

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ochrana životního prostředí

Studijní obor: B-OZP



Jana Matějčková

Vliv chráněných území na ochranu savců v Evropě
The impact of protected areas on mammal conservation in Europe

Bakalářská práce

Vedoucí práce: prof. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2025

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala svému vedoucímu práce, panu profesoru Jiřímu Reifovi, za cenné rady, odborné vedení a také převážně za trpělivost během zpracování této bakalářské práce. Velké díky patří také mým přátelům a rodině za jejich podporu a povzbuzení, které mi pomáhalo překonávat těžké chvíle. Nakonec bych také ráda poděkovala všem, kteří mi jakkoliv pomohli nebo mi poskytli užitečné informace a materiály potřebné pro zpracování této práce.

Díky vám všem jsem mohla tuto práci úspěšně dokončit.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 18.04.2025

.....
Jana Matějčková

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zaměřuje na vliv chráněných území na ochranu savců v Evropě a hodnotí, jak významně tato území přispívají k pozitivním trendům v populacích různých skupin savců. Současně se zamýšlí nad účinností chráněných oblastí v boji s důsledky ohrožujících faktorů, jako jsou nemoci, změny klimatu a lidská činnost. Práce se také věnuje principům ochrany prostřednictvím chráněných území, jejich účinnosti a rozdílům ve vlivu na jednotlivé skupiny savců jako jsou kopytníci, šelmy a hlodavci. Výsledky ukazují, že chráněná území jsou klíčovým nástrojem ochrany přírody, avšak jejich efektivita je často ovlivněna dalšími faktory, což vyžaduje kombinaci ochranných opatření s adaptivním managementem a širšími ekologickými strategiemi. Na základě těchto poznatků práce navrhuje doporučení pro zlepšení ochrany savců v Evropě. Konkrétně by se Evropa měla zaměřit na posílení přeshraniční spolupráce v ochraně přírody, aby se díky tomu zajistila propojenost stanovišť a migračních koridorů. Dále je také nezbytné investovat do výzkumu vlivu klimatických změn na populace savců a vyvíjet strategie pro adaptaci na tyto změny. Zásadní je také minimalizovat fragmentaci krajiny, která je způsobena dopravní infrastrukturou a podporovat vytváření ekoduktů a zelených mostů. V neposlední řadě je klíčové zvýšit informovanost veřejnosti o významu ochrany savců a zapojit místní komunity do ochranných aktivit.

Klíčová slova: ochrana přírody, chráněná území, management populací, biodiverzita, savci, rys iberský, Evropská unie, středomořský region, změna klimatu, fragmentace habitatů, dopravní infrastruktura

Abstract

This bachelor thesis focuses on the impact of protected areas on mammal conservation in Europe and assesses how significantly these areas contribute to positive trends in populations of different mammal groups. It also considers the effectiveness of protected areas in addressing the impacts of threatening factors such as climate change, disease and human activities. The thesis also looks at the principles of conservation through protected areas, their effectiveness and differences in their impact between different mammal groups such as ungulates, carnivores and rodents. The results show that protected areas are a key conservation tool, but their effectiveness is often influenced by other factors, requiring a combination of conservation measures with adaptive management and broader ecological strategies. Based on these findings, the thesis proposes recommendations for improving mammal conservation in Europe. Specifically Europe should focus on strengthening cross-border cooperation in nature conservation to ensure the connectivity of habitats and migration corridors. It is also essential to invest in research on the impact of climate change on mammal populations and to develop strategies to adapt to these changes. Minimizing landscape fragmentation caused by transport infrastructure and promoting the creation of ecoducts and green bridges is also crucial. Last but not least, it is key to raise public awareness about the importance of mammal conservation and involve local communities in conservation activities.

Keywords: nature conservation, protected areas, population management, biodiversity, mammals, Iberian lynx, European Union, Mediterranean region, climate change, habitat fragmentation, transport infrastructure

Obsah

1	ÚVOD	1
2	POPIS SAVCŮ	1
3	OHROŽUJÍCÍ FAKTORY	2
3.1	NEMOCI.....	2
3.2	ZMĚNA KLIMATU	3
3.3	ZTRÁTA NEBO ZMĚNA PŮVODNÍHO HABITATU	4
3.4	DOPRAVNÍ INFRASTRUKTURA	5
4	OCHRANA PROSTŘEDNICTVÍM CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ	8
4.1	ANALÝZA MEZER V ÚZEMNÍ OCHRANĚ	8
4.2	ÚČINNOST CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ	9
4.3	ÚČINNOST CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ PŘI OCHRANĚ SAVCŮ	10
5	VLIV CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ NA JEDNOTLIVÉ SKUPINY SAVCŮ	11
5.1	POROVNÁNÍ BÝLOŽRAVCŮ A MASOŽRAVCŮ	11
5.2	KOPYTNÍCI.....	11
5.3	ŠELMY	13
5.3.1	MANGUSTA EGYPTSKÁ A JEZEVEC LESNÍ.....	13
5.3.2	LIŠKA OBECNÁ	15
5.3.3	VYDRA ŘÍČNÍ	16
5.4	HLODAVCI.....	18
5.4.1	PLCH HRABAVÝ	19
6	DISKUZE	20
7	ZÁVĚR	23
8	LITERATURA	24

1 ÚVOD

Evropa se stala díky finančním investicím a směrnici o stanovištích v rámci projektů LIFE velmi významnou oblastí pro ochranu biodiverzity (Mammola et al. 2020). Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti si dokonce stanovila ambiciózní cíl: do roku 2030 uchovat 30 % svého suchozemského a mořského území jako chráněné oblasti a mimo to také zajistit, aby nedošlo ke zhoršení trendů ochrany přírody a stavu chráněných druhů (Mammola et al. 2020). Její roční rozpočet se odhaduje na 20 miliard EUR. Je proto otázkou, jak takovéto prostředky ochraně biodiverzity pomohly (Mammola et al. 2020).

Jednou ze skupin, které se těší velké pozornosti ochrany přírody, jsou savci (Mammola et al. 2020). Analýza projektů LIFE zaměřená na živočichy v letech 1992 až 2018 prokázala, že investice do bezobratlých byly šestkrát nižší než do obratlovců, konkrétně 150 milionů oproti 970 milionů EUR, přičemž na savce a ptáky připadalo 75 % celkového rozpočtu (Mammola et al. 2020). To je ve značné disproporci vůči množství druhů, které tyto skupiny tvoří – investice na jeden druh bezobratlých byly až 468krát nižší než do obratlovců, jakkoliv je pravděpodobné, že ekologická podobnost různých druhů bezobratlých bude větší než u obratlovců (Mammola et al. 2020).

V Evropě se přitom ukazuje, že se populace řady druhů savců v posledních desetiletích zvedají (Simón et al. 2009; Simón 2018; Conserjería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible [CAGPDS], 2018). Je proto zajímavé se ptát, do jaké míry za tyto pozitivní trendy mohou chráněná území, jelikož ta představují nejzákladnější kámen jakéhokoliv ochranného systému, a do jaké míry to lze přičíst na vrub jiným faktorům. Rozluštění této hádanky je důležité pro efektivnost investic do ochrany přírody: pokud pro nynější trendy savčích populací nejsou chráněná území rozhodující, je otázkou, zda má smysl usilovat o splnění stanovených cílů do roku 2030. Zhodnocení argumentů pro a proti je cílem této práce.

2 POPIS SAVCŮ

Savci patří mezi nejznámější obratlovce a jsou velmi rozmanitou skupinou živočichů (Burnie, 2014). Jejich charakteristickým znakem je schopnost krmit svá mláďata mlékem, které produkují mléčné žlázy – unikátní kožní struktury, podle nichž je tato třída nazývána

Mammalia (Burnie, 2014). Většina druhů savců rodí mláďata v různém stupni vyspělosti a jejich těla, kromě několika výjimek, pokrývá srst (Burnie, 2014).

Savci obývají různé prostředí a mají široké zeměpisné rozšíření (Burnie, 2014). Kromě pevniny dokázali obsadit i vzduch (např. letouni) a vodu (např. kytovci). Jsou úspěšní především díky schopnosti udržovat stálou vnitřní teplotu nezávisle na změnách vnějších podmínek (Burnie, 2014). Kromě toho jsou savci velmi přizpůsobiví – často mění své chování, aby se adaptovali na rychle se měnící prostředí (Burnie, 2014). Některé řády savců, jako například primáti, dokonce vytvářejí složitá společenství (Burnie, 2014).

Do třídy Mammalia patří přes 21 řádů, více než 140 čeledí a více než 4 475 druhů (Burnie, 2014). Základní rozdělení savců probíhá podle způsobu rozmnožování – na vejcorodé a živorodé. Živorodí savci se dále dělí na dvě skupiny: vačnatce a placentály (Rambousek, 2011).

3 OHROŽUJÍCÍ FAKTORY

3.1 NEMOCI

Nemoci mohou mít hlavní vliv na populace savců, a některé druhy jsou obzvláště citlivé na šíření virových nebo bakteriálních onemocnění, což může mít za následek jejich výrazný úbytek či dokonce ohrožení jejich existence (Moreno et al. 2008). Jedním z příkladů je rys iberský (*Lynx pardinus*), který je jedním z nejohroženějších obratlovců na světě (Moreno et al. 2008). Úbytek jeho hlavní kořisti, zajíců, během minulého století (Moreno et al. 2008) byl způsoben příchodem nové varianty hemoragického virového onemocnění (Delibes et al. 2014). Toto virové onemocnění mohlo tedy přímo souviset s poklesem relativní početnosti rysa iberského (Delibes-Mateos et al. 2014; Monterroso et al. 2016).

Navzdory těmto výzvám se početnost rysa iberského ve Španělsku díky ochranným opatřením dramaticky zvýšila. Dnes se jeho populace zvyšují a po reintrodukcii a programu chovu ex situ obsazuje dokonce nové oblasti, jako je Montes de Toledo nebo údolí řeky Matachel (Simón et al. 2009; Simón 2018; CAGPDS, 2018). Nicméně trend populace rysa v Národním parku Doñana prošel za posledních 15 let mírným poklesem, což kontrastuje se situací mimo národní park, kde populace rysa v posledním desetiletí rostla (Simón et al. 2009; Simón 2018; CAGPDS, 2018). Tento kontrast naznačuje, že lokální podmínky v Národním parku Doñana mohou mít zásadní vliv na dynamiku populace rysa iberského.

Veškerá současná teritoria rysa iberského v Národním parku Doñana se nacházejí v oblasti Coto del Rey v severním sektoru parku, kde bylo nalezeno téměř 70 % všech rysích stop (Ferrer a Negro 2004). To by mohlo mít souvislost se závislostí této kočkovité šelmy na zajících, kteří tvoří nejdůležitější kořist v jeho teritoriích (Delibes 1980; Rodríguez 2017). Avšak onemocnění, u kterého s jistotou víme, že bylo příčinou úbytku rysa iberského v Národním parku Doñana, byla epidemie viru kočičí leukemie, která se poprvé vyskytla během období rozmnožování v roce 2007 a která postihla tuto subpopulaci Coto del Rey (López et al. 2009). Nálezy s nízkými počty stop rysa iberského v tomto roce to potvrdily. Mimo to se také ukázalo, že mezi hlavní rizika, která mohou postihnout rysa iberského, patří právě nemoci (Millán et al. 2009).

Dalším zásadním faktorem, který může ovlivnit populaci rysa iberského v Národním parku Doñana, je výskyt toulavých koček domácích, které mohou být nosiči nemocí, jako je právě kočičí leukémie. Na některých stopách, zejména těch, které se nacházejí ve velké blízkosti městských oblastí (těmi jsou kupříkladu Matalascañas nebo El Rocío), je často zjišťován výskyt toulavých koček domácích, což potvrzuje skutečnost, že by se mohla situace opět změnit k horšímu, pokud by k obdobným případům došlo i v budoucnu (Serenio-Cadierno 2023).

3.2 ZMĚNA KLIMATU

Změna klimatu také představuje zásadní faktor, který může ovlivnit populace savců, přičemž její vliv byl studován například ve středomořském regionu. Středomoří je ohniskem biologické rozmanitosti s dlouhou historií změn přírodních ekosystémů vlivem lidské činnosti (Thuiller et al. 2006). Nejcitlivějšími místy na změnu klimatu byla chráněná území, která se nacházela především v sušších částech Středomoří, kupříkladu v severní Africe nebo na Blízkém východě, kde se očekával průměrný pokles druhové bohatosti v rozmezí 25 % až 37 % (Thuiller et al. 2006). V ohrožení však byla i jižní Evropa, konkrétně Španělsko, kde byl průměrný pokles počtu druhů odhadován v rozmezí 43 % až 29 % (Thuiller et al. 2006). V důsledku nedávné klimatické změny již některé druhy dokonce lokálně vyhynuly (Pounds et al. 2006). Tyto změny mohou mít velký dopad na ekosystémy, ve kterých žijí savci, a mohou tak nepřímo ovlivnit jejich populaci a druhovou bohatost.

Nejvyšší druhovou bohatost bychom za současných klimatických podmínek našli v severní části Středozemního moře, dále na Apeninském poloostrově, ve vnitřní části Řecka, v

severním Španělsku a Turecku (Maiorano et al. 2011). Vyšší druhová bohatost byla dále zjištěna nejen na hlavních ostrovech (např. Sicílie, Korsika a Sardinie), ale také podél pobřeží Maroka, Alžírsko a Tunisko v Africe (Maiorano et al. 2011). Avšak byly zjištěny i negativní změny v druhovém bohatství právě v důsledku změny klimatu, a to na většině území například ve Španělsku a v severní Africe, kde nyní druhy ubývají (Maiorano et al. 2011).

Hlavním centrem rozmanitosti savců v budoucnu by měla být Itálie, která by měla obsahovat většinu oblastí, kde se nachází nejvyšší druhová bohatost (Maiorano et al. 2011). U chráněných území nacházejících se ve Francii (mimo chráněná území podél pobřeží) a právě v severní a střední Itálii by se měla druhová početnost zvýšit, a to s průměrným nárůstem druhového bohatství od 10 % až do 20 % (Maiorano et al. 2011). Právě tyto chráněné oblasti ve střední Itálii a jižní Francii, které by buď získaly druhy nebo by zůstaly stabilní, by měly zažít výraznou změnu druhového složení v takovém rozsahu, který nemá v nedávné historii obdoby (Thuiller et al. 2006). Naopak valná většina chráněných území v Africe, na Blízkém východě a ve Španělsku ztratí významný počet druhů (Maiorano et al. 2011).

Ohledně strategie ochrany přírody je zřejmé, že již přijatá strategie by se měla lišit pro evropské a asijské/africké části Středomoří. V evropské části Středomoří je vzhledem k počtu a rozloze chráněných území prakticky nemožné navrhnout rozšíření nynějších sítí, avšak mohly by se zvážit určité nové strategie. Převážně se zdá být velmi důležité zabránit hrozbám, nesouvisejícím s klimatem. Mezi tyto hrozby můžeme zařadit například invazní druhy, další úbytek a zvýšenou fragmentaci stanovišť (Lawler 2009). Neočekává se, že by nynější síť chráněných území mohla účinně chránit stávající druhy, jelikož většina chráněných území bude pravděpodobně druhy spíše ztrácet. Je proto třeba zvážit také rychlé rozšíření sítě (např. v severní Africe je zapotřebí založit mnohem více chráněných oblastí) a její následné doplnění i jinými strategiemi. Především je navrhováno klást větší důraz na ochranu mimo rezervace, na zohlednění propojení mezi jednotlivými chráněnými územími, a i na opatření k řízení a zmírnění negativních dopadů. Důležitými kroky vpřed by mohlo být nejen zvážení adaptivní strategie řízení vně i uvnitř již existujících rezervací (Millar et al. 2007), ale i návrat k tradičním zemědělským a chovatelským postupům (Maiorano et al. 2011).

3.3 ZTRÁTA NEBO ZMĚNA PŮVODNÍHO HABITATU

Kromě změny klimatu středomořskou krajinu ovlivňuje také formování člověkem, které zde probíhá již minimálně posledních 10 000 let (Butzer 2005; Blondel 2006), což je výrazně déle

než v jakémkoli jiném ohnisku biodiverzity na světě. Interakce tradičních lidských činností a přírodních ekosystémů je jedním z hlavních důvodů vysoké environmentální rozmanitosti, která je pro tento region typická. Mimo jiné je také důvodem, proč se povodí Středozemního moře řadí mezi jednu ze čtyř nejvýznamnějších pozměňených horkých oblastí na Zemi (Myers et al. 2000; Hoekstra et al. 2005).

V dnešní době je tato vysoká biologická rozmanitost velmi ohrožena. Změny v hustotě lidské populace a ve využívání půdy byly totiž v posledních 50 letech velice výrazné (Debussche 1999; Falcucci et al. 2007), což mělo pro biologickou rozmanitost jak negativní, tak pozitivní důsledky (Sala et al. 2000; Falcucci et al. 2008; Maiorano et al. 2008). Ve středomořském regionu žije již asi 455 milionů lidí a tento region je zároveň významnou prázdninovou destinací, takže v letním období tento počet ještě výrazně narůstá. Tyto faktory zvyšují tlak na přírodní ekosystémy a vyžadují komplexní strategie ochrany, které by zohledňovaly jak historické, tak současné aspekty lidské činnosti v regionu. Proto je důležité vyvinout strategie, které budou zohledňovat jak historický vývoj krajiny, tak aktuální ekologické potřeby (Maiorano et al., 2011).

3.4 DOPRAVNÍ INFRASTRUKTURA

Dopravní infrastruktura, jako jsou dálnice a silnice, představuje další faktor, který může ovlivnit biologickou rozmanitost. Pod dopravní infrastrukturou si můžeme představit různé kategorie dálnic a typy silnic, které byly začleněny do krajiny. Dopadů silnic na divokou zvěř je velmi mnoho. Patří mezi ně například úprava chování zvířat. Silnice a dálnice ovlivňují chování zvířat různými způsoby. Zvířata se například stahují k vegetaci podél silnic, což ve vysoké míře zvyšuje jejich mortalitu na komunikacích (Anděl et al. 2005).

Dalším zásadním dopadem dopravní infrastruktury je vytváření okrajového efektu. Okrajový efekt je definován jako vliv, kterému je vystaveno společenstvo, nacházející se na hranici krajinného prvku. To může následně vést k vyšší druhové rozmanitosti v této přechodné zóně než v okolních biotopech, ale může to mít i negativní dopady na citlivé druhy. Ty jsou spojeny s fragmentací stanovišť nebo ztrátou konektivity. Co se týká fragmentace, silnice rozdělují rozsáhlé ekosystémy na malé části, a to omezuje pohyb živočichů mezi těmito fragmenty. Tím se následně snižuje genetická rozmanitost populací, což může vést k jejich vyhynutí (Anděl et al. 2011). Co se týká ztráty konektivity, izolace jednotlivých populací ztěžuje migraci a reprodukci živočichů. To může mít dlouhodobé ekologické následky, a z

tohoto důvodu je konektivita klíčová pro udržení zdravých populací a ekosystémů (Anděl a Hlaváč 2005).

Negativní dopady fragmentace lze zmírnit vytvářením koridorů, které usnadňují migraci a pohyb mezi fragmentovanými biotopy, což má pozitivní dopad na genetickou rozmanitost. Avšak pokud nejsou správně navrženy a udržovány, může to vést k nebezpečným situacím, kdy se zvířata dostávají do blízkosti vozidel, což zvyšuje riziko srážek (Jarošík 2011).

Výstavba silnic a s ní související lidská činnost také přispívají k zavlečení invazních a exotických druhů do nových oblastí (Ministerstvo životního prostředí 2023). Tyto druhy mohou být konkurenty pro místní organismy tím, že jim vezmou potravu a prostor. Invazivní druhy nemají mnoho přirozených predátorů v novém prostředí a díky tomu se mohou rychle šířit a dominovat nad původními druhy (Ministerstvo životního prostředí 2023).

Díky silnicím byl usnadněn přístup do dříve nedostupných oblastí, což však vede k intenzivnímu využívání těchto lokalit lidmi. To zahrnuje například zemědělství, rozvoj městské zástavby a rekreační aktivity. Tyto zásahy negativně ovlivňují místní biodiverzitu a ekosystémy. Vyšší tlak na přírodní zdroje může způsobit degradaci habitatů i snížení kvality životního prostředí (Laurance 2016).

Jedním z nejzávažnějších důsledků výstavby komunikací je úmrtnost živočichů při srážkách s vozidly. Mnoho druhů savců čelí vysokému riziku úmrtí během pokusu o překonání silnice. Právě tato úmrtí mohou mít velmi vážné důsledky pro populace těchto druhů, obzvláště pokud se jedná o ohrožené či vzácné druhy (Poledník et al. 2017). Například v Řecku je nejvíce obětí pozorováno hlavně u dvou druhů, a to u ježka východního (*Erinaceus roumanicus*) a u lišky obecné (*Vulpes vulpes*). Tyto druhy tvoří 42,1 % úmrtnosti savců při srážce s vozidly. I přes obtížné srovnání počtu přejetých ježků východních a rozdílů v celkovém množství ježků a například vlků obecných lze usuzovat, že počet přejetých ježků je velmi vysoký a s největší pravděpodobností převyšuje rozdíl v množství jedinců obou druhů. Ježci se totiž mnohem častěji vyskytují v blízkosti lidských sídel a silnic a průměrný ježek překoná 10 m širokou vozovku za 20 sekund (Bright 2015). Vlci se naopak vyskytují spíše v odlehlých oblastech a jsou rychlejší i opatrnější (Fórum ochrany přírody 2004). Z tohoto důvodu tvoří různé druhy šelem, právě jako je vlk obecný (*Canis lupus*) nebo šakal zlatý (*Canis aureus*), pouze 2,1 % úmrtnosti savců při srážkách v Řecku v Národním parku Dadia Lefkimi-Soufliou. Tyto šelmy jsou zde však hodnoceny jako zranitelné (Molina-Vacas et al. 2009), a proto i přes malý počet kolizí mohou mít jejich oběti negativní dopad na celkovou populaci velkých šelem. Dalším

významným druhem je tchoř tmavý (*Mustela putorius*), středně velký masožravec, který má klesající populační trendy jak v Evropě, tak po celém světě (Croose et al., 2018) a co se týká jihovýchodního rozšíření, nachází se pouze v severním Řecku. Tchoř tmavý velmi trpí srážkami s vozidly (Barg et al., 2022; Barrientos a Miranda, 2012; Croose et al., 2018). Nezávisle na tom, zda jsou nehody kolizí s tchořem tmavým v Národním parku Dadia Lefkimi-Soufliou nízké či vysoké, mohou i tak být pro populaci druhů omezujícím faktorem.

Dalším důležitým druhem, který stojí za zmínku, je kočka divoká evropská (*Felis silvestris silvestris*). I přesto, že tento druh nebyl v Řecku označen podle hodnocení IUCN EU jako ohrožený, v Evropě to ohrožený druh je a má silně klesající populační trend (Molina-Vacas et al. 2009). Proto by se měl i počet 17 mrtvých divokých koček v Národním parku Dadia Lefkimi-Soufliou brát v úvahu. Díky zjištění v Národním parku Dadia Lefkimi-Soufliou víme, že úhyn savců na silnicích je přibližně čtyřnásobně vyšší než u ptačích druhů. Podobně jako v dalších studiích (Bullock et al., 2011; Grilo et al., 2009; Smith-Patten & Patten, 2008; Taylor & Goldingay, 2004), je toto vysvětlováno převážně dvěma hlavními důvody: noční aktivitou zvířat a technickými vlastnostmi komunikací.

Druhy savců, u kterých jsme mohly zaznamenat nejvyšší počet srážek s vozidly, jako je např. liška obecná, ježek východní, kuna skalní (*Martes foina*) a jezevec lesní (*Meles meles*), mají velmi striktní noční chování. U druhů, které byly zabíjeny v menším počtu, jako je kupříkladu kočka divoká evropská, šakal zlatý nebo vlk obecný, převažuje také noční aktivita. Míra kolizí proto může být vyšší v blízkosti silnic a během noci, kdy světla aut často oslepují zvíře a způsobují, že může na několik sekund před nárazem „zamrznout“ (Brockie et al., 2009; Caro et al., 2000; Rowden et al. 2008). Pokud jde o technické vlastnosti silnice, zatáčky, ve kterých řidič nemá dostatečný výhled na další úsek silnice, výrazně zvyšují riziko kolizí se savci. Bylo dokázáno, že zvířata v nepřehledných zatáčkách nejsou schopna vidět blížící se vozidla (Arango-Lozano & Patino-Siro, 2020; Schwartz et al. 2018). Řidič pak nemá dostatek času, aby se vyhnul nárazu se zvířetem. Důvody vyšší úmrtnosti savců na silnicích jsou tedy omezená doba reakce řidiče po nepřehledné zatáčce a nižší reflexy zvířat kvůli jejich „zamrznutí“ (Bakaloudis et al. 2023).

4 OCHRANA PROSTŘEDNICTVÍM CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ

Chráněná území představují klíčový prvek v ochraně živočichů ohrožovaných lidskou činností. Evropa obsahuje komplexní síť chráněných území, zahrnující jednak národní chráněná území a jednak síť Natura 2000. Chráněná území jsou považována za základ téměř všech národních politik ochrany přírody. Proto se vlády z celého světa zavázaly vytvořit soustavy chráněných území, které by měly zachovávat životaschopné suchozemské, sladkovodní a mořské ekosystémy (IUCN 2003). Formálně je chráněno více než 12,9 % z celkové rozlohy souše, ale pouze 5,8 % lze najít v přísně chráněných územích (kategorie IUCN I-IV) (Jenkins a Joppa 2009). Avšak o tom, jak moc tato území přispívají k dosažení cíle ochrany biologické rozmanitosti, se ví jen málo (Brooks et al. 2004; Rodrigues et al. 2004a).

Většina soustav chráněných území není reprezentativní pro národní biodiverzitu, protože se soustřeďují do ekonomicky nevýznamných částí krajiny a nemusí zahrnovat oblasti, které jsou nejohroženější (Pressey et al. 2002; Rouget et al. 2003; Scott et al. 2001). Síť Natura 2000 je vytvořena na základě dvou směrnic Evropské unie: Směrnice 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků (tzv. směrnice o ptácích) a Směrnice 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (směrnice o stanovištích). Tyto směrnice představují zásadní nástroj pro zachování biodiverzity v Evropě. Natura 2000 se opírá o vědecké poznatky týkající se ekologických potřeb chráněných druhů a jejich habitatů, přičemž jejím cílem je zajistit udržitelnost populací těchto druhů v jejich přirozeném prostředí (Evropská komise, 2022).

4.1 ANALÝZA MEZER V ÚZEMNÍ OCHRANĚ

Pro systematické plánování územní ochrany je užitečné provést analýzu mezer, která hodnotí výkonnost dosavadních systémů chráněných území. Tento přístup má dlouhou historii a je uplatňován kupříkladu ve Spojených státech amerických a konkrétně v programu GAP (Gap Analysis Program) (Scott et al. 1993). Tento program má za cíl identifikaci mezer v pokrytí nynějších sítí chráněných území. Po přezkoumání stávajících soustav rezervací se došlo k závěru, že k dosažení konkrétních cílů v ochraně přírody je třeba přidat další území (Santini 2014). Z tohoto důvodu jsou v další fázi plánování určeny prioritní oblasti pro rozšíření aktuálních rezervací. Právě přezkum nynějších soustav rezervací a následné určení prioritních

oblastí jsou velmi důležitými prvky k smysluplnému posouzení plánování ochrany (Santini 2014).

Velké množství analýz nedostatků v globálním (Rodrigues et al. 2004a, b; Jenkins a Joppa 2009) a také regionálním měřítku (Fearnside a Ferraz 1995; Ramesh et al. 1997; Powell et al. 2000; Scott et al. 2001; Dietz a Czech 2005; O'Dea et al. 2006; Ceballos 2007; Catullo et al. 2008; Nel et al. 2009; Pinto a Grelle 2009) ukazuje, že stávající sítě chráněných území pokrývají druhy a ekosystémy nedostatečně. V Evropě se problematika analýzy mezer dostala do centra pozornosti až teprve v nedávné době. Díky studii Oldfielda et al. (2004) bylo prokázáno, že téměř veškeré typy přírodních oblastí, nacházející se v Anglii jsou v systému rezervací zastoupeny nedostatečně. Dle Arauja et al. (2007) by bylo dobré rozšířit i systém rezervací na Pyrenejském poloostrově, aby mohl dostatečně pokrývat nejen suchozemské druhy obratlovců, ale například i rostlin. Tyto poznatky zdůrazňují potřebu komplexního přístupu k ochraně přírody, který by zahrnoval jednak rozšíření chráněných území a jednak efektivní management a spolupráci s místními komunitami.

4.2 ÚČINNOST CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ

Díky výsledkům analýzy mezer je známo, že v chráněných územích je zpravidla vyšší druhová rozmanitost obojživelníků, členovců, ptáků a savců ve srovnání s oblastmi mimo ně, s výjimkou boreální oblasti. Beta diverzita (rozdílnost v druhovém složení mezi různými lokálními společenstvy) je také obecně vyšší uvnitř chráněných území než vně nich. Podobně je i celková gama diverzita (druhová rozmanitost na větším geografickém území) nejvyšší uvnitř chráněných území, s výjimkami v boreálním a atlantském regionu (Mammola et al. 2020). Chráněná území v síti Natura 2000 nabízí zásadní habitat pro řadu živočichů, například ptáků. Zejména je důležitá u vodních druhů, které jsou závislé na mokřadech a pobřežních oblastech pro hnízdění a migraci. Tyto chráněné oblasti zajišťují totiž nezbytné podmínky pro přežití a rozmnožování těchto druhů, což je zásadní pro udržení jejich populací (Evropská komise, 2022).

Avšak nesmírně důležité je i rozšíření sítě Natura 2000. To by mělo být zaměřeno na oblasti s vysokou druhovou rozmanitostí, kde jsou některé druhy nedostatečně chráněny, aby se zlepšila jejich ochrana v souladu s evropskou strategií ochrany biologické rozmanitosti do roku 2030 (Mammola et al. 2020).

4.3 ÚČINNOST CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ PŘI OCHRANĚ SAVCŮ

Účinnost chráněných území při poskytování ochrany se mezi druhy výrazně liší (Sereno-Cadierno 2023). Bylo dokázáno, že chráněné oblasti nefungují dobře pro malé šelmy, které tvoří životaschopné populace v oblastech, kde jsou chráněny (Sereno-Cadierno 2023). Naproti tomu býložravci tvoří životaschopné populace, které se nachází ve většině chráněných území (Sereno-Cadierno 2023). Bylo také zjištěno, že u druhů s vysokými nároky na plochu, jako jsou kupříkladu vlk, medvěd či rosomák, se chrání pouze několik poměrně malých potenciálně životaschopných populací (Sereno-Cadierno 2023). Avšak u druhů s nižšími nároky na plochu (např. lasice, srnec) je počet chráněných životaschopných populací relativně velký, ale roztržštěný do spousty odlišných jednotek (Sereno-Cadierno 2023).

Tato skutečnost je podporována pozorováním z různých regionů. Například ve Španělsku v národním parku Doñana se v posledních 15 letech lišily dlouhodobé trendy populací různých druhů šelem (Sereno-Cadierno 2023). Z pozorování vyplývá, že šelmy s generalistickými charakteristikami, jako je například liška obecná, vykazují tendenci ke zvýšení počtu jedinců. Stabilní populační trend vykazuje mangusta egyptská či jezevec lesní (Palomares 2017, 2020). Tato informace je důležitá zejména u mangusty, jelikož údaje o jejím výskytu z jiných oblastí Pyrenejského poloostrova a Evropy jsou omezené. Naopak trend u specializovanějších druhů je spíše negativní (Sereno-Cadierno 2023). Populační trend ženetky tečkované, která je považována za nejvíce specializovaného z generalistických mezokarnivorů, zůstává nejasný a naznačuje mírný pokles (Sereno-Cadierno 2023). Naopak rys iberský zaznamenal výrazný úbytek populace (Sereno-Cadierno 2023). V jiných regionech, jako je Petrohrad, je celková diverzita druhů savců v chráněných územích až 80 % celkového počtu druhů v daném regionu, ovšem s rozdílným zastoupením druhů v závislosti na izolaci a charakteru stanovišť (Bublichenko 2022). Například liška obecná a tchoř tmavý s lasicí kolčavou se dokážou dobře adaptovat na antropogenně narušená stanoviště a kuna lesní zaznamenala znatelný nárůst populace v městských ekosystémech (Bublichenko 2022). Tyto rozdíly v trendech populací jsou velice důležité pro pochopení toho, jak chráněná území fungují pro různé skupiny savců.

5 VLIV CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ NA JEDNOTLIVÉ SKUPINY SAVCŮ

5.1 POROVNÁNÍ BÝLOŽRAVCŮ A MASOŽRAVCŮ

V porovnání s býložravci, velcí masožravci, jako jsou vlci nebo medvědi, mají nižší hustotu populace a vyžadují rozsáhlé území pro udržení životaschopných populací, což současný systém chráněných území často nedokáže zajistit (Silva et al., 1997; Jetz et al., 2004; Santini 2014). Proto je důležité, aby se ochrana těchto druhů zaměřila na komplexní správu krajiny a zajištění dostatečného biotopu pro kořist (Boitani, 2000; Breitenmoser et al., 2000; Landa et al., 2000; Swenson et al., 2000). Úspěšná ochrana velkých šelem tedy vyžaduje rozsáhlé propojení krajiny s dostatečným biotopem pro kořist a přijatelným množstvím konfliktů s lidskou činností.

5.2 KOPYTNÍCI

Chráněná území hrají v ochraně kopytníků zásadní roli, ale jejich management je často velmi složitý. V ideálním případě by měly být populace kopytníků regulovány přirozenými faktory, jako je mezidruhová konkurence, dostupnost potravy a predace velkými šelmami (Sinclair, 1998). Nicméně, v oblastech s omezeným výskytem velkých šelem a vysokou ekologickou produktivitou mohou populace kopytníků dosahovat vyšších čísel (Hansen a DeFries, 2007; Melis et al., 2009). To může vést k výraznému ovlivnění rostlinných společenstev a změně struktury vegetace, což má dopad na biodiverzitu (Apollonio et al., 2017; Demarais et al., 2012; Fuller a Gill, 2001; Gill, 1992; Kuijper et al., 2009).

V Evropě je management kopytníků často diskutován, protože populace jsou regulovány lidskými zásahy, jako je odstřel nebo umělé příkrmování (Conover, 2001; Most et al., 2015; Putman a Staines, 2004). Lov je hlavním faktorem úmrtnosti kopytníků, což představuje pro národní parky, kde by měla ochrana biodiverzity probíhat s minimem lidských zásahů, značnou výzvu. V rámci studie, která zpracovala odpovědi správců 209 národních parků z 29 zemí, se zjistily důležité informace o regulaci populací kopytníků v národních parcích. Populace kopytníků je v 67,9 % z těchto národních parků regulována odstřelem (40,2 %), lovem (10,5 %) nebo kombinací obou metod (17,2 %). Kromě toho dochází v 81,3 % národních parků k umělému krmení, což naznačuje, že lidské zásahy jsou v mnoha případech nezbytné pro management kopytníků (Van Beeck Calkoen et al., 2020).

Lidské zásahy do ekosystémů ovlivňují mimo jiné přirozenou druhovou skladbu a intenzitu zásahů do populací kopytníků a velkých šelem. První z dvojice skóre zohledňuje složení druhů kopytníků a velkých šelem, zatímco druhé měří míru lidských zásahů do jejich populací. Průměrné hodnoty těchto skóre se mezi jednotlivými zeměmi výrazně liší. Slovensko a Finsko vykazují nejvyšší skóre přirozenosti druhové skladby, zatímco Nizozemsko, Irsko, Spojené království a Španělsko mají toto skóre nejnižší. Co se týká lidských zásahů, průměrné skóre přirozenosti je nejvyšší (nejpřirozenější s malým počtem lidských zásahů) v Rumunsku, Finsku, Švýcarsku, Irsku a Itálii, a naopak nejnižší na Slovensku, v Maďarsku, Lotyšsku a Litvě. Nejvyšší celkové skóre přirozenosti každé oslovené země vykazují Finsko, Švýcarsko a Rumunsko (Van Beeck Calkoen et al., 2020). Tyto rozdíly v lidských zásadách a přirozenosti ekosystémů ovlivňují například chování nebo ekologickou roli kopytníků v chráněných územích.

Kopytníci, jako jsou prase divoké (*Sus scrofa*) a srnec obecný (*Capreolus capreolus*), se přizpůsobují lidské činnosti a opouštějí tradiční útočiště (Geffroy et al., 2015). Divoká prasata se nyní běžně vyskytují v městských aglomeracích, jako jsou Barcelona, Toulouse a Berlín (Jiménez, 2012). Srnčí zvěř se stala častou příčinou dopravních nehod ve Španělsku (Lagos et al., 2012). Samici jelena evropského (*Cervus elaphus*) lze pozorovat i v blízkosti silnic v chráněných oblastech, jako je španělský národní park Monfragüe (Martínez-Abraín et al., 2018). Tento trend je spojen s rostoucím počtem dopravních nehod způsobených divokou zvěří. Kupříkladu ve Francii bylo v roce 2008 evidováno přibližně 35 000 takových nehod, z nichž se většina týkala divokých prasat (Ribier et al., 2012).

Tyto změny v chování kopytníků a jejich přizpůsobení lidské činnosti vyžadují pečlivé plány pro řízení jejich populací a minimalizaci konfliktů s lidmi. Tyto plány by měly zahrnovat kontrolu počtu zvířat a opatření na snížení počtu dopravních nehod a konfliktů v chráněných územích. Příkladem chráněného území, kde jsou zakázány všechny lidské činnosti a les zůstává neobhospodařovaný, je Švýcarský národní park (Kupper, 2013). Lidské zásahy jsou však považovány za nezbytné pro udržení zdravého stavu ekosystémů, bez ohledu na složení druhů nebo přítomnost přirozených faktorů, které ovlivňují rovnováhu přírody (Van Beeck Calkoen et al., 2020). Tyto zásahy jsou obzvláště důležité pro splnění cílů chráněných území kategorie II IUCN (národní parky). Mohou být však ovlivněny jinými faktory, jako jsou například tradice lovu nebo chovu dobytka (Van Beeck Calkoen et al., 2020).

Kopytníci jsou ovlivňováni chráněnými územími a lidskou činností, která mění jejich chování v ekosystémech. Jejich management v chráněných územích je velmi složitý a vyžaduje proto vyvážení ochrany biodiverzity s minimálním lidským zasahováním.

5.3 ŠELMY

Šelmy, zejména velcí masožravci, prošly v Evropě a Severní Americe v minulosti dramatickým poklesem populace v důsledku pronásledování (Ripple et al., 2014). Během posledních desetiletí se však začaly velké šelmy úspěšně zotavovat ve značných částech Evropy (Chapron et al., 2014). Většina Evropy má nízké zastoupení masožravců a národní parky pokrývají pouze malou část jejich areálu rozšíření. To je způsobeno tím, že masožravci potřebují rozsáhlá území k udržení zdravých populací (Soulé et al., 2003; Woodroffe a Ginsberg, 1998). Legální lov a pytláctví, jež se objevují i v evropských chráněných oblastech nebo na jejich okrajích, mohou mít dopad na funkční role velkých šelem a vést k poklesu jejich populace. (Kowalczyk et al., 2015; Müller et al., 2014; Rauset et al., 2016; Woodroffe a Ginsberg, 1998).

5.3.1 MANGUSTA EGYPTSKÁ A JEZEVEC LESNÍ

Pro detailnější nahlédnutí vlivu chráněných území na šelmy jsem použila studie z Pyrenejského poloostrova, které se zabývaly jezevcem lesním (*Meles meles*) a mangustou egyptskou (*Herpestes ichneumon*). Oba tyto druhy jsou v tomto regionu považovány za původní mezokarnivory (Palomares 2017, 2020). Zatímco novější studie ukazují u mangusty růst populací (Palomares 2020), podle dlouhodobějších dat jsou její populace spíše stabilní (Palomares 2017). Rozdíl mezi stabilním a rostoucím trendem tedy může být způsoben tím, že byla data shromážděna v různých obdobích. Kromě toho tento rozdíl může být také ovlivněn mírou dostupnosti potravy, která se směrem k dnešku zvyšuje (Sereno-Cadierno 2023).

Populace mangusty egyptské se však liší ve svém dlouhodobém vývoji i mezi různými částmi Pyrenejského poloostrova. Takto například v národním parku Doñana zůstává stabilní (Sereno-Cadierno 2023), což je ve srovnání s jinými populacemi, které v současnosti převážně rostou (Descalzo 2022), ojedinělé. Může to být způsobeno tím, že se mangusta

mimo přísně chráněné území národního parku přizpůsobila životu poblíž lidí, což ji dodává nové zdroje, a podporuje tak populační růst (Recio a Virgós 2010; Descalzo 2022).

Ten ale zároveň vyvolává požadavky na regulaci její populace lovem. To není příliš překvapivé, protože na většině území Pyrenejského poloostrova chybí vrcholoví predátoři, jako jsou vlk obecný (*Canis lupus*) a rys iberský (*Lynx pardinus*), kteří by její populaci omezovali přirozeně (Monterroso et al. 2015, 2016; Jimenez et al. 2019).

Zároveň je třeba vzít v úvahu, že populace mangusty egyptské může mít dosti složitou dynamiku. Např. v národním parku Doñana se pravidelně střídají roky s vysokou početností (např. 2010, 2012 a 2017) a roky s nízkou početností (např. 2009, 2011 a 2013-2014). Tyto výkyvy jsou ovlivněny dostupností potravních zdrojů. Například v roce 2012 došlo k výraznému nárůstu hustoty králíka divokého (*Oryctolagus cuniculus*), po kterém následoval rychlý pokles způsobený příchodem nové varianty virového onemocnění RHD (Rabbit Hemorrhagic Disease). Na to reagovala populace mangusty (Serenio-Cadierno 2023).

V národním parku Doñana se předpokládá, že populace jezevců lesních (*Meles meles*) budou žít ve stabilních, ale převážně nízkých početnostech. To je způsobeno omezenými zdroji, které jim neumožňují vytvářet velké sociální skupiny na rozdíl od populací, které se nacházejí v oblastech s hojnějšími zdroji (Rodríguez et al. 1996; Revilla 1998; Revilla a Palomares 2002). Vzhledem k tradiční závislosti jezevců na králících v národním parku Doñana by se očekával pokles populace po roce 2012, podobně jako u mangusty (Martín et al. 1995; Revilla a Palomares 2002).

Nicméně, jezevci prokazují značnou potravní flexibilitu, což jejich populace stabilizuje (Roper 2010). Po vypuknutí RHD začali jezevci využívat i jiné potravní zdroje (Fedriani et al. 1998; Zapata et al. 2007). Tato adaptabilita jim umožňuje prosperovat v různých ekosystémech a udržovat stabilní populace i v oblastech s proměnlivými podmínkami. Kromě toho nejsou jezevci lesní negativně ovlivněni teritoriálním chováním rysa iberského (Palomares a Caro 1999), a proto bez obtíží mohou osidlovat i oblasti, kde se rysy běžně vyskytují (Fedriani et al. 1999; Donadio a Buskirk 2006). Tato schopnost jezevců přizpůsobit se a využívat různé zdroje je klíčová pro jejich dlouhodobé přežití v chráněných územích.

Jezevec lesní je příkladem šelmy, která se úspěšně přizpůsobuje různým ekosystémům a vykazuje stabilní populační trend v národním parku Doñana. Jeho potravní flexibilita a schopnost využívat různé zdroje mu umožňují prosperovat i v oblastech s omezenými zdroji, bez negativního vlivu teritoriálního chování rysa iberského. To naznačuje, že jsou jezevci

schopni udržovat stabilní populace i v proměnlivých podmínkách, což je důležité pro jejich dlouhodobé přežití v chráněných územích.

5.3.2 LIŠKA OBECNÁ

Liška obecná (*Vulpes vulpes*) je jedním z nejrozšířenějších druhů šelem jak ve světě (Macdonald a Reynolds 2004), tak i na Pyrenejském poloostrově (Purroy a Varela 2003). Díky své přizpůsobivosti má výhodu oproti dalším druhům šelem s užšími nikami, které jsou více náchylné k narušování (Barrul et al. 2014; Curveira-Santos et al. 2019). Hustota lišek zjištěná ve Španělsku v národním parku Doñana je podobná hustotám v jiných ekosystémech Pyrenejského poloostrova (Gortázar 1999; Barrul a Mate 2015). Zároveň je liška za posledních 15 let jediným druhem s pozitivním populačním trendem v tomto národním parku.

Populace lišek prochází obdobími hojnosti i významnými negativními událostmi. Například v letech 2010-2011 a převážně v roce 2013 byly zaznamenány velmi nízké populační hustoty, které mohly být spojeny s populační dynamikou zajíců (Carro et al. 2019). Tyto poklesy liščí populace mohou být způsobeny tím, že lišky preferují zajíce jako kořist, pokud jsou hojní a dostupní (Delibes-Mateos et al. 2008). Lišky jsou však známé i svou rozmanitou a přizpůsobivou potravou, která zahrnuje širokou škálu zdrojů, jako je hmyz, zelenina, savci, ptáci a mršiny (Diaz-Ruiz et al. 2013). Tato přizpůsobivost jim umožňuje prosperovat v různých ekosystémech, což je klíčové pro jejich úspěch v národním parku Doñana.

V tomto parku se dříve zaznamenával nárůst populace lišky obecné, který byl spojován s poklesem populace rysa iberského (Rau et al. 1985). Nesnášenlivost vůči přítomnosti rysa iberského je hlavním faktorem, proč se některé druhy mezopredátorů vyhýbají oblastem, kde rys žije, což vede k jejich prostorovému rozdělení (Palomares et al. 1996; Palomares a Caro 1999; Alonso a de Ayala 2019). Lišky se nicméně vyhýbají rysům spíše na jemnější prostorové škále a čase, což umožňuje jejich koexistenci ve větších oblastech (Soto-Navarro 2013; Soto a Palomares 2015), přestože ryši považují lišky i ostatní mezopredátory za kořist (Palomares a Caro 1999). Tato komplexní interakce mezi liškami a rysy ovlivňuje dynamiku populací v národním parku a zdůrazňuje potřebu komplexního managementu.

Regulace populací lišek pomocí vybíjení se považuje za neefektivní metodu, nejen v národním parku Doñana, ale i na jiných místech (Curveira-Santos et al. 2019; Kämmerle et al. 2019). Používání různých nezákonných metod může představovat vážné riziko pro druhy, které nejsou cílem (Duarte et al. 2012). Přestože populační dynamika ukazuje meziroční

výkyvy, celkový trend v populaci lišek obecných v národním parku je pozitivní, což naznačuje, že kampaně na vybíjení nejsou úspěšné. To naznačuje, že regulace populací lišek by měla být založena na komplexních strategiích, které zohledňují ekologické interakce a přizpůsobivost lišek.

Liška obecná je příkladem šelmy, která se úspěšně přizpůsobuje různým ekosystémům a vykazuje pozitivní populační trend v národním parku Doñana. Její přizpůsobivost a široká škála potravy jí umožňují prosperovat i v oblastech s proměnlivými podmínkami. Přestože jsou zaznamenány meziroční výkyvy, celkový trend v populaci lišek je pozitivní, což naznačuje, že regulace populací lišek pomocí vybíjení není efektivní.

5.3.3 VYDRA ŘÍČNÍ

Na rozdíl od lišek, které jsou přizpůsobivé a široce rozšířené, vydra říční (*Lutra lutra*) je masožravý živočich patřící do čeledi lasicovití, který je silně vázaný na vodní prostředí. Přestože se vydry rozmnožují či odpočívají na zemi, jsou pro ně vodní plochy (např. řeky, jezera, umělé nádrže, bažiny nebo i pobřežní oblasti) důležité z hlediska pohybu a lovu (Roos et al., 2015). Vydra je považována za deštníkový druh a její ochrana napomáhá řešit problémy s ochranou sladkovodních stanovišť, kde se vyskytují i další druhy (Dudgeon et al., 2006; Cianfrani et al., 2011; Fuller et al., 2015).

V Evropě byl v druhé polovině dvacátého století zaznamenán velký úbytek populace tohoto druhu, především kvůli znečištění vody, pronásledování lidmi a ničení sladkovodních biotopů (Mason a Macdonald, 1986; Kruuk, 2006; Ruiz-Olmo a kol., 2008; Duplaix a Savage, 2018). V současné době se populace vydry říční pomalu zotavují a evropské populace se postupně zvyšují díky ochranným politikám a zákazu škodlivých znečišťujících látek (Roos et al., 2015; Loy a Duplaix, 2020). Nicméně – rekolonizace horských oblastí v Alpách je s výjimkou Slovinska a Rakouska pomalá (Loy a Duplaix, 2020). Tato pomalá rekolonizace je částečně způsobena genetickou izolací populací, což komplikuje proces znovuosídlení (Randi et al., 2003; Buglione et al., 2021).

Chráněná území mohou rekolonizaci areálu vydry říční usnadňovat. Například v Alpách existují chráněné koridory, které pokrývají asi 42 % z celkové plochy vhodných cest pro šíření vydry. Tyto chráněné oblasti, jako jsou regionální přírodní parky ve Francii a lokality Natura 2000 v Itálii, poskytují vydrám bezpečné prostředí pro pohyb a lov. Ve Francii se nachází většina chráněných koridorů, převážně v oblastech Provence-Alps-Côte Azur a

Auvergne Rhone Alpes. V Itálii jsou nejvhodnější koridory v západní Ligurii a Piemontu, kde se vyskytují velká jezera Como a Maggiore, a většina chráněných koridorů v regionu Ligurie spadá do lokalit Natura 2000.

Avšak koridory, které se nacházejí v blízkosti hranic Francie, Itálie a Švýcarska, nebyly dostatečně ochráněné, což omezuje šíření vydry říční.

U některých koridorů dochází k rychlému rozvoji měst podél břehů řek, což negativně ovlivňuje míru pravděpodobnost šíření vydry říční. Hlavní příčina úhynu vydry v Evropě je úhyn na silnicích, ke kterému dochází převážně v okruhu 100 m od vodních ploch a na silnicích s poměrně nízkou hustotou provozu (Philcox et al., 1999; Poledník et al., 2011; Červinka et al., 2015). Tyto faktory ukazují, že je potřeba komplexního managementu chráněných území a koridorů, aby se minimalizovaly konflikty s lidmi a zajistila se tím efektivní ochrana vydry říční.

Nicméně – vydry říční se přizpůsobují lidské činnosti a mohou kolonizovat suboptimální prostředí lépe, než se dříve myslelo (Baltrunaite et al., 2009; Pita et al., 2009; Romanowski et al., 2013; Weinberger et al., 2016). Kupříkladu v Portugalsku byla zjištěna pozitivní souvislost mezi hojností vydry a zavlažovacími kanály v zemědělské krajině (Pita et al., 2009). To je pozitivní vzhledem k faktu, že se ve většině severoitalských regionů vyskytuje podobná zemědělská krajina, která by z toho důvodu mohla také zaručit rozptýlení a stabilizaci vyder. Tyto poznatky naznačují, že chráněná území by měla být navržena tak, aby zahrnovala i suboptimální prostředí, která mohou být pro vydry vhodná.

Chráněné oblasti jsou hlavním nástrojem, jak lze řešit problém se ztrátou biodiverzity (Spalding et al., 2008; Pacifici et al., 2020; Chen et al., 2022). Úspěšnost šíření vydry říční závisí na schopnosti druhů se rozšiřovat a na tom, jak dobře jsou chráněná území propojena. Vysoký počet chráněných území podporuje šíření volně žijících druhů. Nicméně – na přeshraničních územích je často nižší konektivita kvůli nedostatečné ochraně a vyšší lidské aktivitě ve srovnání s národními ochrannými sítěmi (Santini et al., 2016). Proto je důležité posílit spolupráci mezi zeměmi a zlepšit propojení chráněných území, aby se zajistila efektivní ochrana vyder říčních.

Procesy rozšíření a rekolonizace vyder říčních by mohly být výrazně zpomaleny absencí chráněných oblastí, které zahrnují koridory například podél řek Dora Baltea, Dora Riparia, Tanaro, Isère nebo Přední Rýn. Na hledání řešení těchto konkrétních problémů se podílelo velké množství projektů ochrany. Mezi ně patří například cíl 11 Strategického plánu pro

biologickou rozmanitost 2011–2020 Úmluvy o biologické rozmanitosti, který se zaměřuje na rozšíření sítě chráněných území, aby pokrývala alespoň 17 % suchozemského prostředí, a současně zlepšuje jejich propojení (Kohler et al., 2008).

Vydra říční je druh, který se pomalu vrací do svých původních lokalit v Evropě, a to převážně díky ochranným snahám a zlepšení kvality vodních stanovišť. Chráněná území hrají zásadní roli v usnadňování rekolonizace a poskytují vydrám bezpečné prostředí pro pohyb a lov. Je důležité posílit konektivitu mezi chráněnými územími a řešit ochranné mezery, aby se zajistila dlouhodobá ochrana tohoto druhu.

5.4 HLODAVCI

Chráněná území mají obdobně důležitý vliv i na populace hlodavců, protože jim poskytují bezpečné prostředí pro rozmnožování a přežití. Jedním z unikátních území je Sestorecký močál v Rusku, kde byla pozorována například myšivka horská (*Sicista betulina*), která je v Karelské šíji velmi vzácná (Bublichenko, 2011; Khrantsov et al., 2016). Tato lokalita je výjimečná nejen díky své izolované poloze, ale také díky rozmanité krajině s přítomností starých porostů, která umožňuje existenci různých druhů hmyzožravců, letounů nebo právě hlodavců (Pchelintsev & Chistyakov, 2005).

V parku Sergievka, který se nachází na jižním pobřeží Finského zálivu, se vyskytuje až dvanáct druhů hlodavců, včetně myšivky horské, myšky drobné (*Micromys minutus*) a myšice lesní (*Sylvaemus flavicollis*), které se v městských biotopech často nevyskytují (Belova, 2019). Tato oblast je považována za výjimečnou díky absenci velkých savců, jako jsou vlci nebo medvědi, což umožňuje existenci menších druhů (Pchelintsev & Chistyakov, 2005).

Naopak v městských chráněných oblastech, jako je Elaginův ostrov v Petrohradu, bylo zaznamenáno 21 druhů savců (Chramcov et al., 2016). Z těchto savců převažují typičtí obyvatelé městských zahrad a parků, jako jsou veverka obecná (*Sciurus vulgaris*), myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*), potkan (*Rattus norvegicus*) či hraboš polní (*Microtus arvalis*) (Bublichenko, 2022). Tyto městské oblasti ukazují, že i v blízkosti lidských sídel mohou chráněná území podporovat rozmanitou faunu.

Chráněná území hrají zásadní roli v ochraně a rozšiřování populací hlodavců a dalších savců. Poskytují bezpečné prostředí pro existenci vzácných druhů, jako je myšivka horská, a zároveň podporují rozmanitou faunu v městských oblastech.

5.4.1 PLCH HRABAVÝ

Na rozdíl od hlodavců, kteří jsou často vázáni na specifické typy stanovišť, plch hrabavý (*Myomimus roachi*) je endemický savec severovýchodní části Středomoří, s omezeným rozšířením v Bulharsku, turecké Thrákii a ve třech lokalitách v západní turecké Anatolii (Kryštufek, 2011; Kurtonur a Ozkan, 1991; Peshev et al., 2004; Temple a Cuttelod, 2009). Tento druh typicky osídluje extenzivně využívané polootevřené zemědělské oblasti, které zahrnují stromy nebo keře, jako jsou ovocné sady, vinice, živé ploty a meze polí (Kryštufek, 2011; Peshev et al., 2004).

Plch hrabavý se stává aktivním od první poloviny dubna až do druhé poloviny listopadu a samice mívají jeden vrh ročně. Ke kopulaci dochází s největší pravděpodobností okolo konce dubna či v první polovině května. Porody poté probíhají na konci května a také i v červnu. Mladé samice mívají 5-6 mlád'at na jeden vrh, avšak starší samice mohou mít ještě větší vrhy (Buruldag a Kurtonur, 2001). Dle IUCN je označený jako „zranitelný“ druh s klesajícím populačním trendem (Kryštufek, 2011), na evropské úrovni je však označen jako „ohrožený“ a pro Evropskou unii jako „nedostatek dat“ (Temple a Terry, 2007).

V Bulharsku je plch hrabavý chráněn zákonem a území, ve kterých se vyskytuje, by proto měla být zachována pomocí instituce chráněných území. V roce 2007 Bulharsko vstoupilo do Evropské unie a od té doby se tento druh považuje za jednoho z prioritních „zranitelných“ savců pro stávající chráněné oblasti, nacházející se v síti Natura 2000 (Golemanski, 2011). Toto zařazení zdůrazňuje důležitost ochrany plcha hrabavého v rámci evropské legislativy.

Studie, které se zaměřovaly na potravu sovy pálené a výra velkého, odhalily v Bulharsku přítomnost kosterních pozůstatků plcha hrabavého v 15 případech z celkového počtu 30 532 a 32 941 zkoumaných vzorků trusu sov (Georgiev, 2004; Peshev et al., 2004). Tyto nálezy naznačují, že plch hrabavý je součástí ekosystému, který je ovlivňován přítomností těchto dravců. Převážná část lokalit, kde byl plch hrabavý nalezen, se nachází do 300 m n. m., kromě zalesněných částí pohraničních pahorkatin a hor (Georgiev, 2004).

Kromě této studie je však populace plcha hrabavého v Bulharsku velmi málo prozkoumaná a posledním odchyceným exemplářem byl jedinec z roku 1978 (Peshev et al., 2004). Dimitrov et al. (2007) v průběhu čtyřletého výzkumu na starších lokalitách v pohoří Strandža nezachytili ani jednoho jedince tohoto druhu. Avšak díky výše zmíněné analýze pelet se ví, že se jedná o velmi vzácný druh, jelikož byl na 11 z 12 lokalit nalezen pouze jeden jedinec

exemplář. Oba studované druhy sov jsou charakterizovány jako oportunističtí noční lovci, kteří dávají přednost otevřeným plochám při lovu. Tento typ prostředí odpovídá biotopům, které jsou typické právě pro plcha hrabavého (del Hoyo et al., 1999; Mebs a Scherzinger, 2000).

Mezi faktory ohrožující tento druh patří například každoroční požáry v říčních pahorkatinách podél řeky Tundža, ničící jeho stanoviště (Miltšev et al., 2004). Žádná účinná opatření nedokážou tento ohrožující faktor zastavit, a to i přesto, že k nim dochází v chráněném území „soutěska řeky Tundža“ a v zónách Natura 2000. Plánovaná stavba přehrady na řece Tundža mezi Bulharskem a Tureckem představuje vážné riziko pro chráněná území. Aby se tato místa ochránila, mohly by být využity ekonomické pobídky, které by podporovaly tradiční zemědělství a chov dobytka v těchto oblastech. Převážně to by mohlo pomoci zachovat místní ekosystémy a biodiverzitu (Kryštufek, 2011).

Bulharsko by se mělo kromě ohrožujících faktorů soustředit i na rozšíření své sítě chráněných území, aby pokrylo většinu lokalit plcha hrabavého. Podle doporučení Kryštufka (2011) by mělo být zahrnuto alespoň 60 % těchto lokalit. Tím by se totiž zajistila lepší ochrana ohrožených druhů. Zvláště důležité je věnovat pozornost oblastem, které nejsou v současnosti chráněny, jelikož tyto lokality tvoří 41 % všech známých lokalit a 60 % lokalit hlášených v posledních dvou desetiletích (Kryštufek, 2011).

Plch hrabavý je vzácný a ohrožený druh, který vyžaduje účinnou ochranu. Chráněná území jsou klíčová pro zachování jeho populací, ale je třeba posílit jejich síť a zajistit lepší propojení lokalit. Ekonomické pobídky pro tradiční zemědělství mohou pomoci zachovat ekosystémy a biodiverzitu v oblastech, kde se plch hrabavý vyskytuje. Je však nadmíru důležité věnovat i pozornost dosud nechráněným lokalitám, aby se zajistila dlouhodobá ochrana tohoto druhu.

6 DISKUZE

Ochrana savců představuje komplexní problematiku, která se neustále vyvíjí v závislosti na změnách životního prostředí, lidských aktivitách a přístupech k ochraně přírody. Velcí savci, jako jsou například divoký kůň (*Equus ferus*), zubr evropský (*Bison bonasus*) či pratur (*Bos primigenius*), čelili v minulosti úbytku populací kvůli lovu a přeměně prostředí (Hofman-Kamińska et al., 2019; Kuemmerle et al., 2012). Středně velcí kopytníci a malé šelmy vykazují sice větší odolnost vůči změnám prostředí, ale i jejich populace se v minulosti zmenšily (Crees, Collen et al., 2019; Crees, Turvey et al., 2019). Například kopytníci, jako jsou jelen evropský (*Cervus elaphus*) nebo srnec obecný (*Capreolus capreolus*), se lépe

adaptují na chráněná území díky své schopnosti využívat rozmanité biotopy a přizpůsobit se lidské činnosti (Anděl et al., 2005). Naopak šelmy, jako je rys iberský (*Lynx pardinus*), jsou mnohem citlivější na změny prostředí, fragmentaci stanovišť a dostupnost potravy. Pokles populace rysa iberského v Národním parku Doñana byl způsoben virovými onemocněními, jako je kočičí leukémie, a úbytkem zajíců, kteří tvoří hlavní složku jeho potravy (Delibes-Mateos et al., 2014; López et al., 2009). Hlodavci, jako je plch hrabavý (*Myomimus roachi*), jsou citliví na ztrátu přirozeného prostředí, ale některé druhy těží z okrajových efektů vytvořených člověkem (Harper et al., 2005). Tyto rozdíly mezi skupinami savců ukazují, že úspěch ochrany závisí na ekologických nárocích jednotlivých druhů a na tom, jak dobře jsou chráněná území schopna tyto nároky naplnit.

Rozdíly v efektivitě ochrany savců lze pozorovat i mezi různými typy chráněných území. Oblasti Natura 2000 se zaměřují na ochranu stanovišť evropského významu, ale často poskytují méně přísnou ochranu než například národní parky. V národních parcích jsou pravidla pro lidskou činnost přísnější, což je výhodné pro šelmy, které vyžadují rozsáhlá nerušená stanoviště (Millán et al., 2009). Přesto výsledky ukázaly, že populace rysa iberského mimo Národní park Doñana rostla rychleji než uvnitř parku. To naznačuje, že i méně přísně chráněná území mohou být efektivní za předpokladu vhodného managementu (Simón et al., 2018). Tento paradox by mohl být způsoben lepší dostupností potravy nebo menší konkurencí mimo park.

Kromě chráněných území hrají důležitou roli i další formy ochrany. Například druhová ochrana je klíčová zejména pro ohrožené druhy s malými populacemi. Reintrodukční programy například pro rysa iberského ukázaly vysokou efektivitu a umožnily obsazení nových oblastí (CAGPDS, 2018). Ochrana před pytláky je poté zásadní zejména pro velké šelmy, které jsou často cílem nelegálního lovu. Nicméně je také velmi důležitá prevence dalších hrozeb, jako jsou nemoci nebo fragmentace stanovišť způsobená dopravní infrastrukturou. Fragmentace totiž omezuje pohyb živočichů mezi biotopy a snižuje genetickou rozmanitost populací (Anděl et al., 2011), což může mít závažné důsledky pro dlouhodobou udržitelnost druhů.

Savci však nejsou jedinou skupinou živočichů, která je ovlivněna ochranou přírody; podobné výzvě čelí i ptáci nebo například bezobratlí. Analýza projektů LIFE ukázala, že investice do bezobratlých byly šestkrát nižší než do obratlovců. Co se týká právě obratlovců, ptáci mají výhodu díky rozsáhlejším datům o jejich populacích a lepšímu monitoringu v rámci chráněných území. Naopak savci čelí vyššímu riziku mortality způsobené dopravní

infrastrukturou. Například v Řecku tvoří ježek východní (*Erianceus roumanicus*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*) 42 % obětí silniční dopravy mezi savci, zatímco ptáci jsou tímto problémem postiženi méně často (Bright, 2015; Fórum ochrany přírody, 2004). Tyto rozdíly ukazují různé ekologické nároky a způsoby pohybu těchto skupin.

Ochrana savců vyžaduje kombinaci různých přístupů – od péče o chráněná území po opatření zaměřená na konkrétní druhy (Anděl et al., 2005; CAGPDS, 2018). Klíčové je však dostatečné financování, sledování stavu populací a porozumění potřebám jednotlivých druhů a jejich vztahům v přírodě. I přes výzvy, jako je například politická situace, která nemusí být ochraně přírody vždy nakloněna, existuje důvod k opatrnému optimismu ohledně obnovy velkých savců v Evropě. Klíčovými jsou převážně investice do vzdělávání (Ministerstvo životního prostředí, 2023), podpory soužití a udržitelnějšího využívání půdy (Falcucci et al., 2007).

Z výše uvedených faktorů je zřejmé, že jsou savci na ochraně formou chráněných území do vysoké míry závislí (Pacifci et al., 2020) Tato území totiž poskytují klíčové podmínky pro přežití mnoha druhů, a to především těch, které čelí intenzivnímu tlaku, který je způsoben klimatickými změnami (Diffenbaugh et al., 2007), ztrátou přirozeného habitatu (Anděl a Hlaváč, 2005) a dalšími lidskými aktivitami (Laurance, 2016). Rys iberský je toho typickým příkladem (Delibes-Mateos et al., 2014). Ačkoliv jeho populace mimo přísně chráněný Národní park Doñana roste rychleji (Simón et al., 2018), právě chráněná území jsou nezbytným bezpečným zázemím pro reintrodukční programy a dlouhodobou obnovu tohoto druhu (CAGPDS, 2018). Méně pozitivní populační vývoj uvnitř chráněného území může být dán i tím, že zatímco tamní populace je nasycená, a proto dále neroste, populace mimo národní park se může rozrůstat a expandovat do dalších oblastí, ale bez ochrany jádrové části uvnitř parku by toto nebylo možné (Pflüger et al., 2024).

I biodiverzita ve Středomoří poukazuje na význam chráněných oblastí, kde ohrožené druhy savců lépe odolávají negativním vlivům klimatických změn a fragmentaci stanovišť (Maiorano et al., 2011). Například oblasti v jižní Francii a střední Itálii vykazují vyšší druhovou bohatost díky cílenému managementu a ochraně před degradací prostředí (Falcucci et al., 2008). Tyto příklady společně zdůrazňují, že bez existence chráněných území by velké množství druhů savců čelilo výrazně vyššímu riziku vyhynutí (Myers et al., 2000). Toto podtrhuje nezastupitelnou roli těchto území v komplexní strategii ochrany savců, zejména těch, které mají vysoké ekologické nároky a citlivost na environmentální změny.

7 ZÁVĚR

Chráněná území jsou sice zásadní pro ochranu biologické rozmanitosti, ale jejich samotná existence nestačí. Často narážíme na limity, které jsou dány vnějšími vlivy, jako jsou nemoci (Millán et al., 2009), změny klimatu (Thuiller et al., 2006), ztráta přirozeného prostředí (Hoekstra et al., 2005) či rostoucí dopravní infrastruktura (Laurance, 2016). Sice některé druhy, jako je například rys iberský, z ochrannářských opatření profitují (Delibes-Mateos et al., 2014), ale jiné stále čelí vážným hrozbám, a to i uvnitř chráněných území (Simón, 2018).

Ukázalo se, že jedním z hlavních problémů je fragmentace stanovišť a nedostatečná propojenost mezi jednotlivými chráněnými oblastmi (Anděl et al., 2011). Dopady klimatických změn jsou pak zřetelné hlavně ve Středomoří, kde dochází k výraznému poklesu druhové rozmanitosti (Thuiller et al., 2006). Kromě klimatických změn představuje pro savce velké riziko i dopravní infrastruktura, a to nejen kvůli úmrtí při srážkách s vozidly (Poledník et al., 2017), ale i kvůli šíření invazních druhů a celkovému narušování ekosystémů (Ministerstvo životního prostředí, 2023).

Co se týče budoucnosti, je nezbytné se zaměřit na rozšiřování chráněných území, a to především v oblastech, kde hrozí největší úbytek druhů, jako je například Blízký východ či severní Afrika (Maiorano et al., 2011). Důležitým krokem je také vytváření ekologických koridorů, které propojí chráněná území a umožní migraci zvířat a zachování genetické rozmanitosti populací (Anděl et al., 2011). Dále by se ochrana měla více zaměřit i na oblasti mimo chráněná území a zavádět adaptivní strategie řízení, které budou reagovat na neustále se měnící klima (Millar et al., 2007) a mimo jiné i na lidské aktivity. Klíčovou roli by mohly hrát také tradiční zemědělské postupy, které podporují biologickou rozmanitost a jsou šetrnější k přírodě (Falcucci et al., 2008).

Efektivní ochrana savců by tedy měla vyžadovat kombinaci různých přístupů – od legislativních opatření až po praktická řešení, která se budou realizovat přímo v terénu. Jen tak se lidstvu podaří zajistit dlouhodobou udržitelnost populací savců a zachovat jejich nezastupitelnou roli v našich ekosystémech. S promyšleným a koordinovaným úsilím by mohlo být dosaženo lepších výsledků a tím i zajištěno, aby i budoucí generace měly možnost obdivovat rozmanitost a krásu evropské fauny.

8 LITERATURA

- Alonso, G. G., & de Ayala, R. P. (2019). Spatial segregation between Iberian lynx and other carnivores. *Anim Biodivers Conserv*, 42(2), 347–354. <https://doi.org/10.32800/abc.2019.42.0347>
- Anděl, P., Belková, H., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Libosvár, T., Rozínek, R., Šíkula, T. et Vojar, J. (2011). *Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy*. Evernia.
- Anděl, P., & Hlaváč, V. (2005). *Fragmentace krajiny a její dopady na biodiverzitu*. Ochrana přírody. Dostupné z: <https://www.aopk.cz/cz/ochrana-prirody/ochrana-popravy/fragmentace-krajiny-a-jeji-dopady-na-biodiverzitu/>
- Angst, C., & Weinberger, I. (2020). Status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Switzerland. *Journal of Mountain Ecology*, 13, 23–30.
- Apollonio, M., Belkin, V. V., Borkowski, J., Borodin, O. I., Borowik, T., Cagnacci, F., Danilkin, A. A., Danilov, P. I., Faybich, A., Ferretti, F., Gaillard, J. M., Hayward, M., Heshtaut, P., Heurich, M., Hurynovich, A., Kashtalyan, A., Kerley, G. I. H., Kjellander, P., Kowalczyk, R., Kozorez, A., Matveytchuk, S., Milner, J. M., Mysterud, A., Ozolin, J., Panchenko, D. V., Peters, W., Podgorski, T., Pokorny, B., Rolandsen, C. M., Ruusila, V., Schmidt, K., Sipko, T. P., Veeroja, R., Velihurau, P., & Yanuta, G. (2017). Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mamm. Res.*, 62, 209–217. <https://doi.org/10.1007/s13364-017-0321-5>
- Arango-Lozano, J., & Patiño-Siro, D. (2020). Does the geometrical design of roads influence wildlife roadkills? Evidence from a highway in central Andes of Colombia. *European Journal of Ecology*, 6(1), 58–70.
- Arthur, C., & Barthelemy, V. (2020). The state of conservation of the Otter, *Lutra lutra*, in the French alps. What does the future hold? *Journal of Mountain Ecology*, 13, 9–22.
- Bakaloudis, D. E., Bontzorlos, V. A., & Kotsanas, E. (2023). Wildlife mortality on roads crossing a protected area: The case of Dadia-Lefkimi-Soufli National Park in north-eastern Greece. *Journal for Nature Conservation*, 74, 126443. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126443>

- Balestreri, A., Remonti, L., & Prigioni, C. (2016). Towards extinction and back: decline and recovery of otter populations in Italy. In *Problematic wildlife: a cross-disciplinary approach* (pp. 91–105). Springer, Cham.
- Baltrulnaite, L., Balčiauskas, L., Matulaitis, R., & Stirke, V. (2009). Otter distribution in Lithuania in 2008 and changes in the last decade. *Est J Ecol*, 58, 94–102. <https://doi.org/10.3176/eco.2009.2.03>
- Barg, A., MacPherson, J., & Caravaggi, A. (2022). Spatial and temporal trends in western polecat road mortality in Wales. *PeerJ*, 10, e14291.
- Barrientos, R., & Miranda, J. D. (2012). Can we explain regional abundance and road-kill patterns with variables derived from local-scale road-kill models? Evaluating transferability with the European polecat. *Biodiversity Research*, 18, 635–647.
- Barrul, J., & Mate, I. (2015). *El Zorro. Monografías zoológicas, Serie Ibérica, Vol.3*. Tundra Ediciones.
- Barrull, J., Mate, I., Ruiz-Olmo, J., Casanovas, J. G., Gosálbez, J., & Salicrú, M. (2014). Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mamm Biol*, 79, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.11.004>
- Belova O.S. (2019). *[Monitoring Works on Fauna Investigations for Specially Protected Natural Areas. State Task Report ST 18–19 on 10.12.2018]*. LLC “NIP”.
- Blondel, J. (2006). Man as designer of Mediterranean landscapes: a millennium story of humans and ecological systems during the historic period. *Hum. Ecol.*, 34, 713–729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>
- Bright, W. B., Balmforth, Z., & MacPherson, L. J. (2015). The effect of changes in traffic flow on mammal road kill counts. *Applied Ecology and Environment Research*, 13(1), 171–179.
- Brockie, R. E., Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2009). Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 36, 123–134.
- Brooks, T. M., Bakarr, M. I., Boucher, T., da Fonseca, G. A. B., Hilton-Taylor, C., Hoekstra, J. M., Moritz, T., Olivier, S., Parrish, J., Pressey, R. L., Rodrigues, A. S. L., Sechrest, W.,

- Stattersfield, A., Strahm, W., & Stuart, S. N. (2004). Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *Bioscience*, *54*, 1081–1091.
- Bublichenko, A. G. (2011). [Mammals]. In E. A. Volkova, G. A. Isachenko, & V. N. Khramtsov (Eds.), *[Nature of Sestroretsk Lowland]* (pp. 225–226). LLC "Boston-Spektr".
- Bublichenko, A. G. (2022). Distribution and mammal fauna composition in protected areas of Saint Petersburg. *Russian Journal of Theriology*, *21*(1), 45–52. <https://doi.org/10.15298/rusjtheriol.21.1.05>
- Buglione, M., Petrelli, S., Troiano, C., et al. (2021). Spatial genetic structure in the Eurasian otter (*Lutra lutra*) meta-population from its core range in Italy. *Contributions to Zoology*, *90*, 70–92. <https://doi.org/10.1163/18759866-BJA10012>
- Bullock, K. L., Malan, G., & Pretorius, M. D. (2011). Mammal and bird road mortalities on the Uppington to Twee Rivieren main road in the southern Kalahari, South Africa. *African Zoology*, *46*(1), 60–71.
- Buruldag, E., & Kurtonur, C. (2001). Hibernation and postnatal development of the mouse-tailed dormouse, *Myomimus roachi*, reared outdoors in a cage. *Trakya University Journal of Scientific Research, Ser. B*, *2*(2), 179–186.
- Boitani, L. (2000). *Action plan for the conservation of the wolves (Canis lupus) in Europe*. Council of Europe Publishing.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-W€ursten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphygyi-Wallmann, U. & M€uller, U.M. (2000). *Action plan for the conservation of the Eurasian Lynx (Lynx lynx) in Europe*. Council of Europe Publishing.
- Burnie, D. (2014). *Zvíře* (J. Šmaha, Trans.). Knižní klub.
- Butzer, K. W. (2005). Environmental history in the Mediterranean world: cross-disciplinary investigation of cause-and-effect for degradation and soil history. *J. Archaeol. Sci.*, *32*, 1773–1800. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2005.06.001>
- Caro, T. M., Shargel, J. A., & Stoner, C. J. (2000). Frequency of medium-sized mammal road kills in an agricultural landscape in California. *The American Midland Naturalist*, *144*, 362–369.

- Carro, F., Ortega, M., & Soriguer, R. C. (2019). Is restocking a useful tool for increasing rabbit densities? *Global Ecol Conserv*, *17*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00560>
- Catullo, G., Masi, M., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C., & Boitani, L. (2008). A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biol Conserv*, *141*, 2730–2744.
- Ceballos, G. (2007). Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecol Appl*, *17*, 569–578.
- Cianfrani, C., Le LG, Maiorano, L., et al. (2011). Adapting global conservation strategies to climate change at the European scale: the otter as a flagship species. *Biol Conserv*, *144*, 2068–2080. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.03.027>
- Conover, M.R. (2001). Effect of hunting and trapping on wildlife damage. *Wildl. Soc. Bull.*, *29*, 521–532.
- Conserjería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. (2018). *Doñana, memoria anual de actividades y resultados*. Junta de Andalucía.
- Crees, J. J., Collen, B., & Turvey, S. T. (2019). Bias, incompleteness and the “known unknowns” in the Holocene faunal record. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *374*(1788), 20190216. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0216>
- Crees, J. J., Turvey, S. T., Freeman, R., & Carbone, C. (2019). Mammalian tolerance to humans is predicted by body mass: Evidence from long-term archives. *Ecology*, *100*(9), 1–10. <https://doi.org/10.1002/ecy.2783>
- Croose, E., Duckworth, J. W., Ruelle, S., Skumatov, D. V., Kolesnikov, V. V., & Saveljev, A. P. (2018). A review of the status of the Western polecat *Mustela putorius*: A neglected and declining species? *Mammalia*, *82*(6), 550–564.
- Curveira-Santos, G., Pedroso, N. M., Barros, A. L., & Santos-Reis, M. (2019). Mesocarnivore community structure under predator control: unintended patterns in a conservation context. *PloS one*, *14*(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210661>
- Červinka, J., Riegert, J., Grill, S., & Šalek, M. (2015). Large-scale evaluation of carnivore road mortality: the effect of landscape and local scale characteristics. *Mammal Research*, *60*, 233–243. <https://doi.org/10.1007/s13364-015-0226-0>

- Debussche, M., Lepar, J., & Dervieux, A. (1999). Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8, 3–15. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00316.x>
- Delibes, M. (1980). Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana (Huelva, Spain). *Acta Theriol*, 25, 309–324.
- Delibes-Mateos, M., De Simon, J. F., Villafuerte, R., & Ferreras, P. (2008). Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. *European Journal of Wildlife Research*, 54(1), 71–78. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0111-5>
- Delibes-Mateos, M., Ferreira, C., Carro, F., Escudero, M. A., & Gortázar, C. (2014). Ecosystem effects of variant rabbit hemorrhagic disease virus. *Emerging Infectious Diseases*, 20(12), 21–66. <https://doi.org/10.3201/eid2012.140517>
- Demarais, S., Cornicelli, L., Kahn, R., Merrill, E., Miller, C., Peek, J.M., Porter, W.F., & Sargeant, G.A. (2012). *Ungulate management in national parks of the United States and Canada*. The Wildlife Society Technical Review 12.
- Descalzo, E. (2022). *Situation of Egyptian mongoose (*Herpestes ichneumon*) in Castilla-La Mancha, effects on its prey and social perception* (Thesis dissertation). University of Castilla-La Mancha.
- Díaz-Ruiz, F., Delibes-Mateos, M., García-Moreno, J. L., María López-Martín, J., Ferreira, C., & Ferreras, P. (2013). Biogeographical patterns in the diet of an opportunistic predator: the red fox *Vulpes vulpes* in the Iberian Peninsula. *Mammal Review*, 43(1), 59–70. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00206.x>
- Dietz, R. W., & Czech, B. (2005). Conservation deficits for the continental United States: an ecosystem gap analysis. *Conservation Biology*, 19, 1478–1487.
- Diffenbaugh, N. S., Pal, J. S., Giorgi, F., & Gao, X. (2007). Heat stress intensification in the Mediterranean climate change hotspot. *Geophysical Research Letters*, 34(11), L11706. <https://doi.org/10.1029/2007GL030000>
- Donadio, E., & Buskirk, S. W. (2006). Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *The American Naturalist*, 167(4), 524–536. <https://doi.org/10.1086/501033>

- Duarte, J., Farfán, M. A., Fa, J. E., & Vargas, J. M. (2012). How effective and selective is traditional Red Fox snaring? *Galemys*, 24, 1–11.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duplaix, N., & Savage, M. (2018). *The global otter conservation strategy*.
- Evropská komise. (2022). *Natura 2000*. Dostupné z: www.ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm
- Falcucci, A., Maiorano, L., & Boitani, L. (2007). Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22, 617–631. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9056-4>
- Falcucci, A., Maiorano, L., Ciucci, P., Garton, E. O., & Boitani, L. (2008). Land-cover change and the future of the Apennine brown bear: a perspective from the past. *Journal of Mammalogy*, 89, 1502–1511. <https://doi.org/10.1644/07-MAMMA-229.1>
- Fearnside, P. M., & Ferraz, J. (1995). A conservation gap analysis of Brazil Amazonian vegetation. *Conservation Biology*, 9, 1134–1147.
- Fedriani, J. M., Ferreras, P., & Delibes, M. (1998). Dietary response of the Eurasian badger, *Meles meles*, to a decline of its main prey in the Doñana National Park. *Journal of Zoology*, 245(2), 214–218.
- Fedriani, J. M., Palomares, F., & Delibes, M. (1999). Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia*, 121(1), 138–148.
- Ferrer, M., & Negro, J. J. (2004). The near extinction of two large European predators: super specialists pay a price. *Conservation Biology*, 18(2), 344–349.
- Fuller, M. R., Doyle, M. W., & Strayer, D. L. (2015). Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355, 31–51. <https://doi.org/10.1111/nyas.12853>
- Fuller, R. J., & Gill, R. M. A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74(3), 193–199. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.193>

- Gao, X., & Giorgi, F. (2008). Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global and Planetary Change*, 62, 195–209. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.02.002>
- Geffroy, B., Samia, D. S. M., Bessa, E., & Blumstein, D. T. (2015). How nature-based tourism might increase prey vulnerability to predators. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 755–765.
- Georgiev D. (2004). Conservation status of the small mammals (Mammalia: Insectivora, Lagomorpha, Rodentia) of Sakar mountain (South-eastern Bulgaria). *Scientific studies University of Plovdiv – Animalia*, 40(6): 153–164.
- Gill, R.M.A. (1992). A review of damage by mammals in North temperate forests: 1. Deer. *Forestry* 65, 145–169. <https://doi.org/10.1093/forestry/65.2.145>.
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Giovacchini, S., Marrese, M., & Loy, A. (2018). Good news from the south: filling the gap between two otter populations in Italy. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 35, 212–221.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), 301–313.
- Golemanski V. (Ed.), 2011. *Red Data Book of the Republic of Bulgaria. Volume 2. Animals*. IBEI - BAS & MOEW, Sofia.
- Gortázar, C. (1999). *Ecología y Patología del zorro (Vulpes vulpes L.) en el valle medio del Ebro*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.
- Hansen, A.J., & DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17, 974–988.
- Harper, K. A., et al. (2005). Edge effects on biodiversity in forested landscapes. In: *Příspěvek k metodice studia diverzity a funkce ekotonových ... [online]*. Dostupné z: <http://geoinformatics.upol.cz/app/ekotony/data/c03.pdf>

- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, *8*, 23–29.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., et al. (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science*, *330*(6010), 1503–1509. <https://doi.org/10.1126/science.1194442>
- Hofman-Kamińska, E., Bocherens, H., Drucker, D. G., et al. (2019). Adapt or die—Response of large herbivores to environmental changes in Europe during the Holocene. *Global Change Biology*, *25*, 2915–2930. <https://doi.org/10.1111/gcb.14733>
- del Hoyo J., Elliott A., & Sargatal J. (Eds.). (1999). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Hung, N., & Law, C. J. (2016). *Lutra Lutra* (Carnivora: Mustelidae). *Mammalian Species*, *48*, 109–122. <https://doi.org/10.1093/mspecies/sew011>
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J. V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxjäger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremić, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majić, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Mysłajek, R. W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunović, M., Persson, J., Potočnik, H., Quenette, P.-Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinšek, T., Stojanov, A., Swenson, J. E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Vășaru, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfel, M., Wölfel, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D., & Boitani, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, *346*, 1517–1519. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>
- IUCN. (2003). *Recommendations of the Vth IUCN world parks congress, Durban, South Africa, 8–17, September 2003*. <http://www.iucn.org/themes/wcpa/wpc2003/pdfs/outputs/wpc/recommendationspdf>
- Chen, C., Liu, R., Brodie, J. F., et al. (2022). Global camera trap synthesis highlights the importance of protected areas in maintaining mammal diversity. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12865>

- Janssens, X., Fontaine, M. C., Michaux, J. R., et al. (2008). Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. *Ecography*, 31, 176–186. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.04936.x>
- Jarošík, V. (2011). *Ekologická konektivita a její význam pro biodiverzitu*. Aplikovaná ekologie. Dostupné z: https://is.muni.cz/el/1431/podzim2011/Bi5080/um/um/Aplikovana_ekologie_2011.pdf
- Jenkins, C. N., & Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142, 2166–2174.
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J., & Brown, J. H. (2004). The scaling of animal space use. *Science*, 306, 266–268.
- Jiménez, J., López-Martín, J. M., Ruiz-Olmo, J., & Delibes, M. (2008). Why is the otter recovering in Spain? La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado. In J.M. López-Martín & J. Jiménez (Eds.), *La nutria en España, veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado* (pp. 273–304). SECEM.
- Jiménez J, Nuñez-Arjona JC, Mougeot F, Ferreras P, González LM, García-Domínguez F, ... Villaespesa F (2019) Restoring apex predators can reduce mesopredator abundances. *Biological Conservation*, 238, 108234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108234>
- Kämmerle, J. L., Niekrenz, S., & Storch, I. (2019). No evidence for spatial variation in predation risk following restricted-area fox culling. *BMC Ecology*, 19(1), 17. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0235-y>
- Khramtsov V.N., Kovaleva T.V. & Natsvaladze N.Yu. (eds.). (2016). *Atlas of the Nature Protected Areas of Saint Petersburg*. Marafon.
- Kohler, Y., Plassmann, G., Ullrich, A., et al. (2008). The continuum project. *Mountain Research and Development*, 28, 168–172. <https://doi.org/10.1659/mrd.1010>
- Kowalczyk, R., Górny, M., & Schmidt, K. (2015). Edge effect and influence of economic growth on Eurasian lynx mortality in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Mammal Research*, 60, 3–8. <https://doi.org/10.1007/s13364-014-0203-z>
- Kranz, A., & Polednik, L. (2020). Recolonization of the Austrian Alps by otters: conflicts and management. *Journal of Mountain Ecology*, 13, 31–40.

Kruuk, H. (2006). *Otters ecology, behaviour and conservation* (2nd ed.). Oxford University Press.

Kryštufek B. (2008). *Myomimus roachi*. In IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Dostupné z www.iucnredlist.org

Kuemmerle, T., Hickler, T., Olofsson, J., Schurgers, G., & Radeloff, V. C. (2012). Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Diversity and Distributions*, 18(1), 47–59. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00849.x>

Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W. (2009). Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*, 258, 1528–1535. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.010>.

Kupper, P. (2013). *The Swiss National Park: A Model of Nature Conservation for Scientific Research*. Arcadia Collection: National Parks in Time and Space 5271.

Kurtonur C., & Ozkan B. (1991). New records of *Myomimus roachi* Bate, 1937 from Turkish Thrace (Mammalia: Rodentia: Gliridae). *Senckenbergiana biologica*, 71, 239–244.

Lagos, L., Picos, J. & Valero, E. (2012). Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 661–668

Landa, A., Lindén, M. & Kojola, I. (2000). *Action plan for the conservation of Wolverines (Gulo gulo) in Europe*. Council of Europe Publishing.

Lapini, L., Pontarini, R., Molinari, P., et al. (2020). The return of the Eurasian otter in north-eastern Italy. New challenges for biological conservation from Friuli Venezia Giulia Region. *Journal of Mountain Ecology*, 13, 41–50.

Laurance, B. (2016). *The global road-building explosion is shattering nature*. The Conversation.

Lawler, J. J. (2009). Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162, 78–98. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04147.x>

- Loy A, Duplaix N (2020) Decline and recovery of the otter in Europe. Lessons learned and future challenges. *Journal of Mountain Ecology*, 13, 1–8
- López, G., López-Parra, M., Fernández, L., Martínez-Granados, C., Martínez, F., Meli, M. L., ... & Lutz, H. (2009). Management measures to control a feline leukemia virus outbreak in the endangered Iberian lynx. *Animal Conservation*, 12(3), 173–182. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00241.x>
- Poledník, L., Poledníková, K., Beran, V., & Mináriková, T. (2017). Úmrtnost vyder na silnicích. Fórum ochrany přírody. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/pruchodnost-silnic-z-pohledu-vydry-ricni>
- Macdonald, D. W., & Reynolds, J. C. (2004). Red fox (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). In C. Sillero-Zubiri, M. Hoffmann, & D. W. Macdonald (Eds.), *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan* (pp. 129–136). IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Zimmermann, N. E., & Psomas, A. (2011). The future of terrestrial mammals in the Mediterranean basin under climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2681–2692. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0121>
- Mammola, S., Riccardi, N., Prié, V., Correia, R., Cardoso, P., Lopes-Lima, M., & Sousa, R. (2020). Towards a taxonomically unbiased European Union biodiversity strategy for 2030. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1936), 20202166. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2166>
- Martínez-Abraín, A., Jiménez, J., & Oro, D. (2018). Pax Romana: ‘refuge abandonment’ and spread of fearless behavior in a reconciling world. *Animal Conservation*. <https://doi.org/10.1111/acv.12429>
- Martín, R., Rodríguez, A., & Delibes, M. (1995). Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a Mediterranean environment. *Oecologia*, 101(1), 45–50.
- Mason, C. F., & Macdonald, S. M. (1986). *Otters: ecology and conservation*. Cambridge University Press.

- Mebs T., Scherzinger W. (2000). *Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestand*. Franckh-Kosmos Verl. - GmbH & Co., Stuttgart.
- Meli, M., Cattori, V., Martínez, F., López, G., Vargas, A., Palomares, F., López-Bao JV, Hofmann-Lehmann R, & Lutz, H. (2010). Feline leukemia virus infection: a threat for the survival of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Veterinary Immunology and Immunopathology*, 134(1–2), 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.vetimm.2009.10.010>
- Melis, C., Jędrzejewska, B., Apollonio, M., Bartoń, K.A., Jędrzejewski, W., Linnell, J.D., Kojola, I., Kusak, J., & Adamic, M., Ciuti, S. (2009). Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 724–734.
- Millán, J., Candela, M. G., Palomares, F., Cubero, M. J., Rodríguez, A., Barral, M., ... & León-Vizcaíno, L. (2009). Disease threats to the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *The Veterinary Journal*, 182(1), 114–124. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2008.04.005>
- Millar, C. I., Stephenson, N. L., & Stephens, S. L. (2007). Climate change and forests of the future: managing on the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17(8), 2145–2151. <https://doi.org/10.1890/06-1715.1>
- Miltshev B., Boev Z., Georgiev V. (2004). Die Nahrung der Schleiereule (*Tyto alba*) in Südost-Bulgarien. *Egretta*, 47, 66–77.
- Ministerstvo životního prostředí. (2023). *Akční plán pro řešení problematiky prioritních způsobů šíření invazních nepůvodních druhů*. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news_20230614_Biologickym-invazim-se-bude-aktivne-predchazet-Vlada-schvalila-Akcni-plan/\\$FILE/Akcni_plan_IAS_final.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news_20230614_Biologickym-invazim-se-bude-aktivne-predchazet-Vlada-schvalila-Akcni-plan/$FILE/Akcni_plan_IAS_final.pdf)
- Molina-Vacas, G., Bonet-Arbolí, V., Rafart-Plaza, E., & Rodriguez-Teijeiro, J. D. (2009). Spatial ecology of European badgers (*Meles meles*) in Mediterranean habitats of the North-Eastern Iberian Peninsula. II: Habitat selection. *Vie et Milieu-Life and Environment*, 59(2), 233–242.
- Monterroso, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2015). Ecological interactions and species coexistence in Iberian mesocarnivore communities extended summary and main results. *Galemys*, 27, 47–57.

- Monterroso, P., Garrote, G., Serronha, A., Santos, E., Delibes-Mateos, M., Abrantes, J., ... & Lopes, A. M. (2016). Disease-mediated bottom-up regulation: an emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports*, 6, 36072. <https://doi.org/10.1038/srep36072>
- Moreno, S., Beltrán, J. F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordán, G., ... & Cabezas, S. (2008). Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research*, 34(8), 652–658.
- Most, L., Hothorn, T., Müller, J., & Heurich, M. (2015). Creating a landscape of management: unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. *Forest Ecology and Management*, 338, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.015>
- Müller, J., Wöfl, M., Wöfl, S., Müller, D.W.H., Hothorn, T., & Heurich, M. (2014). Protected areas shape the spatial distribution of a European lynx population more than 20 years after reintroduction. *Biological Conservation*, 177, 210–217. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.007>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kents, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nel, J. L., Reyers, B., Roux, D. J., & Cowling, R. M. (2009). Expanding protected areas beyond their terrestrial comfort zone: identifying spatial options for river conservation. *Biological Conservation*, 142(7), 1605–1616.
- Niemi, M., Jaaskelainen, N. C., Nummi, P., et al. (2014). Dry paths effectively reduce road mortality of small and medium-sized terrestrial vertebrates. *Journal of Environmental Management*, 144, 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.012>
- O’Dea, N., Araújo, M. B., & Whittaker, R. J. (2006). How well do important bird areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes? *Diversity and Distributions*, 12, 205–214.
- Oldfield, T. E. E., Smith, R. J., Harrop, S. R., & Leader-Williams, N. (2004). A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation*, 120(3), 303–309.

- O'Neill, L., Veldhuizen, T., de Jongh, A., & Rochford, J. (2009). Ranging behaviour and socio-biology of Eurasian otters (*Lutra lutra*) on lowland mesotrophic river systems. *European Journal of Wildlife Research*, 55(4), 363–370. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0252-9>
- Pacifici, M., Di Marco, M., & Watson, J. E. M. (2020). Protected areas are now the last strongholds for many imperiled mammal species. *Conservation Letters*, 13, 1–7. <https://doi.org/10.1111/conl.12748>
- Palomares, F. (2017). Meloncillo - *Herpestes ichneumon*. In A. Salvador & I. Barja (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. <http://www.vertebradosibericos.org>
- Palomares, F., & Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist*, 153(5), 492–508. <https://doi.org/10.1086/303189>
- Palomares, F., & Delibes, M. (1993). A note on the movements of a free-ranging male domestic cat in southwestern Spain. *Hystrix*, 5, 119–123.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J. M., & Delibes, M. (1996). Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology*, 33, 5–13.
- Palomares, F., & Román, J. (2020). Nuevos datos sobre la distribución y hábitat usados por el meloncillo en la península ibérica: ¿Es más común y generalista de hábitat de lo que se conocía?/New data on the distribution and habitat used by the Egyptian mongoose in the Iberian Peninsula: Is it more common and generalist of habitat than was known? *Galemys*, 32, 21–30.
- Peshev, C., Peshev, D., & Popov, V. (2004). *Fauna Bulgarica. Vol. 27 Mammalia*. BAS.
- Pflüger, F., van Turnhout, C. A. M., & Foppen, R. P. B. (2024). Semi-structured citizen science data reveal mixed effectiveness of EU protected areas for target species. *Biological Conservation*, 310, 109876. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.109876>
- Philcox, C. K., Grogan, A. L., & Macdonald, D. W. (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36(5), 748–761. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00441.x>

- Pchelintsev, V.G. & Chistyakov, D.V. (2005). [Fauna of terrestrial vertebrates] In Vlasov D.Yu. (ed.), [*Sergievka Park — Complex Nature Monument*] (pp. 102–117). Pavel.
- Pinto, M., & Grelle, C. (2009). Reserve selection and persistence: complementing the existing Atlantic Forest reserve system. *Biodiversity and Conservation*, 18, 957–968.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., et al. (2009). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.008>
- Poledník, L., Poledníková, K., Větrovcova, J., et al. (2011). Causes of deaths of *Lutra lutra* in the Czech Republic (Carnivora: Mustelidae). *Lynx*, 42, 145–157.
- Pounds, J. A., et al. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439, 161–167. <https://doi.org/10.1038/nature04246>
- Powell, G. V. N., Barborak, J., & Rodriguez, M. (2000). Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation*, 93(1), 35–41.
- Pressey, R. L., Whish, G. L., Barrett, T. W., & Watts, M. E. (2002). Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation*, 106(1), 57–69.
- Purroy Iraizoz FJ, & Varela JM. (2003). *Guía de los mamíferos de España*. Lynx Edicions.
- Putman, R.J., & Staines, B.W. (2004). Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review*, 34, 285–306.
- Rambousek, F. (2011). *Systematické rozdělení savců*. Dostupné z: http://www.giobio.tode.cz/dokumenty/rambousek/biologie/System_savcu.pdf
- Ramesh, B. R., Menon, S., & Bawa, K. S. (1997). A vegetation based approach to biodiversity gap analysis in the Agastyamalai region, Western Ghats, India. *Ambio*, 26(8), 529–536.
- Randi, E., Davoli, F., Pierpaoli, M., et al. (2003). Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. *Animal Conservation*, 6(2), 93–100. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003123>

- Rau, J. R., Beltran, J. F., & Delibes, M. (1985). Can the increase of fox density explain the decrease in lynx numbers at Doñana? *Revue d'Ecologie-Terre et Vie*, 40, 145-150.
- Rauset, G.R., Andrén, H., Swenson, J.E., Samelius, G., Segerström, P., & Zedrosser, A., Persson, J. (2016). National parks in northern Sweden as refuges for illegal killing of large carnivores. *Conservation Letters*, 9, 334–341.
- Recio, M. R., & Virgós, E. (2010). Predictive niche modelling to identify potential areas of conflicts between human activities and expanding predator populations: a case study of game management and the grey mongoose, *Herpestes ichneumon*. Spain. *Wildlife Research*, 37(4), 343–354. <https://doi.org/10.1071/WR09096>
- Revilla, E. (1998). *Organización social del tejón en Doñana* (Doctoral dissertation, Universidad de León).
- Revilla, E., & Palomares, F. (2002). Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology*, 71(3), 497–512. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00617.x>
- Ribier, A., Galbert, M., Lévêque, J., Monnier, A. & Rathouis, P. (2012). *Mission sur les dégâts de grand gibier*. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement. Available at: <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports publics/124000294/index.shtml>
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D. C., da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., Watts, M. E. J., & Yan, X. (2004a). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), 640–643.
- Rodríguez, A. (2017). Lince ibérico – *Lynx pardinus*. In A. Salvador & I. Barja (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

- Rodríguez A, Martin R, & Delibes M (1996). Space use and activity in a Mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Acta Theriologica*, 41, 59–72.
- Romanowski, J., Brzeziński, M., & Żmihorski, M. (2013). Habitat correlates of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) recolonizing Central Poland. *Acta Theriologica*, 58, 149–155. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0107-8>
- Roos, A., Loy, A., de Silva, P., et al. (2015). *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12419A21935287.
- Roper, T. J. (2010). *Badger*. Collins New Naturalist Library, Book 114 (Vol. 114). HarperCollins UK.
- Rouget, M., Richardson, D. M., & Cowling, R. M. (2003). The current configuration of protected areas in the Cape floristic region, South Africa—reservation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biological Conservation*, 112, 129–145.
- Rowden, P., Steinhardt, D., & Sheehan, M. (2008). Road crashes involving animals in Australia. *Accident Analysis and Prevention*, 40(6), 1865–1871.
- Ruiz-Olmo, J., Loy, A., Cianfrani, C., et al. (2008). *Lutra lutra*. In IUCN 2009. IUCN Red List of threatened species.
- Sala, O. E., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Santini, L., Di Marco, M., Boitani, L., Maiorano, L., & Rondinini, C. (2014). Incorporating spatial population structure in gap analysis reveals inequitable assessments of species protection. *Diversity and Distributions*, 20(3), 301–321. <https://doi.org/10.1111/ddi.12198>
- Santini, L., Saura, S., & Rondinini, C. (2016). Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions*, 22, 199–211. <https://doi.org/10.1111/ddi.12390>
- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., Derchia, F., Edwards, T. C., Ulliman, J., & Wright, R. G. (1993). Gap analysis—a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*, 123, 1–41.
- Scott, J. M., Davis, F. W., Mcghie, R. G., Wright, R. G., Groves, C., & Estes, J. (2001). Nature reserves: do they capture the full range of America’s biological diversity? *Ecological Applications*, 11(4), 999–1007.
- Sereno-Cadierno, J., Soriquer, R. C., & Carro, F. (2023). Shedding light on long-term trends in Mediterranean carnivore populations: five species, one scenario, different responses. *European Journal of Wildlife Research*, 69(2), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01683-1>
- Schwartz, A. L. W., Williams, H. F., Chadwick, E., Thomas, R. J., & Perkins, S. A. (2018). Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. *Journal of Urban Ecology*, 4(1), 1-7.
- Silva, M., Brown, J.H. & Downing, J.A. (1997) Differences in population density and energy use between birds and mammals: a macroecological perspective. *Journal of Animal Ecology*, 66, 327–340.

- Simón, M. A. (2018). *Censo de las poblaciones Andaluzas de Lince Ibérico año 2017*. Life+ Iberlince, Junta de Andalucía, Sevilla, pp 11
- Simón, M. A., Cadenas, R., Gil-Sánchez, J. M., López-Parra, M., García, J., Ruiz, G., & López, G. (2009). Conservation of free-ranging Iberian lynx (*Lynx pardinus*) populations in Andalusia. In A. Vargas, C. Breitenmoser, & U. Breitenmoser (Eds.), *Iberian Lynx Ex situ conservation: An Interdisciplinary Approach*. Fundación Biodiversidad.
- Sinclair, A.R.E. (1998). Natural regulation of ecosystems in protected areas as ecological baselines. *Wildlife Society Bulletin*, 399–409.
- Smith-Patten, B. D., & Patten, M. A. (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the Southern Great Plains. *Environmental Management*, 41(6), 844–852.
- Soto Navarro, C. (2013). *Patrones de distribución, abundancia e interacciones entre carnívoros simpátridos en un área mediterránea protegida* (Doctoral dissertation, Universidad de Sevilla).
- Soto, C., & Palomares, F. (2015). Coexistence of sympatric carnivores in relatively homogeneous Mediterranean landscapes: functional importance of habitat segregation at the fine-scale level. *Oecologia*, 179(1), 223–235. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3311-9>
- Soulé, M.E., Estes, J.A., & Berger, J., Del Rio, C.M. (2003). Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology*, 17, 1238–1250.
- Spalding, M. D., Fish, L., & Wood, L. J. (2008). Toward representative protection of the world's coasts and oceans-progress, gaps, and opportunities. *Conservation Letters*, 1(5), 217–226. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2008.00030.x>
- Sulkava, R. T., Sulkava, P. O., & Sulkava, P. E. (2007). Source and sink dynamics of density-dependent otter (*Lutra lutra*) populations in rivers of central Finland. *Oecologia*, 153, 579–588. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0774-3>
- Sun, Z., Scherer, L., Tukker, A., et al. (2022). Dietary Change in High-Income Nations Alone Can Lead to Substantial Double Climate Dividend. *Nature Food*, 3(1), 29–37.
- Sutton, N.M. & Heske, E.J. (2017). Effects of human state park visitation rates on escape behaviour of white-tailed deer. *Human–Wildlife Interactions*, 11, 86–98.
- Swenson, J.E., Gerstl, N., Dahle, B. & Zedrosser, A. (2000). *Action plan for the conservation of the brown bear (Ursus arctos) in Europe*. Council of Europe Publishing.
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31(1), 83–91.
- Temple H., & Cuttelod A. (Eds.). (2009). *The Status and Distribution of Mediterranean Mammals*. IUCN.
- Temple H., & Terry A. (Eds.). (2007). *The Status and Distribution of European Mammals*. Office for Official Publications of the European Communities, Bruxelles.
- Thuiller, W., Broennimann, O., Hughes, G., Alkemade, J. R. M., Midgley, G. F., & Corsi, F. (2006). Vulnerability of African mammals to anthropogenic climate change under

conservative land transformation assumptions. *Global Change Biology*, 12(3), 424–440. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01115.x>

Tremolada, P., Smirollo, G., Verduci, F., et al. (2020). The otter population of the River Ticino (N Italy) 20 years after its reintroduction. *Journal of Mountain Ecology*, 13, 51–62.

Van Beeck Calkoen, S. T. S., Mühlbauer, L., Andrén, H., Apollonio, M., Balčiauskas, L., Belotti, E., Carranza, J., Cottam, J., Filli, F., Gatiso, T. T., Hetherington, D., Karamanlidis, A. A., Krofel, M., Kuehl, H. S., Linnell, J. D. C., Müller, J., Ozolins, J., Premier, J., Ranc, N., Schmidt, K., Zlatanova, D., Bachmann, M., Fonseca, C., Ionescu, O., Nyman, M., Šprem, N., Sunde, P., & Tannik, M. (2020). Ungulate management in European national parks: Why a more integrated European policy is needed. *Journal of Environmental Management*, 260, 110068. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110068>

Van Oldenborgh, G. J., Drijfhout, S., van Ulden, A., Haarsma, R., Sterl, A., Severijns, C., Hazeleger, W. & Dijkstra, H. (2009). Western Europe is warming much faster than expected. *Climate of the Past*, 5, 1–12. <https://doi.org/10.5194/cp-5-1-2009>

Villalva, P., Reto, D., Santos-Reis, M., et al. (2013). Do dry ledges reduce the barrier effect of roads? *Ecological Engineering*, 57, 143–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.005>

Wang, L., Pedersen, P. B. M., & Svenning, J.-C. (2023). “Rewilding Abandoned Farmland Has Greater Sustainability Benefits Than Afforestation.” *npj Biodiversity*, 2(1), 5.

Weinberger IC, Muff S, de Jongh A et al (2016) Flexible habitat selection paves the way for a recovery of otter populations in the European Alps. *Biological Conservation*, 199, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.017>

Woodroffe, R., & Ginsberg, J.R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280, 2126–2128.

Zapata, S. C., Travaini, A., Ferreras, P., & Delibes, M. (2007). Analysis of trophic structure of two carnivore assemblages by means of guild identification. *European Journal of Wildlife Research*, 53(4), 276–286. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0095-1>