a důsledkem toho k nárůstu konzumace hospodářských zvířat, převážně hovězího dobytka. V nedostatku přirozené kořisti se stávali vlci opovážlivějšími a přibližovali se k lidským obydlím se záměrem zisku potravy. Na přelomu tisíciletí se při obnově původního stavu spárkaté zvěře opětovně vlci navrátili k pro ně přirozené potravě.

Bosna a Hercegovina

potravní preference	- na jaře srnec obecný, prase divoké, zajíc polní, kuna lesní (<i>Martes martes</i>) - na podzim a v zimě ovce domácí (<i>Ovis gmelini f. aries</i>), koza domácí (<i>Capra aegagrus hircus</i>), pes domácí, tur domácí (<i>Bos taurus</i>), prase domácí (<i>Sus scrofa domesticus</i>), kůň domácí (<i>Equus ferus f. caballus</i>) - v létě a na podzim doplněna o rostlinnou složku
prostředí	- pohoří Tisovac a Manjača na severu země
vzorky	- 101 vzorků trusu
zahnuté studie	Trbojević et al. 2020

Vlci jsou zde pod vážným ohrožením, kdy není možné stanovit přesný počet jedinců z důvodu jejich neustálého odlovu na většině území Bosny a Hercegoviny. Během zimy jsou tamější ovce, prasata i kozy uchovněny v otevřených dřevěných stájích které mnohdy postrádají doporučené formy zabezpečení v podobě elektrických ohradníků a hlídacích psů. Naproti tomu skot a koně jsou ustájeni v uzavřených prostorách. V létě jsou pak během pastevecké sezóny zvířata volně vypuštěna na volně otevřená prostranství s nevhodně přivázanými či zcela scházejícími pasteveckými psy a nedostatečnou ochranou. Důslednější využívání preventivních opatření by mohlo vést ke zmírnění vlkem napáchaných škod (Miller et al. 2016; Stone et al. 2017; Ciucci et al. 2018).

Itálie

potravní preference	- v Itálii nejkonzumovanější prase divoké, srnec obecný - nejvyšší konzumace prasete divokého na severu Apenin - na západě Alp a severu Apenin nejméně útoků na hospodářská zvířata - míra predace na HZ závisí na hojnosti divoké spárkaté zvěře - na jihu Apenin méně srnců, více stržených ovcí
---------------------	--

	- v Ligurii nejvíce též prase divoké a srnec obecný
	- v Ligurii nedostatečné zabezpečení, důležitou složkou potravy tak i koza domácí, tur domácí a ovce domácí
prostředí	- 28 rozdílných lokalit v západních Alpách, severních a centrálních Apeninách
	- středomořská Ligurie
zahrnuté studie	Capitani et al. 2004; Gazzola et al. 2005; Gazzola et al. 2007, Lovari et al. 2007; Meriggi et al. 2011; Milanese et al. 2012; Imbert et al. 2016; Ståhlberg et al. 2017

V potravě vlků u sledovaných druhů hospodářských zvířat nebyly významné sezónní změny, kdežto mezi divokými kopytníky došlo k patrným rozdílům. V průběhu léta byli konzumováni hlavně srnci, kteří jsou zranitelnější vzhledem k přítomnosti mláďat. Narůstající italská populace srnců se v průběhu studie významně projevila v potravě tamějších vlků v posledních desetiletích. Ke zvýšenému využití divokých prasat dochází v zimě, kdy bývají zraněna lovci a vlci je následně snadno vyhledají a ukořistí. V případech divokých prasat mají vlci tendenci se zaměřovat na mladé dospělce s vyzrálou tělesnou konstitucí a absencí zkušeností.

Závěry italských studií zaznamenávají rozmach preference vlků pro divoce žijící spárkatou zvěř přímo korelující s jejím populačním nárůstem současně s postupným poklesem hospodářských zvířat v jejich potravě. U místních chovatelů vůči vlkům přesto i nadále převládá negativní postoj, jehož důsledkem dochází k trávení a nelegálnímu odlovu.

Lotyšsko

potravní preference	- 60 % zkonsumované biomasy prase divoké, jelen evropský, srnec obecný a los evropský
	- obzvláště v létě také bobr evropský
	- v malém množství menší šelmy jako psík mývalovitý, liška obecná, jezevec lesní, pes domácí, vydra říční (<i>Lutra lutra</i>)
	- v zimě vyšší pozitivní selekce divokých prasat
prostředí	- více než polovina země řídko obydlené zalesněné plochy (44 %) a rašeliniště (10 %)
	- kontinentální klima, dlouhotrvající kruté zimy
vzorky	- sběr vzorků žaludků a trusu
zahrnuté studie	Andersons & Ozoliņš 2004; Žunna et al. 2009

Pokud by lotyšští chovatelé více dbali na preventivní opatření, která jsou téměř zcela přehlížena navzdory desítkám ročně stržených ovcí a dobytka, mohla by dle Žunna et al. (2009) být predace domestikovaných zvířat minimalizována. Hospodářská zvířata totiž v Lotyšsku představují ve srovnání se zbytkem potravního spektra vlka pouze druhořadou kořist.

Maďarsko

potravní preference	- téměř výhradně divocí kopytníci; prase divoké, jelen evropský, srnec obecný
	- v zimě a na jaře nejčastěji jelen, na podzim srnec
	- na podzim též prase divoké, na nějž si vlk troufá spíše ve smečce
	- na jaře juvenilní jedinci prasete divokého
	- vlivem nízkého zastoupení hospodářských zvířat a hojnosti divokých kopytníků nižší predace na HZ než v okolních zemích

zahrnuté studie	Nowak et al. 2005; Lanszki et al. 2012
prostředí	<ul style="list-style-type: none"> - národní park Aggteleki při slovenské hranici - vlhké kontinentální klima - převážně listnaté lesy, např. habr obecný (<i>Carpinus betulus</i>), dub zimní (<i>Quercus patraea</i>) a buk lesní (<i>Fagus Sylvatica</i>) - ornice, mokřady, louky

Německo

potravní preference	<ul style="list-style-type: none"> - hlavním komponentem srnec obecný a prase divoké - v menší míře jelen evropský, muflon evropský, zajíc polní - na jaře a v zimě upřednostňováno prase divoké - divocí kopytníci minimálně 93,1 % potravy zdejších vlků - díky účinnému zabezpečení velmi nízká míra útoků na hospodářská zvířata
prostředí	<ul style="list-style-type: none"> - Braniborsko a Sasko - suchý nížinatý povrch, semi-kontinentální klima - borové a smíšené lesy, místy otevřená vřesoviště - v době výzkumu veškeré vlkem obývané území v Německu
vzorky	- od dubna 2001 po březen 2009 sebráno během všech ročních období 1890 vzorků trusu
zahrnuté studie	Ansorge et al. 2006; Wagner et al. 2011

Situace v Německu je zjevným důkazem, že vlk se dokáže plně přizpůsobit lokalitám s vysokou hustotou zalidnění, aniž napáchá škody na hospodářských zvířatech.

Polsko

potravní preference	<ul style="list-style-type: none"> - na všech studovaných územích preference divokých kopytníků - především srnec obecný, jelen evropský, prase divoké - na některých územích tyto druhy více než 98 % zkonzumované biomasy - na severovýchodě též los evropský, bobr evropský, psík mývalovitý - místy nejpreferovanější jelen, dle Nowak et al. 2011 však nebezpečný pro méně početné smečky - snaha vyhýbat se dospělcům divokých prasat - v oblastech Białowieża, Rzepin či Walcz preference selat divokých prasat - volba kořisti závislá na potravní nabídce - hospodářská zvířata nejsou běžnou kořistí
prostředí	<ul style="list-style-type: none"> - různorodé lokality - Bydgoszcz s převahou písčinych dun a borových lesů - Walcz s dunami, smíšenými lesy, jezírky a bažinami - Rzepin v blízkosti lidských sídel - prales Białowieża - horské regiony Beskid a Karpat
zahrnuté studie	Jędrzejewski et al. 2002; Nowak et al. 2005; Nowak & Jędrzejewski 2009; Nowak et al. 2011; Jędrzejewski et al. 2012

Portugalsko

- potravni preference
- v obou lokalitách především hospodářská zvířata
 - v pohoří Arada téměř výlučně koza domácí (97,5 % potravy vlků), příležitostně pes domácí či prase divoké
 - prase divoké jediný divoce žijící kopytník v Aradě, zastoupeno vzácně
 - v NP Peneda-Gerês vzácně zastoupen též srnec obecný
 - v Peneda-Gerês především koza domácí (58,7 % potravy) a kůň domácí (41,3 % potravy)
 - na středozápadě koza domácí, tur domácí, kůň domácí a ovce domácí
 - v Portugalsku extrémní závislost vlků na hospodářských zvířatech důsledkem nízkého zastoupení divokých kopytníků
 - dle aktuálnější studie Pimenta et al. (2018) vyjma prasete divokého rozšířen také srnec obecný a jelen evropský
- prostředí
- středomořské klima s porosty křovin
 - studie v pohoří Arada jižně od města Porto
 - studie v NP Peneda-Gerês poblíž španělské hranice na severu
 - studie v horách na středozápadě země
 - v NP Peneda-Gerês flora jako krvokvět (*Scadoxus multiflorus*), vřesovec stromovitý (*Erica arborea*) i čtyřřadý (*Erica tetralix*) a trpasličí keř (*Ulex minor*), olše lepkavá (*Betula alnus*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), dub pyrenejský (*Quercus pyrenaica*), akácie sivozelená (*Acacia dealbata*) a borovice přímořská (*Pinus pinaster*)
 - na středozápadě i zemědělská půda, městské úseky
 - na středozápadě flora jako anglický dub (*Quercus robur*), pyrenejský dub (*Quercus pyrenaica*), kaštanovník setý (*Castanea sativa*), borovice přímořská (*Pinus pinaster*), blahovičnick kulatoplodý (*Eucalyptus globulus*)
- zahrnuté studie
- Vos 2000; Torres et al. 2015; Pimenta et al. 2018

Vysoce početná stáda skládající se z více než 200 kusů koz se bez přítomnosti pasteveckých psů volně pasou od úsvitu do setmění. V nepřehledném hornatém terénu jednotlivá zvířata nelze spolehlivě uhlídat. Kozy jsou totiž nesoudržné, oddělují se od stáda, a stávají se tak pro vlky snadno cílitelnou obětí.

Upřednostnění koní vlky lze v lokalitě národního parku Peneda-Gerês vysvětlit praxí pastevců z ponechání volného pohybu koním na pastvinách po celý rok, a to během dne i noci. Vlci tak mají příležitost na ně zaútočit přes noc, čímž se pro ně snižuje riziko na případné střetnutí s člověkem. V létě jsou hříbata pro vlky obzvláště nenáročnou kořistí.

Predaci na vysoce ceněném skotu by zřejmě bylo možné redukovat pasením pod dohledem blíže k osadám a využíváním metod zabezpečení, které jsou místními ovšem opomenuty. Skot je navíc vlkem považován za mohutnější, a proto také nebezpečnější kořist, které se mnohdy s vidinou možného zranění vyhne, pokud má alternativní možnost k predaci.

Řecko

- potravni preference
- výraznou část potravy vlků (frekvence výskytu 73,5 %) hospodářská zvířata,
 - divoká kořist téměř scházela (frekvence výskytu 0,5 %)
 - v jednom vzorku prase divoké, vzácný srnec obecný v žádném vzorku

	<ul style="list-style-type: none"> - nejvíce selektovanou kořistí koza domácí (frekvence výskytu 46,0 %) a ovce (frekvence výskytu 11,5 %) - značné množství spořádané trávy (frekvence výskytu 19,5 %) - méně často mršiny prasat a skot - kozy nejčastější v létě i zimě, skot častěji během léta
prostředí	<ul style="list-style-type: none"> - hustě osídlené zemědělské oblasti, stálezelené křoviny a dubové lesy - početná stáda hospodářských zvířat v kontrastu s nízkou populací a variací divokých kopytníků v okolí města Domokos v centrálním pevninském Řecku
vzorky	- 123 vzorků vlčího trusu, z toho 76 v zimě a 47 v létě
zahrnuté studie	Migli et al. 2005; Iliopoulos et al. 2009; Petridou et al. 2019

Přestože chov koz není v Řecku natolik rozsáhlý a jsou zde střeženy pasteveckými psy i lidmi, vlci je jako snadněji dostupnou kořist preferují. Kozy vykazují sklon utíkat od stáda a zdržovat se v odlehlejších krajinách, což vlkům poskytuje další potenciální příležitosti k útoku. Ovcím se navzdory mnohočetně se vyskytujícím, volně přístupným stádům vlci vyhýbali ve všech obdobích. To je nejspíše zapříčiněno soudržností stád, která považují za nesnadný cíl vyžadující nadměrnou námahu při predaci. Takové chování bylo v Řecku zaznamenáno i dříve.

Hospodářská zvířata se ve studované oblasti volně pasou po celý rok. Skot a prasata se pasou nechráněni v průběhu dne, zatímco stáda koz a ovcí střeží pastevečtí psi i lidé. Soustředění vlků na hospodářská zvířata je zřejmě zapříčiněno nedostatkem přirozené kořisti a její dostupností.

Španělsko

potravní preference	<ul style="list-style-type: none"> - na severozápadě převážně koza domácí, ovce domácí, pes domácí - na severozápadě též četná konzumace odpadků a mršin - v oblastech s dostatkem reintrodukovaných divokých kopytníků téměř výlučnou stravou jelen evropský a prase divoké (např. Sierra Morena) - v NP Montes do Ivernadeiro nízký civilizační tlak, tudíž nízká predace na hospodářských zvířatech - v NP Montes do Ivernadeiro nejčastěji srnec obecný ve všech ročních obdobích, dále jelen evropský, prase divoké, muflon evropský a daněk evropský - v NP zhruba 10 % potravy koza a ovce domácí - v Galicii více než 60 % potravy hospodářská zvířata, zejména kuň domácí a tur domácí - v Galicii nízké zastoupení divoce žijících kopytníků
prostředí	<ul style="list-style-type: none"> - oblast Douro-Meseta na severozápadě - NP Montes do Ivernadeiro - oblast Sierra Morena na jihu - oblast Galicie na západě - hustě osídlené oblasti - dominantní křoviny jako španělský vřesovec (<i>Erica australis</i>) a kručinka (<i>Pterospartum tridentatum</i>), skalní růže (<i>Halimium lasianthum</i>) - poblíž vodních toků původní doubravy - horké letní měsíce a chladné zimy

vzorky - 508 vzorků trusu v systematickém opakovaném sběru s opakováním každých 45 dní v rozmezí let 1998–2002
- v Galicii rozbor 85 žaludků

zahrnuté studie Barja 2009; Llaneza & López-Bao 2015, Lagos & Bárcena 2018

Švédsko

potravní preference - 90,5 % vlčí potravy divocí kopytníci, zejména los evropský a srnec obecný
- 5,7 % potravy menší savci jako bobr evropský či zajíc polní
- v zimě téměř výhradně losi
- v létě zejména losí mláďata, absence bobrů
- hospodářská zvířata jen zanedbatelnou částí potravy

prostředí - jehličnaté tajgy, v horách ojediněle tundry
- skandinávské lesy na pomezí Norska a Švédska jedny z nejnarušenějších lidskou činností, zbývající část pouze 5 % původního porostu
- nejhojnějšími dřevinami borovice lesní (*Pinus sylvestris*), smrk ztepilý (*Picea abies*), z listnatých pak bříza pýřitá (*Betula pubescens*), vrba (*Salix sp.*) nebo topol osika (*Populus tremula*)

vzorky - 2159 vzorků trusu z dvaceti různých vlčích teritorií v jižním-centrálním Švédsku, z toho 803 v letním období a 1334 v zimním

zahrnuté studie Sand et al. 2006; Wikenros et al. 2009; Ståhlberg et al. 2017

Losi jsou schopni způsobit predátorům vážná zranění, dokonce zapříčinit smrt. Ve Skandinávii došlo v důsledku dlouhé nepřítomnosti vlků ke zhoršení jejich obranných mechanismů, bez kterých se stávají pro vlky snazší a zranitelnější kořisti. Méně částí srnci se oproti losům chovají ostražitěji, při úniku uráží delších vzdáleností, a tudíž v jejich ulovení nejsou vlci příliš úspěšní.

Švýcarsko

potravní preference - oblast bohatá na divoce žijící kopytníky
- nejkonzumovanější jelen evropský, zejména kolouši, dále pak srnec obecný, kamzík horský, muflon evropský, případně prase divoké
- v létě ovšem důležitou složkou potravy i hospodářská zvířata
- nechráněná stáda pasoucích se koz a ovcí

prostředí - region Surselva o rozloze 416 km² na východě švýcarských Alp
- od 700 m n.m. v povodí řeky Rýna až po 3158 m n.m. na nejvyšším vrcholu
- dominantní smrk ztepilý
- ve vyšších polohách až 4 metry sněhu
- v době výzkumu pouze jednotliví vlci, nikoli smečky

vzorky - 81 vzorků trusu

zahrnuté studie Weber & Hofer 2010

Ve Švýcarsku vlk obecný využívá jako zdroj obživy taktéž nechráněná četná stáda zranitelných domácích koz a ovcí. V alpském terénu kozy a ovce jen s obtížemi přechájejí před predátory jakým je vlk, a bez patričních ochranných metod se stávají snadnou obětí.