

Vyhodnocení početnosti a mezidruhových vazeb savců na území NP ČR a analýza vlivu a významu dotčených druhů na ekosystémy vyskytující se v zájmovém území

Certifikovaná metodika

Hlavní řešitel: Miroslav Kutal

Řešitelé: Miloš Anděra, Tomáš Bartonička, Ladislav Čepelka, Josef Suchomel

Spoluautoři: Martin Duřa, Dušan Romportl

Autoři dat: Peter Adamík, Elisa Belotti, Pavel Benda, Michal Bojda, Luděk Bufka, Jaroslav Červený, Thomas Engleder, Jiří Flousek, Jakub Juda, Leona Kutalová, Tereza Mináriková, Lukáš Poledník, Antonín Reiter, Martin Váňa, Josefa Volfová, Aleš Vorel, Jana Zschille, Lukáš Žák

Brno, 2016

Certifikovaná metodika byla vytvořena s finanční podporou TA ČR.

T A

Č R

Technologická
agentura
České republiky

Obsah

1. Úvod	4
2. Materiál a metodika	5
2.1 Vymezení zájmového území.....	5
2.2 Datový aparát a získaný materiál.....	9
2.2.1 Úroveň ČR	9
2.2.2 Úroveň národních parků	9
2.3 Analýza časových trendů.....	13
2.4. Biotopová analýza vybraných druhů	14
3. Výsledky	16
3.1 Analýza výskytu savců na úrovni ČR: aktuální stav a trendy.....	16
3.1.1 Hmyzožravci (Eulipotyphla, resp. Soricomorpha & Erinaceomorpha)	16
3.1.2 Letouni (Chiroptera).....	18
3.1.3 Hlodavci (Rodentia)	25
3.1.4 Zajíci (Lagomorpha).....	31
3.1.5 Šelmy (Carnivora)	31
3.1.6 Sudokopytníci (Artiodactyla)	36
3.1.7 Lichokopytníci (Perissodactyla)	40
3.2 Charakteristika vybraných druhů v jednotlivých NP	41
3.2.1 Krkonošský národní park	41
3.2.2 Národní park České Švýcarsko	63
3.2.3 Národní park Podyjí	82
3.2.4 Národní park Šumava	104

4.	Význam klíčových druhů savců v ekosystémech ve vztahu k národním parkům ...	132
4.1	Původní a neinvazní druhy savců ČR.....	132
4.1.1	Bobr evropský (<i>Castor fiber</i>)	132
4.1.2	Malí spásači - králík divoký (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) a sysel obecný (<i>Spermophilus citellus</i>)	134
4.1.3	Velký okusovač – los evropský (<i>Alces alces</i>).....	135
4.1.4	Velcí býložravci obhospodařování lovem.....	135
4.1.5	Velké šelmy – vlk obecný (<i>Canis lupus</i>), rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>), medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	137
4.1.6	Šakal obecný (<i>Canis aureus</i>).....	139
4.1.7	Vydra říční (<i>Lutra lutra</i>).....	139
4.1.8	Letouni	140
4.1.9	Hmyzožravci a hlodavci.....	140
4.2	Alochtonní druhy s invazním potenciálem:	141
4.2.1	Sika (<i>Cervus nippon</i>).....	141
4.2.2	Nutrie (<i>Myocastor coypus</i>).....	142
4.2.3	Norek americký (<i>Neovison vison</i>)	143
4.2.4	Psík mývalovitý (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)	144
4.2.5	Mýval severní (<i>Procyon lotor</i>).....	145
4.3	Význam vyhubených druhů velkých spásáčů a dopady jejich absence na zájmové ekosystémy NP.....	146
4.3.1	Význam v ekosystémech	148
4.3.2	Mezidruhové interakce	151
4.3.3	Význam pro národní parky	151
4.3.4	Možnost nahrazení vyhubených druhů druhy introdukovanými	152
5.	Literatura	153

1. Úvod

Ministerstvo životního prostředí (MŽP) zadalo v roce 2015 prostřednictvím Technologické agentury České republiky zakázku v poptávkovém řízení „*Vyhodnocení početnosti a mezidruhových vazeb savců na území NP ČR a analýza vlivu a významu dotčených druhů na ekosystémy vyskytující se v zájmovém území*“, č. TB050MZP002.

Cílem předkládaného projektu dle zadání MŽP je:

- (1) Vyhodnocení aktuálního stavu a významu savců na území NP ČR na základě existujících dat.
- (2) Objasnění role a postavení savců, kteří byli v daném území v minulosti vyhubeni člověkem.
- (3) Analýza významu a vazeb mezi jednotlivými druhy (včetně introdukovaných a vyhubených) a popis vlivu dotčených druhů na ekosystémy, jejichž jsou součástí.
- (4) Definování rámcových zásad a postupů péče a přístupu ke skupině savců na území NP ČR na základě provedených vyhodnocení a analýz.
- (5) Vytvoření mapových výstupů současného a potenciálně možného výskytu zkoumaných druhů na území NP ČR.

Výstupem projektu je:

Nmet – certifikovaná metodika - Odborná studie, která bude obsahovat jak rešeršní část, tak výstupy ve formě rámcových metodických doporučení.

Nmap - Specializovaná mapa s odborným obsahem - Mapové výstupy, které budou především zachycovat současný a potenciálně možný výskyt zkoumaných druhů na území NP a budou tak dotvářet ucelený pohled na danou problematiku.

Mendelova univerzita v Brně předložila do poptávkového řízení návrh, ve kterém navrhla následující řešení nastíněných otázek:

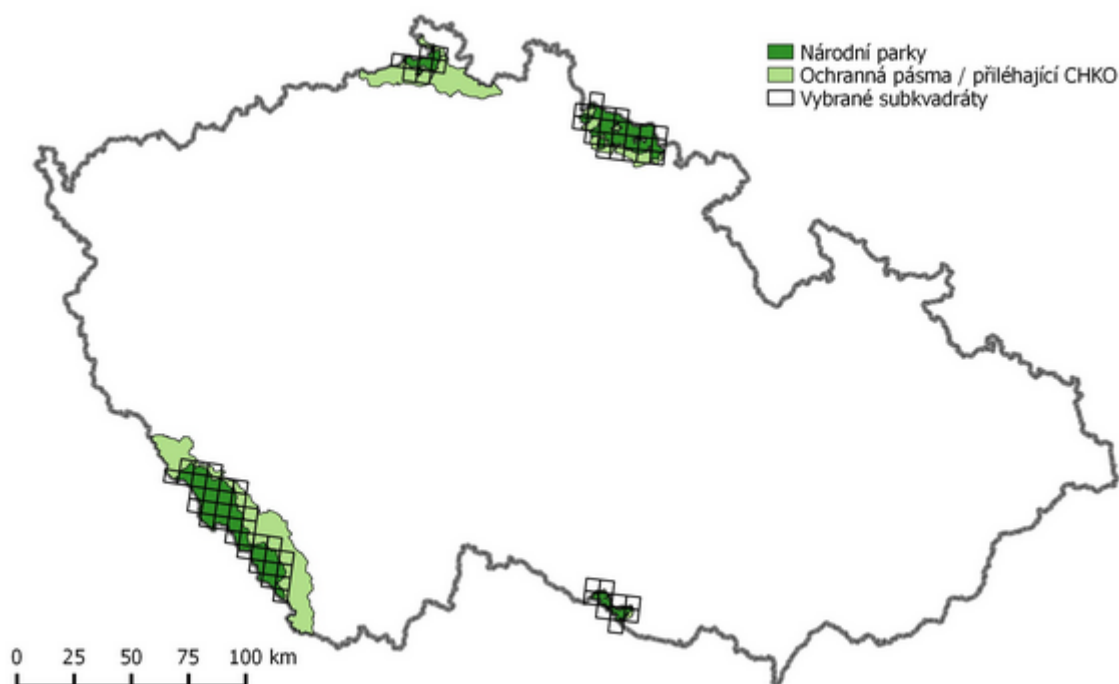
- (1) Zoogeografická analýza na úrovni ČR s cílem definování souborů potenciálně se vyskytujících druhů v jednotlivých národních parcích ČR
- (2) Sběr publikovaných i nepublikovaných dat, literární rešerše a příprava jednotné databáze pro další analýzy
- (3) Detailní analýzy hodnocení výskytu jednotlivých druhů savců a modelování jejich potenciálního výskytu pomocí habitatové analýzy
- (4) Literární rešerše a syntéza dat, formulace rámcových doporučení

Návrh Mendelovy univerzity byl vybrán k podpoře a následující kapitoly podrobněji popisují metodický přístup a řešení jednotlivých otázek.

2. Materiál a metodika

2.1 Vymezení zájmového území

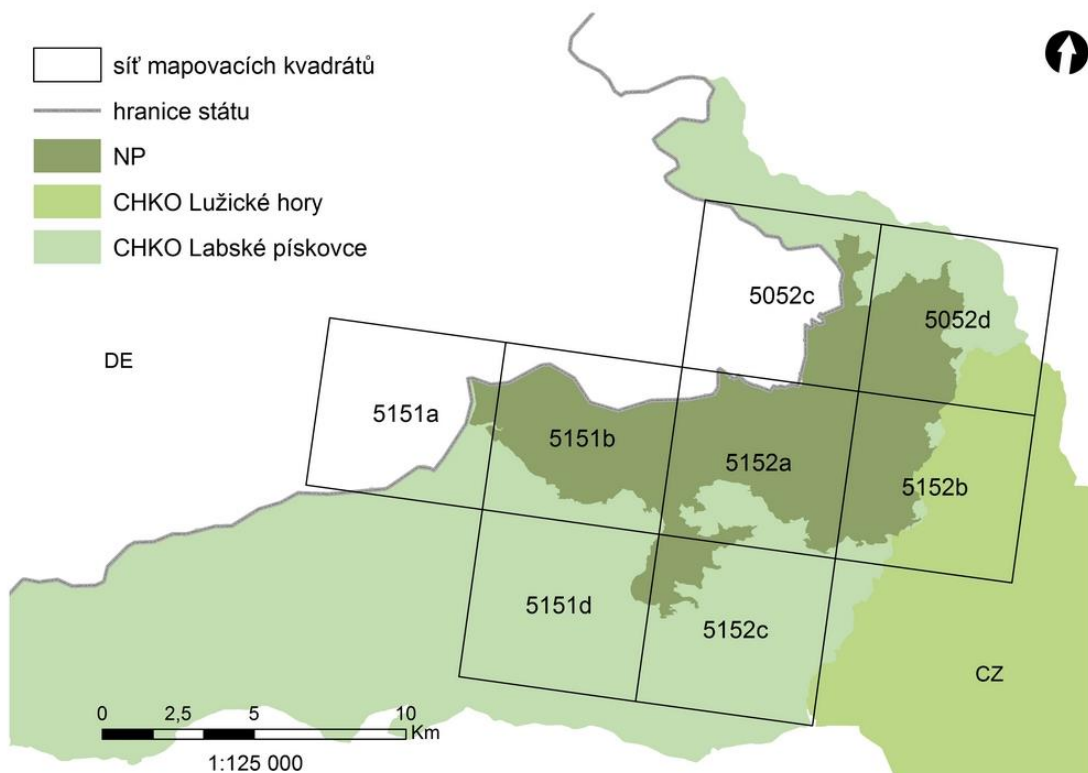
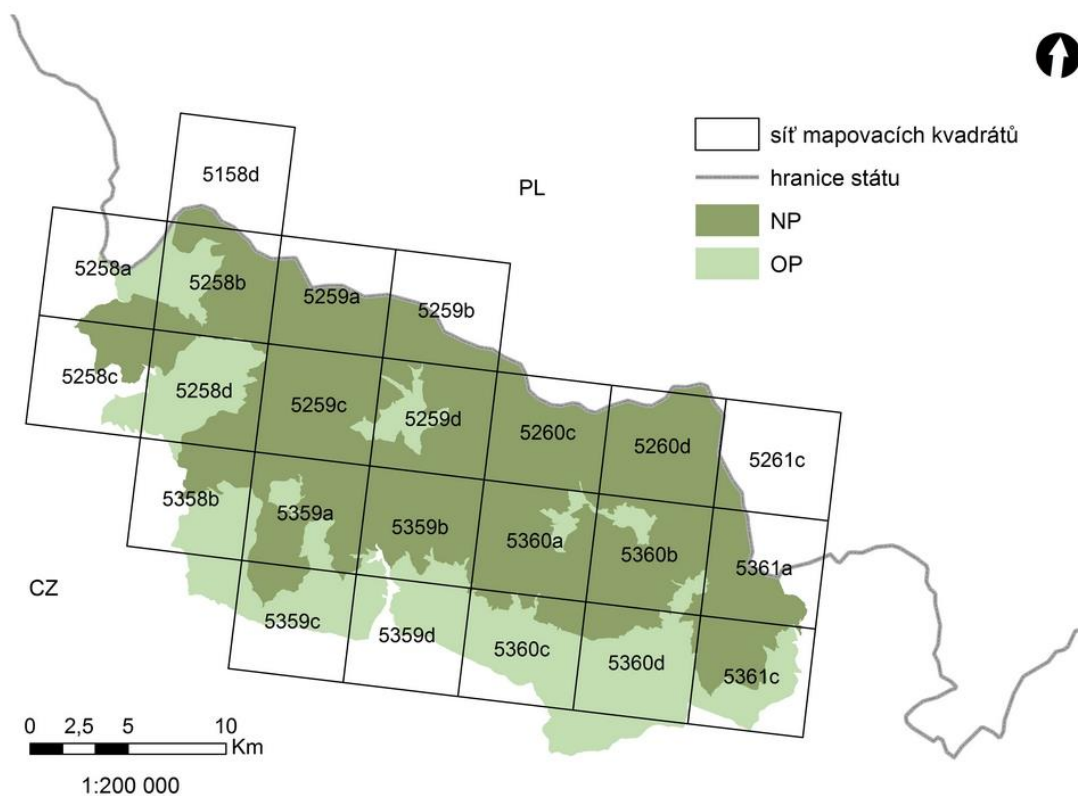
Zájmové území zahrnuje území celé České republiky. Na této úrovni proběhla zoogeografická analýza; pro řešení specifických úkolů projektu jsme pak pracovali na úrovni čtyř našich národních parků: Krkonošského národního parku (dále jen „KRNAP“) a jeho ochranného pásma; Národního parku České Švýcarsko („NPČŠ“), a jeho ochranného pásma, které tvoří CHKO Labské pískovce a CHKO Lužické hory; Národního parku Podyjí („NPP“) a jeho ochranného pásma a Národního parku Šumava a jeho ochranného pásma, které tvoří CHKO Šumava (Obr. 1). Výskyt zájmových druhů byl hodnocen v subkvadrátech sítě KFME, které zasahovaly na území národního parku a/nebo jeho ochranného pásma více než 0,5 % z celkové výměry konkrétního národního parku a jeho případného ochranného pásma (Tab. 1, Obr. 2 a 3). V KRNAP a NPŠ tak bylo vyřazeno několik okrajových subkvadrátů, které zasahují do parků jen zcela nepatrně a při hodnocení by mohly zkreslovat výsledky. Do analýzy výskytu nebyly zařazeny subkvadráty, které ležely zcela mimo národní park a zasahovaly pouze do ochranného pásma.



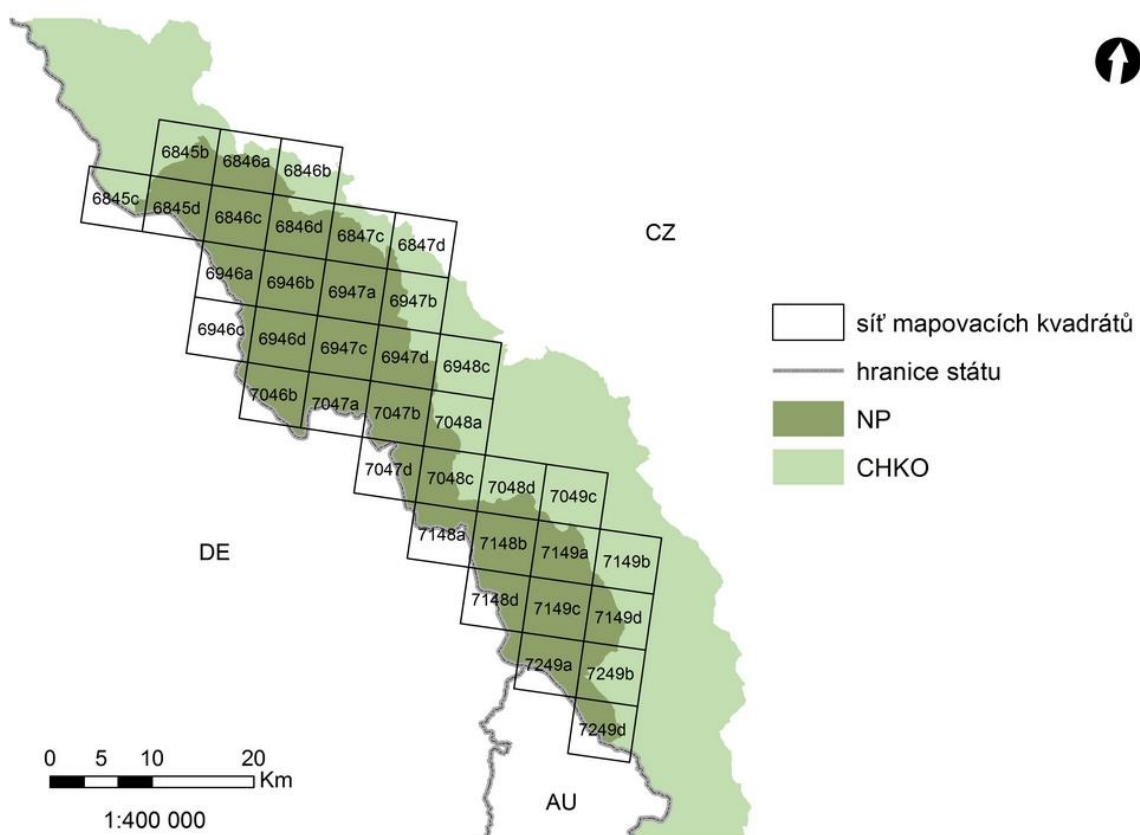
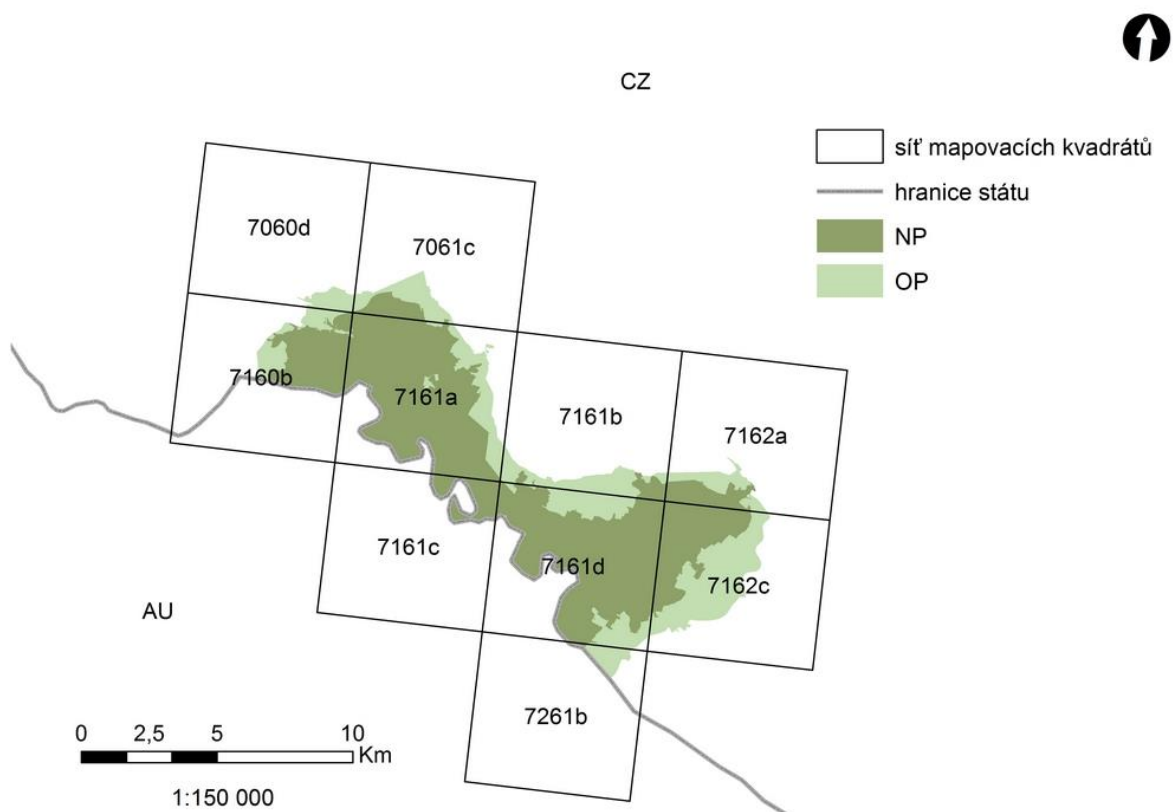
Obr. 1. Zájmové území – národní parky s jejich ochrannými pásmy či přiléhajícími chráněnými krajinnými oblastmi a vybrané subkvadráty KFME

Tab. 1. Seznam subkvadrátů (Subkv.) v jednotlivých národních parcích (NP) a podíl jejich rozlohy na celkové ploše národního parku a jeho ochranného pásma.

Subkv.	NP	podíl	Sukbv.	NP	podíl
7060d	NPP	1,28 %	7148b	NPŠ	3,27 %
7061c	NPP	4,33 %	7148d	NPŠ	1,86 %
7160b	NPP	9,22 %	7149a	NPŠ	3,33 %
7161a	NPP	28,11 %	7149b	NPŠ	3,33 %
7161b	NPP	4,80 %	7149c	NPŠ	3,33 %
7161c	NPP	1,31 %	7149d	NPŠ	3,33 %
7161d	NPP	28,15 %	7249a	NPŠ	2,40 %
7162a	NPP	4,59 %	7249b	NPŠ	3,34 %
7162c	NPP	16,74 %	7249d	NPŠ	1,99 %
7261b	NPP	1,46 %	5258a	KRNAP	1,75 %
6845b	NPŠ	3,31 %	5258b	KRNAP	5,79 %
6845c	NPŠ	1,58 %	5258c	KRNAP	2,04 %
6845d	NPŠ	2,44 %	5258d	KRNAP	6,08 %
6846a	NPŠ	2,74 %	5259a	KRNAP	3,85 %
6846b	NPŠ	1,94 %	5259b	KRNAP	2,27 %
6846c	NPŠ	3,31 %	5259c	KRNAP	6,17 %
6846d	NPŠ	3,31 %	5259d	KRNAP	6,17 %
6847c	NPŠ	3,14 %	5358b	KRNAP	3,67 %
6847d	NPŠ	1,64 %	5260c	KRNAP	5,17 %
6946a	NPŠ	2,20 %	5260d	KRNAP	5,68 %
6946b	NPŠ	3,32 %	5359a	KRNAP	6,17 %
6946c	NPŠ	0,52 %	5359b	KRNAP	6,08 %
6946c	NPŠ	0,52 %	5359c	KRNAP	3,40 %
6946d	NPŠ	3,32 %	5359d	KRNAP	2,99 %
6947a	NPŠ	3,32 %	5360a	KRNAP	6,17 %
6947b	NPŠ	3,32 %	5360b	KRNAP	6,18 %
6947c	NPŠ	3,32 %	5360c	KRNAP	5,11 %
6947d	NPŠ	3,32 %	5360d	KRNAP	6,16 %
6948c	NPŠ	3,31 %	5361a	KRNAP	3,39 %
7046b	NPŠ	2,50 %	5361c	KRNAP	4,54 %
7047a	NPŠ	2,13 %	5052c	NPČŠ	5,77 %
7047b	NPŠ	3,19 %	5052d	NPČŠ	13,82 %
7047d	NPŠ	1,25 %	5151a	NPČŠ	3,34 %
7048a	NPŠ	3,32 %	5151b	NPČŠ	12,85 %
7048c	NPŠ	3,33 %	5151d	NPČŠ	16,27 %
7048d	NPŠ	3,33 %	5152a	NPČŠ	15,44 %
7049c	NPŠ	3,33 %	5152b	NPČŠ	16,25 %
7148a	NPŠ	1,27 %	5152c	NPČŠ	16,25 %



Obr. 2. Rozvržení hodnocených subkvadrátů v KRNP (nahore) a NPČŠ (dole)



Obr. 3. Rozvržení hodnocených subkvadrátů v NPP (nahore) a NPŠ (dole).

2.2 Datový aparát a získaný materiál

2.2.1 Úroveň ČR

Pro hodnocení pro účely zoogeografické analýzy jsme pro většinu druhů využili vlastní databáze savců (především M. Anděry), doplněné o informace z Nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (NDOP).

Specifický přístup byl využit při hodnocení výskytu prostorově náročných druhů velkých šelem, kde by mapy vytvořené na základě veškerých dostupných dat neměly dostatečnou vypovídací hodnotu o jejich reálném výskytu. Pro dlouhodobý výskyt stabilních populací těchto druhů národní parky neposkytují dostatečný prostor; zároveň je role velkých šelem v ekosystémech minimálně dvou našich největších parků významná. Rozhodli jsme se proto vyhodnocení jejich výskytu věnovat podrobněji.

První odlišností je rozdělení na stálý a sporadický výskyt, potřebný vzhledem k značným schopnostem rozptylu velkých šelem i pro dlouhodobé porovnání populačních trendů. Distribuční mapy stálého a sporadického výskytu velkých šelem jsou ostatně vytvářeny i na celoevropské úrovni. Posledním příspěvkem je studie Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) pro Evropskou komisi (Kaczensky et al. 2013), jejíž výstupy byly publikovány v recenzovaném mezinárodním periodiku (Chapron et al. 2014).

Druhým aspektem je věrohodnost dat. Vzhledem k nízkým populačním hustotám velkých šelem a relativní vzácnosti jejich výskytu na většině českého území, existuje důvodná obava, že výskyt šelem hlášený veřejností, nebo i lesníky a myslivci zjištěný na základě pobytových znaků, nemusí být určený správně, pokud není zdokumentovaný. Využili jsme proto klasifikaci SCALP (Molinari-Jobin et al. 2006; Molinari-Jobin et al. 2012) a pro vyhodnocení využili jen data kategorie C1 a C2, resp. C2a dle klasifikačních kritérií Kutala (2014).

Na základě výše uvedených prací jsme odlišili výskyt dvou kategorií:

Trvalý výskyt: kvadrát je trvale obýván konkrétním druhem (alespoň 50 % let ze sledovaného období, ovšem nejméně 3 roky) nebo existuje důkaz o reprodukci. Reprodukce nebo trvalost výskytu je potvrzena fotografiemi, mrtvými zvířaty, geneticky nebo nezpochybnitelně pomocí pobytových znaků (stopní dráhy, trus, stržená kořist) typu C1 nebo C2 dle kategorie SCALP.

Sporadický výskyt: sporadická přítomnost velkých šelem potvrzená stejným způsobem jako v případě trvalého výskytu, ovšem bez naplnění definice trvalého osídlení a/nebo reprodukce.

Takto jsme výskyt hodnotili v období 2010–2016, tedy 7 let, a využili jsme všechny zdokumentované údaje, získané v rámci monitoringu Hnutí DUHA Olomouc, Alka Wildlife, AOPK ČR, Správy KRNP a NPŠ a od Lukáše Žáka.

2.2.2 Úroveň národních parků

Jelikož správy národních parků nemají dlouhodobě a systematicky vedené nálezové databáze druhů, bylo zapotřebí využít vícero zdrojů, posoudit jejich vhodnost a

dostupnost pro výše uvedenou studii. Následující zdroje byly využity jak k popisu stavu druhů na území národních parků, tak k popisu aktuálního stavu a trendů u savců na území České republiky. Bylo využito následujících zdrojů:

- 1) NDOP
- 2) Databáze řešitelského kolektivu

Tyto databáze byly pro území národních parků a jejich ochranných pásem doplněny s pomocí některých zoologů přímo ze správ nebo zoologů působících v daném regionu či se věnujících určité skupině:

KRNAP: J. Flousek

NPP: A. Reiter

NPČŠ: P. Benda, J. Juda

NPŠ: J. Červený, L. Bufka, E. Belotti

Podklady k jednotlivým taxonům bez územního vymezení poskytli – P. Adamík, M. Bojda, T. Engleder, L. Kotalová, T. Mináriková, L. Poledník, M. Váňa, J. Volfová, J. Zschielle, L. Žák.

Celkem bylo pro analýzy v dílčích databázích k dispozici 4617 nálezů z Krkonošského národního parku, 999 z NP České Švýcarsko, 7937 z NP Šumava a 3800 z NP Podyjí.

Faunistické nálezy se významně lišily v detailním charakteru. Pro další zpracování bylo rozhodující, zda byly nálezy přesně lokalizovány, existovaly k nim souřadnice, či nikoliv. Takové údaje byly zařazeny alespoň do příslušného subkvadrátu sítě KFME.

Ke každému druhu byl zjištěn počet záznamů v databázi, podíl obsazených subkvadrátů na území daného národního parku, zjištěn podíl záznamů s GPS souřadnicemi (Tab. 3a, 3b). S ohledem na rozdílnou geomorfologickou a biotopovou charakteristiku národních parků bylo od počátku zřejmé, že celkový počet druhů pro potřeby detailní analýzy bude nutné rozdělit do několika kategorií. Jako nejvhodnější se ukázalo hledisko podílu druhem obsazených subkvadrátů. Následně druhy, které obsadily více než 50 % plochy všech subkvadrátů daného národního parku byly ustanoveny jako běžné. Do této kategorie byly zařazeny i druhy, od kterých sice nebyly k dispozici detailní nálezy splňující výše uvedenou podmínku, ale lze očekávat, že jejich nálezy jsou silně podhodnoceny např. velkou selektivitou standardně používaných metod nebo obecně nedostatečnou intenzitou výzkumu na daném území. Druhy, jejichž areál leží v současnosti mimo oblasti národních parků, byly pro daný park ustanoveny v kategorii „nezajímavý“.

Některé druhy, ačkoliv v některých národních parcích obsadily více než 50 % plochy subkvadrátů, byly přesto podrobeny detailnějším analýzám, a to z důvodu jejich statusu ochrany (*Lynx lynx*, *Lutra lutra*) nebo invazního charakteru šíření (*Nyctereutes procyonoides*, *Neovison vison*). Ostatní druhy byly podrobeny detailnější analýze časového nebo biotopového typu (Tab. 2).

Tab. 2. Zastoupení výše specifikovaných kategorií druhů (v %) z celkového množství druhů v jednotlivých národních parcích. U druhů, které nepatřily do kategorie „běžný“ a „nezajímavý“ druh, byla provedena analýza časových trendů, nebo biotopová analýza, nebo obě analýzy, proto není součet 100 %.

Kategorie	KRNAP	NPČŠ	NPP	NPŠ
běžný druh	58,6	60,3	61,4	57,1
nezajímavý druh	2,9	7,9	7,1	5,7
druh s časovou analýzou	40	38,1	41,4	37,1
druh s biotopovou analýzou	35,7	39,7	35,7	35,7

Běžných druhů bylo nakonec souhrnně vybráno 46 a jsou zachyceny v tab. 3a a 3b. Běžné druhy a dále 1 nezajímavý druh (*Oryctolagus cuniculus*) již nevstupovaly do dalších analýz.

Tab. 3a. Základní charakteristika běžných druhů v KRNAP a NPČŠ (OS = obsazené kvadráty, PZ=počet záznamů, % GPS = podíl záznamů s přesnou GPS lokací)

Druh	KRNAP			NPČŠ		
	% OS	PZ	% GPS	% OS	PZ	% GPS
<i>Capreolus capreolus</i>	95,7 %	161	93,2 %	62,5 %	8	87,5 %
<i>Cervus elaphus</i>	100,0 %	151	92,1 %	75,0 %	13	61,5 %
<i>Sus scrofa</i>	87,0 %	94	98,9 %	62,5 %	7	71,4 %
<i>Martes foina</i>	65,2 %	56	100,0 %	75,0 %	9	33,3 %
<i>Martes martes</i>	78,3 %	48	95,8 %	37,5 %	5	100,0 %
<i>Meles meles</i>	69,6 %	72	94,4 %	62,5 %	10	90,0 %
<i>Mustela erminea</i>	78,3 %	51	96,1 %	87,5 %	14	42,9 %
<i>Mustela nivalis</i>	78,3 %	58	89,7 %	100,0 %	10	40,0 %
<i>Vulpes vulpes</i>	91,3 %	140	94,3 %	87,5 %	19	57,9 %
<i>Crocidura leucodon</i>						
<i>Crocidura suaveolens</i>	52,2 %	30	56,7 %	62,5 %	9	55,6 %
<i>Erinaceus europaeus</i>	65,2 %	31	83,9 %	75,0 %	12	50,0 %
<i>Erinaceus roumanicus</i>	8,7 %	2	100 %			
<i>Neomys anomalus</i>	43,5 %	17	76,5 %	50,0 %	7	85,7 %
<i>Neomys fodiens</i>	91,3 %	92	83,7 %	37,5 %	6	83,3 %
<i>Sorex alpinus</i>	91,3 %	126	85,7 %			
<i>Sorex araneus</i>	100,0 %	141	83,7 %	87,5 %	33	90,9 %
<i>Sorex minutus</i>	87,0 %	102	80,4 %	87,5 %	35	88,6 %
<i>Talpa europaea</i>	78,3 %	34	67,6 %	75,0 %	17	52,9 %
<i>Barbastella barbastellus</i>	78,3 %	146	95,9 %	25,0 %	18	94,4 %
<i>Eptesicus serotinus</i>	69,6 %	55	92,7 %	25,0 %	5	80,0 %
<i>Myotis alcathoe</i>	8,7 %	3	100,0 %			
<i>Myotis bechsteinii</i>	65,2 %	38	97,4 %	25,0 %	5	80,0 %
<i>Myotis blythii</i>						
<i>Myotis brandtii</i>	34,8 %	43	97,7 %	50,0 %	11	100,0 %
<i>Myotis daubentonii</i>	91,3 %	331	99,4 %	62,5 %	61	96,7 %
<i>Myotis mystacinus</i>	69,6 %	127	96,1 %	62,5 %	11	90,9 %
<i>Myotis nattereri</i>	69,6 %	50	100,0 %	62,5 %	33	93,9 %
<i>Nyctalus leisleri</i>	26,1 %	19	100,0 %			
<i>Nyctalus noctula</i>	82,6 %	95	93,7 %	75,0 %	22	90,9 %
<i>Pipistrellus kuhlii</i>						
<i>Plecotus auritus</i>	73,9 %	216	96,8 %	87,5 %	64	95,3 %
<i>Lepus europaeus</i>	87,0 %	76	92,1 %	50,0 %	9	88,9 %
<i>Apodemus agrarius</i>	34,8 %	21	71,4 %	37,5 %	14	64,3 %
<i>Apodemus flavicollis</i>	91,3 %	129	83,7 %	87,5 %	25	60,0 %
<i>Apodemus sylvaticus</i>	82,6 %	76	73,7 %	62,5 %	17	64,7 %
<i>Apodemus uralensis</i>						
<i>Arvicola amphibius</i>	56,5 %	34	73,5 %	25,0 %	3	66,7 %
<i>Clethrionomys glareolus</i>	95,7 %	82	68,3 %	62,5 %	16	75,0 %
<i>Micromys minutus</i>	13,0 %	6	50,0 %	12,5 %	2	50,0 %
<i>Microtus agrestis</i>	87,0 %	121	86,8 %	50,0 %	10	90,0 %
<i>Microtus arvalis</i>	91,3 %	77	67,5 %	75,0 %	23	52,2 %
<i>Microtus subterraneus</i>	82,6 %	52	71,2 %	25,0 %	2	50,0 %
<i>Mus musculus</i>	39,1 %	18	61,1 %	25,0 %	4	0,0 %
<i>Muscardinus avellanarius</i>	82,6 %	43	72,1 %	12,5 %	2	50,0 %
<i>Sciurus vulgaris</i>	95,7 %	44	52,3 %	75,0 %	19	84,2 %

Tab. 3b. Základní charakteristika běžných druhů v NPP a NPŠ (OS = obsazené kvadráty, PZ=počet záznamů, % GPS = podíl záznamů s přesnou GPS lokací)

Druh	NPP			NPŠ		
	% OS	PZ	% GPS	% OS	PZ	% GPS
<i>Capreolus capreolus</i>	100,0 %	25	56,0 %	55,6 %	96	79,2 %
<i>Cervus elaphus</i>	80,0 %	15	20,0 %	72,2 %	132	89,4 %
<i>Sus scrofa</i>	100,0 %	19	36,8 %	75,0 %	117	95,7 %
<i>Martes foina</i>	100,0 %	35	54,3 %	66,7 %	64	93,8 %
<i>Martes martes</i>	80,0 %	26	53,8 %	66,7 %	72	95,8 %
<i>Meles meles</i>	90,0 %	33	72,7 %	77,8 %	95	92,6 %
<i>Mustela erminea</i>	60,0 %	18	100,0 %	80,6 %	101	91,1 %
<i>Mustela nivalis</i>	70,0 %	23	95,7 %	77,8 %	109	89,9 %
<i>Vulpes vulpes</i>	100,0 %	39	71,8 %	83,3 %	162	88,9 %
<i>Crocidura leucodon</i>	70,0 %	16	87,5 %			
<i>Crocidura suaveolens</i>	80,0 %	28	85,7 %	19,4 %	24	66,7 %
<i>Erinaceus europaeus</i>	20,0 %	6	100,0 %	50,0 %	41	70,7 %
<i>Erinaceus roumanicus</i>	60,0 %	24	91,7 %			
<i>Neomys anomalus</i>	70,0 %	12	91,7 %	63,9 %	74	86,5 %
<i>Neomys fodiens</i>	40,0 %	9	100,0 %	80,6 %	133	79,7 %
<i>Sorex alpinus</i>				83,3 %	119	89,1 %
<i>Sorex araneus</i>	90,0 %	63	95,2 %	91,7 %	376	85,6 %
<i>Sorex minutus</i>	80,0 %	38	94,7 %	86,1 %	240	89,2 %
<i>Talpa europaea</i>	90,0 %	35	88,6 %	72,2 %	88	69,3 %
<i>Barbastella barbastellus</i>	90,0 %	316	96,8 %	36,1 %	184	95,1 %
<i>Eptesicus serotinus</i>	80,0 %	125	99,2 %	36,1 %	47	78,7 %
<i>Myotis alcathoe</i>	40,0 %	30	100,0 %			
<i>Myotis bechsteinii</i>	70,0 %	67	100,0 %	27,8 %	35	97,1 %
<i>Myotis blythii</i>				2,8 %	1	100,0 %
<i>Myotis brandtii</i>	50,0 %	71	98,6 %	50,0 %	81	92,6 %
<i>Myotis daubentonii</i>	90,0 %	236	97,5 %	61,1 %	264	94,7 %
<i>Myotis mystacinus</i>	90,0 %	81	100,0 %	83,3 %	154	96,1 %
<i>Myotis nattereri</i>	80,0 %	134	96,3 %	41,7 %	184	93,5 %
<i>Nyctalus leisleri</i>	50,0 %	18	100,0 %	50,0 %	37	94,6 %
<i>Nyctalus noctula</i>	80,0 %	66	95,5 %	16,7 %	21	90,5 %
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	10,0 %	1	100,0 %			
<i>Plecotus auritus</i>	100,0 %	266	96,2 %	50,0 %	335	98,2 %
<i>Lepus europaeus</i>	100,0 %	27	59,3 %	52,8 %	85	89,4 %
<i>Apodemus agrarius</i>						
<i>Apodemus flavicollis</i>	80,0 %	53	98,1 %	80,6 %	126	74,6 %
<i>Apodemus sylvaticus</i>	90,0 %	84	96,4 %	83,3 %	147	82,3 %
<i>Apodemus uralensis</i>	40,0 %	16	100,0 %			
<i>Arvicola amphibius</i>	50,0 %	24	91,7 %	63,9 %	86	82,6 %
<i>Clethrionomys glareolus</i>	100,0 %	52	94,2 %	88,9 %	203	76,4 %
<i>Micromys minutus</i>	80,0 %	27	100,0 %	47,2 %	43	81,4 %
<i>Microtus agrestis</i>	60,0 %	10	100,0 %	91,7 %	219	79,5 %
<i>Microtus arvalis</i>	90,0 %	80	96,3 %	83,3 %	199	78,4 %
<i>Microtus subterraneus</i>	80,0 %	20	95,0 %	77,8 %	126	69,0 %
<i>Mus musculus</i>	70,0 %	12	91,7 %	38,9 %	22	72,7 %
<i>Muscardinus avellanarius</i>	50,0 %	12	91,7 %	75,0 %	118	83,9 %
<i>Sciurus vulgaris</i>	100,0 %	60	73,3 %	72,2 %	71	71,8 %

2.3 Analýza časových trendů

Tato analýza byla zvolena u druhů, které v posledních desetiletích vykazovaly značnou variabilitu ve velikosti areálu rozšíření ve střední Evropě respektive v České republice. Analýzy byly vypracovány pro druhy s invazním šířením, druhy reintrodukované, repatriované či obecně hospodářsky zajímavé. Celkem do analýzy vstupovalo 36 druhů, v jednotlivých národních parcích se spektrum analyzovaných druhů s ohledem na rozdílná stanoviště a historii výskytu lišilo (Tab. 4).

Pro stanovení změn areálu, případně úrovně poznání druhů, byla použita standardní, ve faunistických studiích běžně používaná období (např. Anděra & Beneš 2001 a mnoho dalších): výskyt do roku 1949, 1950–1999 a 2000–2016. První dvě období jsou pro účely vyhodnocení nálezových databází používána zejména s ohledem na možnost posouzení rozdílu v intenzitě faunistického výzkumu v předválečném a poválečném období.

Tab. 4. Druhy, které vstupovaly do analýzy časových trendů v jednotlivých NP a druhy, pro které byly zpracovány analýzy biotopu (pro všechny NP)

Druh	KRNAP	NPČŠ	NPP	NPŠ	Analýza biotopu
<i>Crocidura leucodon</i>					X
<i>Glis glis</i>					X
<i>Alces alces</i>	X			X	X
<i>Cervus nippon</i>	X		X	X	X
<i>Dama dama</i>			X		X
<i>Ovis musimon</i>	X	X	X	X	X
<i>Rupicapra rupicapra</i>	X	X			X
<i>Canis lupus</i>	X			X	X
<i>Felis silvestris</i>				X	X
<i>Lutra lutra</i>	X	X	X	X	
<i>Lynx lynx</i>	X	X	X	X	X
<i>Mustela eversmanii</i>			X		X
<i>Mustela putorius</i>	X	X	X	X	X
<i>Neovison vison</i>	X	X	X	X	X
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	X	X	X	X	X
<i>Procyon lotor</i>	X			X	X
<i>Ursus arctos</i>	X			X	X
<i>Erinaceus roumanicus</i>	X				
<i>Eptesicus nilssonii</i>	X	X	X	X	
<i>Myotis dasycneme</i>	X				
<i>Myotis emarginatus</i>	X		X	X	
<i>Myotis myotis</i>	X	X	X	X	
<i>Pipistrellus nathusii</i>	X	X	X	X	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	X	X	X	X	
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	X	X	X		
<i>Plecotus austriacus</i>	X	X	X	X	
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	X	X	X	X	
<i>Vespertilio murinus</i>	X	X	X	X	

<i>Castor fiber</i>		X	X	X	X
<i>Cricetus cricetus</i>	X	X	X	X	X
<i>Eliomys quercinus</i>		X		X	X
<i>Marmota marmota</i>	X				
<i>Myocastor coypus</i>	X		X	X	X
<i>Ondatra zibethicus</i>	X	X	X	X	
<i>Rattus norvegicus</i>	X	X	X	X	
<i>Rattus rattus</i>		X			
<i>Sicista betulina</i>				X	X
<i>Spermophilus citellus</i>		X	X	X	X

2.4. Biotopová analýza vybraných druhů

Pro analýzy biotopových nároků bylo vybráno 22 druhů (Tab. 4), které mají specifické biotopové nároky nebo se jedná o druhy s potenciálem dalšího šíření do národních parků. Biotopová analýza jejich stanovištních nároků může lépe definovat jejich význam a role pro ekosystém (např. plši, myšivka), nebo se jedná o druhy, kde je jejich pozice známá, ale komplikovaná (druhy invazní, vrcholoví predátoři, megaherbivoři nebo druhy alochtonní či reintrodukované). Původní záměr provést detailní biotopovou analýzu pro každý park zvlášť se ukázal z důvodu nedostatečného počtu přesně lokalizovaných nálezových dat z národních parků jako nereálný. Provedli jsme proto biotopovou analýzu na úrovni celé ČR s využitím Konsolidované vrstvy ekosystémů (© AOPK ČR) a sestavili detailní biotopové mapy pro jednotlivé národní parky. Ty tvoří samostatnou přílohu (*Nmap* – specializovanou mapu s odborným obsahem).

Veškeré datasety, připravené v předchozích krocích, bylo nutné před vstupní analýzou převést do prostorových geodatabází tak, aby bylo možné nad jednotlivými vrstvami vytvářet cílové výstupy. Proto byly z tabulek zaznamenaných výskytů zájmových druhů vygenerovány dílčí i sloučené geodatabáze, resp. vrstvy ve formátu ESRI shapefile a vytvořeny mapové projekty v souřadných systémech JTSK, resp. ETRS.

S takto připravenými databázemi byly provedeny analýzy vhodnosti habitatů v prostředí MaxEnt (Phillips et al. 2006) kombinovaně se zapojením tzv. rule-based modelů založených na expertním hodnocení. Při popisu mapových výstupů jsme identifikovali nejvýznamnější typy biotopů, které byly vybranými druhy preferovány. Úplné názvy všech biotopů Konsolidované vrstvy ekosystémů jsou uvedeny v Tab. 5. Na území národních parků byly v rámci KVES vylišeny také hospodářské lesy různých typů, které se však *de jure* na území parků nevyskytují. Při popisu těchto biotopů na území NP jsme proto použili termín „bývalé hospodářské jehličnaté/listnaté/smíšené lesy“ jako označení lesů se strukturou podobnou lesům hospodářským.

Tab. 5. Seznam typů biotopů Konsolidované vrstvy ekosystémů, použitých jako základní environmentální proměnná pro vytváření map potenciálního výskytu vybraných druhů savců

Typ biotopu	Typ biotopu
Vodní toky přírodní	Skály, sutě
Vodní toky nepřírodní	Skály, lomy (umělé)
Dopravní síť	Bažina, močál
Aluviální a vlhké louky	Rybníky a nádrže
Suché trávníky	Nepůvodní kosodřevina
Mezofilní louky	Nepůvodní křoviny
Alpínské louky	Chmelnice
Vřesoviště	Vinice
Lužní a mokřadní lesy	Hospodářské lesy listnaté
Doubravy a dubohabřiny	Hospodářské lesy smíšené
Suťové lesy	Hospodářské lesy jehličnaté
Bučiny	Skládky a staveniště
Suché bory	Městské zel. plochy, okr. zahrada, park, hřbitov
Smrčiny	Sportovní a rekreační plochy
Rašelinné lesy	Průmyslové a obchodní jednotky
Přírodní kosodřevina	Nesouvislá městská zástavba
Přírodní křoviny	Souvislá městská zástavba
Makrofytní vegetace stojatých vod	Ovocný sad, zahrada
Mokřady a pobřežní vegetace	Hospodářské louky
Rašeliniště a prameniště	Orná půda

3. Výsledky

3.1 Analýza výskytu savců na úrovni ČR: aktuální stav a trendy

V současné době se na území České republiky vyskytuje 89 volně žijících druhů savců a 4 druhy byly v historických dobách vyhubeny (z nich 2 druhy v současných oborových či farmových chovech). V následujícím přehledu jsou pro úspornost zobrazeny jen mapy vybraných reprezentativních druhů z jednotlivých taxonomických skupin (všechny mapy jsou k dispozici v elektronické podobě na CD). U velkých šelem a kopytníků je výskyt rozlišen na trvalý (plné kroužky) a sporadický výskyt (prázdné kroužky).

3.1.1 Hmyzožravci (Eulipotyphla, resp. Soricomorpha & Erinaceomorpha)

Současný výskyt 10 druhů ze tří čeledí: rejskovití – 7 druhů, ježkovití – 2 druhy, krtkovití – 1 druh.

Rejskovití (Soricidae)

Rejsek obecný, *Sorex araneus*

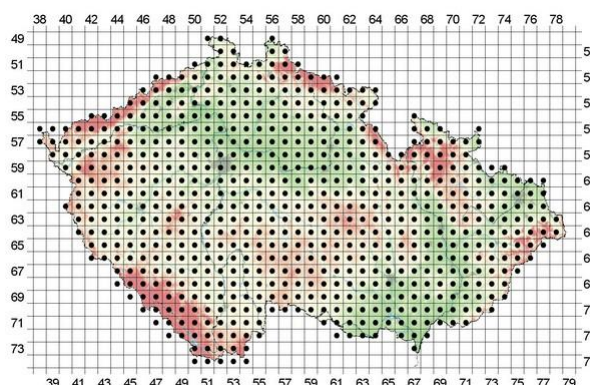
Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., více než 3100 nálezových dat, 627 čtverců mapovací sítě (99,8 % území ČR).

Habitat: široké spektrum lesních, nelesních i kulturních stanovišť.

Početnost: hojný, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Rejsek malý, *Sorex minutus*

Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., téměř 2000 nálezových dat, 599 čtverců mapovací sítě (cca 95 % území ČR).

Habitat: široké spektrum lesních, nelesních i kulturních stanovišť.

Početnost: hojný, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Rejsek horský, *Sorex alpinus*

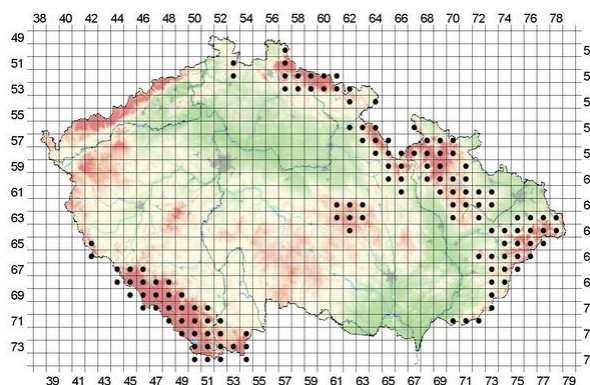
Distribuce: regionální (podhorské a horské oblasti), 290–1600 m n. m., zhruba 420 nálezových dat, 122 čtverců mapovací sítě (cca 19,5 % území ČR).

Habitat: stanoviště s vlhčím a chladnějším mikroklimatem (břehy vodotečí, sutě apod.).

Početnost: vzácnější, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP



Rejsec vodní, *Neomys fodiens*

Distribuce: celoplošná, 140–1410 m n. m., přes 1600 nálezových dat, 572 čtverců mapovací sítě (cca 91 % území ČR).

Habitat: břehy vodotečí a vodních nádrží.

Početnost: hojný, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Rejsec černý, *Neomys anomalus*

Distribuce: víceméně celoplošná (vyjma větších nížin), 140–1330 m n. m., přes 950 nálezových dat, 438 čtverců mapovací sítě (cca 70 % území ČR).

Habitat: mokřady a břehy vodotečí i vodních nádrží.

Početnost: hojný, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Bělozubka šedá, *Crocidura suaveolens*

Distribuce: víceméně celoplošná, avšak ostrůvkovitá, 140–1600 m n. m., asi 1000 nálezových dat, 438 čtverců mapovací sítě (cca 70 % území ČR).

Habitat: primárně synantropní, v menší míře na stanovištích xerothermního charakteru.

Početnost: hojná, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Bělozubka bělobřichá, *Crocidura leucodon*

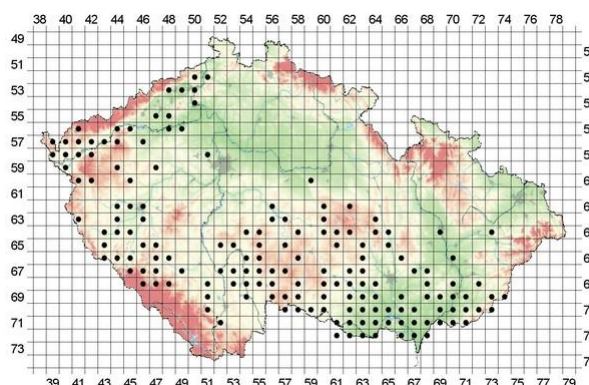
Distribuce: regionální, expanze v posledních 20 letech, 140–750 m n. m., asi 300 nálezových dat, 166 čtverců mapovací sítě (cca 26,5 % území ČR).

Habitat: široké spektrum stanovišť (mokřadní, xerothermní a synantropní, výjimečně i lesní).

Početnost: nehojná, trend vzestupný, nepravidelné populační výkyvy.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPP.



Ježkovití (Erinaceidae)

Ježek západní, *Erinaceus europaeus*

Distribuce: celoplošná, 140–1410 m n. m., přes 1600 nálezových dat, 480 čtverců mapovací sítě (cca 76,5 % území ČR).

Habitat: kulturní krajina s rozptýlenou zelení a listnatými lesy, nyní z větší části synantropně.

Početnost: hojný až méně hojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Ježek východní, *Erinaceus roumanicus* (syn. *E. concolor*)

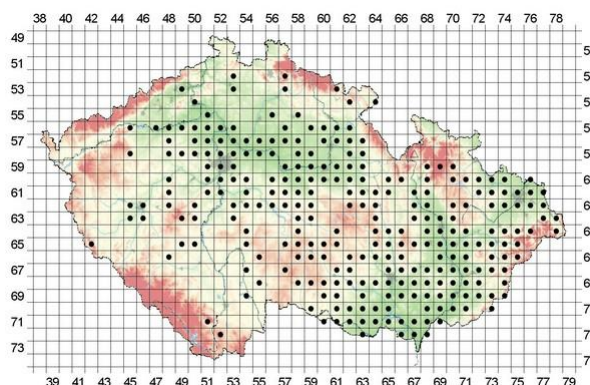
Distribuce: regionální (na Moravě častější než v Čechách), 140–1300 m n. m., téměř 800 nálezových dat, 271 čtverců mapovací sítě (cca 43 % území ČR).

Habitat: otevřená kulturní krajina (včetně agrocenóz) a synantropně.

Početnost: méně hojný, trend subjektivně mírně sestupný (nedostatek dat).

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPP.



Krtkovití (Talpidae)

Krtek obecný, *Talpa europaea*,

Distribuce: celoplošná, 140–1440 m n. m., téměř 2500 nálezových dat, 606 čtverců mapovací sítě (96,5 % území ČR).

Habitat: široké spektrum lesních, nelesních, kulturních i postindustriálních stanovišť, preference travnatých luků s humidní půdou.

Početnost: hojný, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

SHRNUTÍ

Bilance: Z 10 druhů hmyzožravců je 7 druhů běžných a víceméně celoplošně rozšířených na území ČR, zbývající druhy s regionálním charakterem výskytu a distribučním trendem stabilním (rejsek horský), vzestupným (bělozubka bělobřichá) i spíše sestupným (ježek východní).

Národní parky: ve všech NP 7 druhů, tj. 70 % druhového spektra ČR, zbývající diferenciovane.

Druhové trendy: teoreticky existuje možnost expanze (nebo i současného, avšak neprokázaného výskytu) bělozubky tmavé (*Crocidura russula*) v severozápadních Čechách (v Sasku několik málo km od našich hranic), aktuální pro NPČŠ.

3.1.2 Letouni (Chiroptera)

Současný výskyt 27 druhů ze tří čeledí: vrápencovití – 2 druhy, netopýrovití – 24 druhů, létavcovití – 1 druh.

Vrápencovití (Rhinolophidae)

Vrápenec velký, *Rhinolophus ferrumequinum*

Distribuce: silně mozaikovitá při okraji areálu druhu (nepravidelný migrant), 180–560 m n. m., 10 nálezových dat (1954–2013), 8 čtverců mapovací sítě (1,3 % území ČR).

Habitat: zimoviště v jeskyních či jiných podzemních prostorech (štoly, sklepení).

Početnost: nepravidelně jednotlivé kusy na zimovištích.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR).

NP: -

Vrápenec malý, *Rhinolophus hipposideros*

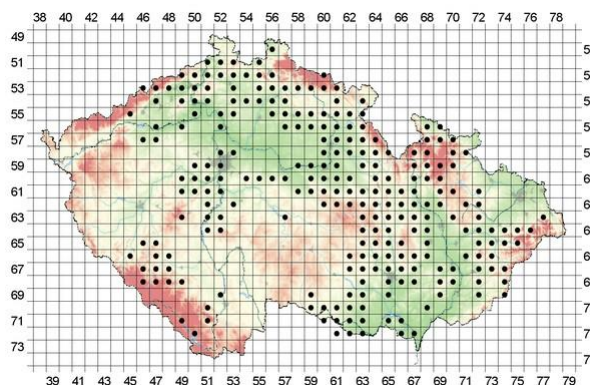
Distribuce: regionální rozdíly – v Čechách ostrůvkovitě až mozaikovitě, na Moravě a ve Slezsku souvisleji, 140–1100 m n. m., téměř 1200 nálezových dat, 245 čtverců mapovací sítě (39 % území ČR).

Habitat: kulturní krajina s úkryty pro letní kolonie i pozemními zimovišti (primárně krasové oblasti).

Početnost: vzrůstající stavy po populačním propadu ve druhé polovině 20. století.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený, ČS 2016 – zranitelný (VU).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Netopýrovití (Vespertilionidae)

Netopýr velký, *Myotis myotis*

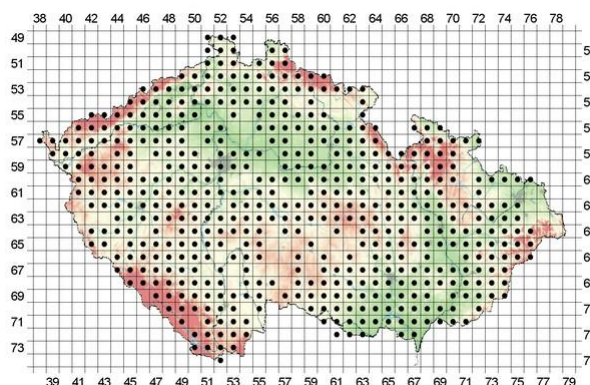
Distribuce: téměř celoplošná, 140–1180 m n. m., 2900 nálezových dat, 513 mapovacích kvadrátů (téměř 82 % území ČR).

Habitat: mimo souvislé lesní komplexy v členité kulturní krajině, vazba na lidská sídla (letní kolonie na prostorných půdách).

Početnost: hojný, po předchozím populačním poklesu od 90. let 20. století trend zřetelně vzestupný.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – téměř ohrožený (NT).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Netopýr východní, *Myotis blythi*

Distribuce: silně mozaikovitá a nepravidelná při hranici areálu druhu, 180–490 m n. m., přes 30 nálezových dat, 18 mapovacích kvadrátů (méně než 3 % území ČR).

Habitat: kulturní krajina nížin a pahorkatin.

Početnost: jednotlivé ex., trend výrazně ubývajících.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR).

NP: -.

Netopýr řasnatý, *Myotis nattereri*

Distribuce: široce regionální, 130–1090 m n. m., přes 900 nálezových dat, 315 mapovacích čtverců (50 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s listnatými či smíšenými lesy a vodními plochami.

Početnost: běžný (místy až hojný), trend stabilní či mírně sestupný.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr brvitý, *Myotis emarginatus*

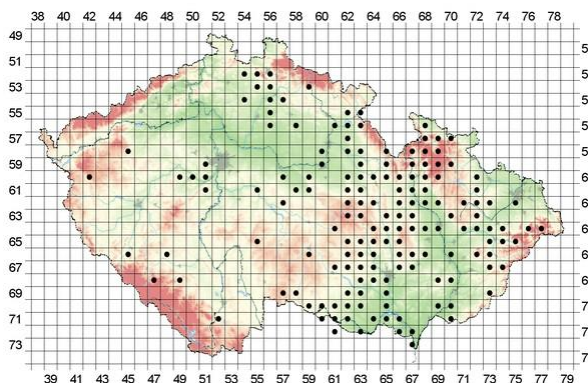
Distribuce: regionální, expanze západním směrem, 150–1050 m n. m., téměř 500 nálezových dat, 160 mapovacích kvadrátů (25,5 % území ČR).

Habitat: listnaté a smíšené lesy a krajina parkového typu s blízkostí vody, afinita k menším sídelním celkům.

Početnost: lokálně vzácný až běžný, trend vzestupný.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – téměř ohrožený (NT).

NP: KRNAP, NPP.



Netopýr vousatý, *Myotis mystacinus*

Distribuce: téměř celoplošná, 140–1600 m n. m., přes 1200 nálezových dat, 384 mapovacích kvadrátů (přes 61 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s menšími komplexy lesů a rozptýlenou zelení.

Početnost: běžný až středně hojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr Brandtův, *Myotis brandtii*

Distribuce: široce regionální, 180–1150 m n. m., 450 nálezových dat, 221 mapovacích čtverců (přes 35 % území ČR).

Habitat: lesnatá území (zejména hor a podhůří) s vodními plochami.

Početnost: lokálně méně běžný až běžný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr alcaethoe, *Myotis alcaethoe*

Distribuce: zatím mozaikovitá (nově rozlišovaný druh), 170–550 m n. m., 21 mapovacích kvadrátů (přes 3 % území ČR).

Habitat: souvislejší porosty listnatých (či smíšených) lesů.

Početnost: vzácný, trend neznámý (malý objem nálezových dat).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr velkouchý, *Myotis bechsteinii*

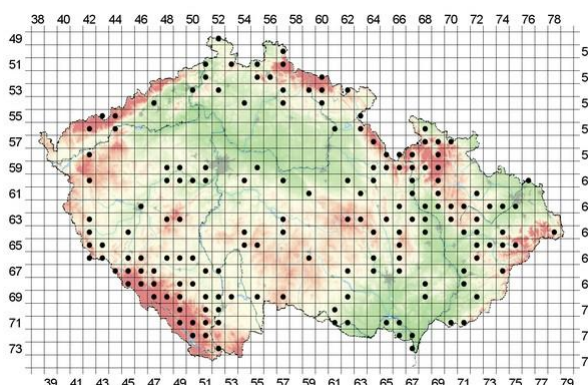
Distribuce: rozptýleně mozaikovitá, 140–1150 m, n. m., 350 nálezových dat, 162 mapovacích kvadrátů (téměř 26 % území ČR).

Habitat: souvislejší porosty listnatých a smíšených lesů.

Početnost: vzácný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Netopýr pobřežní, *Myotis dasycneme*

Distribuce: výrazně mozaikovitá (jednotlivé lokality), 150–1030 m n. m., 50 nálezových dat, 14 mapovacích kvadrátů (přes 2 % území ČR).

Habitat: většina údajů z podzemních zimovišť, letní výskyt v parkové krajině s dostatkem vodních ploch, v období přeletů i na hřebenech hor.

Početnost: vzácný, předpokládaný trend stabilní (malý objem nálezových dat).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR).

NP: KRNAP.

Netopýr vodní, *Myotis daubentonii*

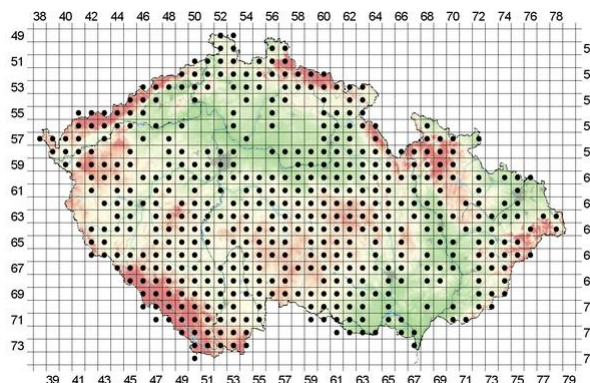
Distribuce: téměř celoplošná, 130–1150 m n. m., přes 2000 nálezových dat, 462 mapovacích kvadrátů (téměř 74 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s vodními plochami.

Početnost: hojný, trend vzestupný.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Netopýr večerní, *Eptesicus serotinus*

Distribuce: téměř celoplošná, 130–1090 m n. m., téměř 1300 nálezových dat, 399 mapovacích kvadrátů (63,5 % území ČR).

Habitat: členitá krajina mimo souvisle zalesněná území, významná afinita k lidským sídlištím.

Početnost: běžný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr severní, *Eptesicus nilssonii*

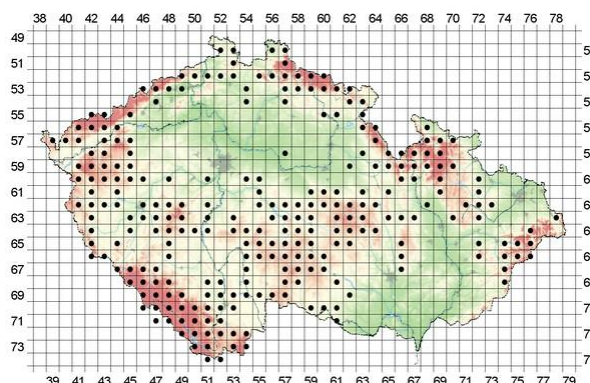
Distribuce: široce regionální, 200–1310 m n. m., téměř 800 nálezových dat, 259 mapovacích kvadrátů (přes 41 % území ČR).

Habitat: členitá lesnatá krajina.

Početnost: běžný až místně hojný, trend stabilní nebo mírně vzrůstající (nárůst nálezových dat).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Netopýr pestrý, *Vespertilio murinus*

Distribuce: široce regionální, 1140–1130 m n. m., přes 600 nálezových dat, 215 mapovacích kvadrátů (přes 34 % území ČR).

Habitat: lesní a petrofilní druh s významnou vazbou k městskému prostředí (migrující populace).

Početnost: vzácný až nehojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr Saviův, *Hypsugo savii*

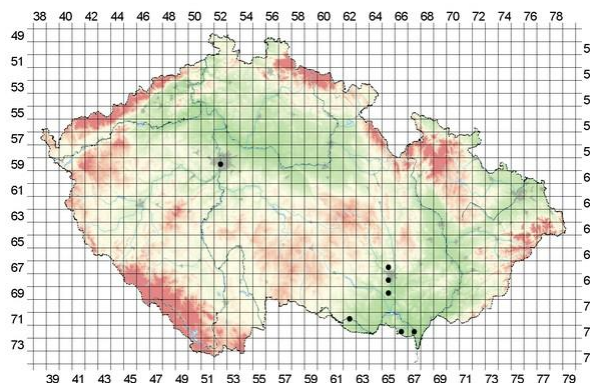
Distribuce: jednotlivé lokality, nově se šířící druh, jednotlivé nálezy, 7 mapovacích kvadrátů (cca 1 % území ČR).

Habitat: petrofilní, v našich podmínkách vazba na novostavby v městské zástavbě.

Početnost: vzácně, početnost neznámá (malý objem nálezových dat).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený); ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: - (v blízkosti hranic NPP).



Netopýr hvízdavý, *Pipistrellus pipistrellus*

Distribuce: široce regionální, 130–950 m n. m., přes 700 nálezových dat, 251 mapovacích kvadrátů (40 % území ČR).

Habitat: mimo souvisleji zalesněná území, členitá krajina s rozptýlenou zelení, vazba na vodní plochy a lidská sídla.

Početnost: běžný až hojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr nejmenší, *Pipistrellus pygmaeus*

Distribuce: regionální, 150–650 m n. m., téměř 300 nálezových dat, 126 mapových kvadrátů (20 % území ČR).

Habitat: lužní lesy, luhy, břehové porosty a okolí vodních ploch.

Početnost: místy až hojný, trend zřejmě stabilní (nedostatek dat, relativně nově rozlišovaný druh).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr parkový, *Pipistrellus nathusii*

Distribuce: regionální, 130–1100 m n. m., téměř 400 nálezových dat, 151 mapovacích čtverců (24 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s lesními porosty (listnatými a smíšenými) a vodními plochami (říční nivy, rybníky) či mokřady.

Početnost: nehojný až běžný, trend zřejmě stabilní (nedostatek dat).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr jižní, *Pipistrellus kuhlii*

Distribuce: jednotlivé lokality, nově se šířící druh, jednotlivé nálezy, 220–310 m n. m., 4 mapovací čtverce (méně než 1 % území ČR).

Habitat: dosavadní nálezy z prostředí měst.

Početnost: ojediněle, předpoklad dalšího šíření.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: - (v blízkosti hranic NPP).

Netopýr rezavý, *Nyctalus noctula*

Distribuce: téměř celoplošná, 140–1200 m n. m., 1700 nálezových dat, 398 mapovacích kvadrátů (přes 63 % území ČR).

Habitat: listnaté a smíšené lesy a parkové porosty v krajině s vodními plochami, výrazná afinita k městskému prostředí (zvláště během hibernace, novostavby).

Početnost: běžný až hojný, trend stabilní; sezonní kolísání početnosti (migrující populace).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Netopýr stromový, *Nyctalus leisleri*

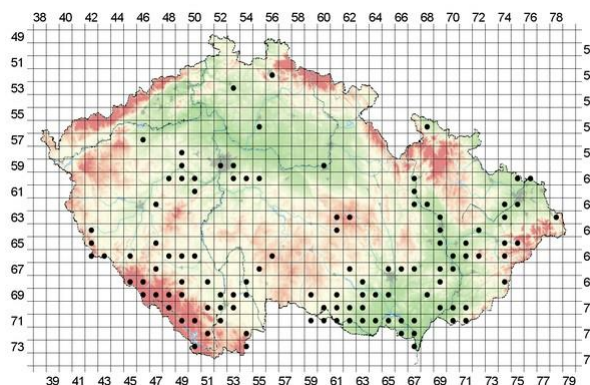
Distribuce: rozptýleně regionální, 150–1200 m n. m., cca 200 nálezových dat, 117 mapovacích kvadrátů (téměř 19 % území ČR).

Habitat: listnaté a smíšené lesy.

Početnost: méně běžný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený),

NP: NPŠ, KRNAP, NPP.



Netopýr obrovský, *Nyctalus lasiopterus*

Distribuce: jednotlivé lokality (bez dokladových jedinců), předpoklad 3 mapovací čtverce (méně než 1 % území ČR). Záznamy pocházejí prakticky výhradně z nahrávek echolokace.

Habitat: členitá krajina s lužními porosty a vodními plochami (říční nivy, rybníky) či mokřady.

Početnost: neznámá.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: -.

Netopýr černý, *Barbastella barbastellus*

Distribuce: téměř celoplošná, 130–1130 m n. m., 331 mapovacích kvadrátů (téměř 53 % území ČR).

Habitat: lesnaté oblasti a otevřená krajina s vyšším podílem rozptýlené zeleně, mírná afinita k lidským sídlům.

Početnost: běžný až hojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPP (v blízkosti hranic NPČŠ).

Netopýr ušatý, *Plecotus auritus*

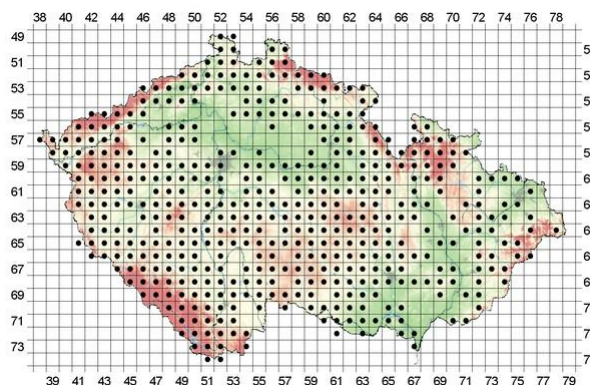
Distribuce: téměř celoplošná, 140–1150 m n. m., téměř 2200 nálezových dat, 472 mapovacích kvadrátů (přes 75 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s lesy a rozptýlenou zelení (absence v bezlesých agrárních regionech), afinita k lidským sídlům.

Početnost: běžný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Netopýr dlouhouchý, *Plecotus austriacus*

Distribuce: téměř celoplošná, 150–780 m n. m., přes 700 nálezových dat, 424 mapovacích kvadrátů (67,5 % území ČR).

Habitat: agrární krajina nížin až vrchovin bez větších lesních komplexů, afinita k lidským sídlištím.

Početnost: nehojný, trend ubývajících.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – ohrožený (VU).

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Létavcovití (Miniopteridae)

Létavec stěhovavý, *Miniopterus schreibersii*

Distribuce: soliterní, 350 m n. m., 1 nález, 1 mapovací kvadrát (méně než 0,2 % území ČR).

Habitat: skalní stěna (Hranická propast).

Početnost: ojedinělý (náhodný?) zálet.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: -.

SHRNUTÍ

Bilance: současná chiropterofauna ČR zahrnuje 27 druhů letounů, z nichž zhruba polovina (13 druhů) má charakter rozšíření víceméně celoplošný nebo široce regionální a naopak u 7 druhů je výskyt (resp. dosavadní nálezy) silně omezený (mozaikovitý) až ojedinělý (vrápenec velký, netopýr východní, n. pobřežní, n. Saviův, n. jižní, n. obrovský a létavec stěhovavý). U 2 nověji rozlišovaných druhů (netopýr alkathoe, n. nejmenší) se reálný obraz distribuce průběžně upřesňuje tak, jak přibývají nová nálezová data. Zbývajících 5 druhů má vysloveně regionální charakter výskytu ovlivňovaný různými biotickými i abiotickými podmínkami (charakter krajiny, nadmořská výška, nabídka zimovišť apod.) či zoogeografickými souvislostmi (vrápenec malý, netopýr brvitý, n. velkouchý, n. parkový a n. stromový). Celkově se chiropterofauna ČR v posledních desetiletích významně obohatila o řadu nových druhů jižního původu (netopýr Saviův, n. jižní, n. obrovský a létavec stěhovavý).

Národní parky: celkem 21 druhů letounů (tj. 78 % druhového spektra ČR) a 5 druhů v současné době bez výskytu v žádném našem NP (vrápenec velký, netopýr východní, n. Saviův, n. jižní, létavec stěhovavý), což se ovšem v budoucnu může změnit, neboť mnohé z uvedených, vesměs teplomilnějších druhů byly zastiženy jen v těsné blízkosti hranic NP Podyjí (řádově jednotky km). Společný výskyt ve všech NP lze předpokládat asi u 8 druhů (vrápenec malý, netopýr velký, n. řasnatý, n. vodní, n. parkový, n. černý a n. ušatý).

Druhové trendy: V celém druhovém spektru se u různých druhů projevují rozdílné populační trendy od výrazného vzestupu během posledních desetiletí (např. vrápenec malý, netopýr velký, n. vodní, n. brvitý či n. černý) přes relativně stabilní populační režimy až po druhy zřetelně ubývajících (přinejmenším na některých pravidelně kontrolovaných zimovištích – např. n. řasnatý či n. dlouhouchý). Lze očekávat i další šíření n. jižního a Saviova. V budoucnu je pravděpodobné i odchycení n. obrovského a akustický záznam na dalších lokalitách. Výskyt létavce, pokud bude v budoucnu opakovaně potvrzen, je pravděpodobný v krasových oblastech. V posledním desetiletí je patrné šíření n. severního i do oblastí nižších nadmořských výšek (rybníční oblasti, Třeboňsko).

Dále je evidentní šíření n. hvízdavého a nejmenšího, nejen do oblastí, kde dosud chyběli (Praha, Českomoravská vysočina), ale zjevné jsou i měnící se biotopové nároky. Oba druhy jsou stále častěji zaznamenávány ve vyšších polohách (n. hvízdavý na horách nad 1000 m n. m. – KRNAP, n. nejmenší i nad 500 m n. m. – např. Českomoravská vysočina)

3.1.3 Hlodavci (Rodentia)

Současný výskyt 24 druhů ze 7 čeledí: bobrovití – 1 druh, veverkovití – 2 druhy, plchovití – 4 druhy, křečkovití – 7 druhů, myšovité – 8 druhů, tarbíkovití – 1 druh, nutriovití – 1 druh.

Bobrovití (Castoridae)

Bobr evropský, *Castor fiber*

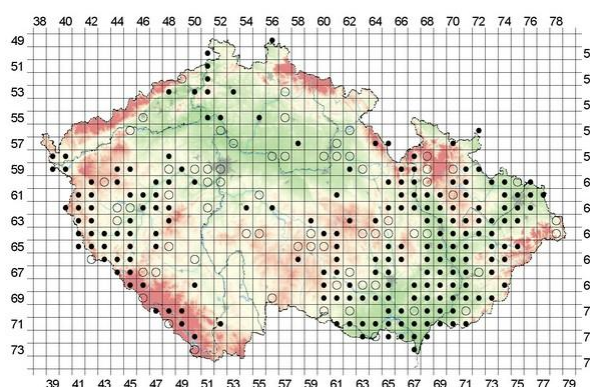
Distribuce: expanzně regionální s migracemi, 130–910 m n. m., přes 1300 nálezových dat, trvalý výskyt 180 čtverců (téměř 29 % území ČR).

Habitat: břehy tekoucích a stojatých vod.

Početnost: do 70. let 20. století vymizelý, nyní regionálně vzácný až běžný, po obnovení výskytu setrvalý výrazně vzestupný trend.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený) – neodpovídá reálnému stavu; druh zvěře, který nelze lovit.

NP: NPŠ, NPCŠ, NPP.



Veverkovití (Sciuridae)

Veverka obecná, *Sciurus vulgaris*

Distribuce: celoplošná, 130–1360 m n. m., téměř 10 000 nálezových dat, 624 mapovacích kvadrátů (přes 99 % území ČR).

Habitat: lesnatá území, obory i parky v městské zástavbě.

Početnost: běžná, po propadu populace v 60.–70. letech 20. století trend stabilní na nižší úrovni.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněná (ohrožená), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: NPŠ, KRNAP, NPCŠ, NPP.

Sysel obecný, *Spermophilus citellus*

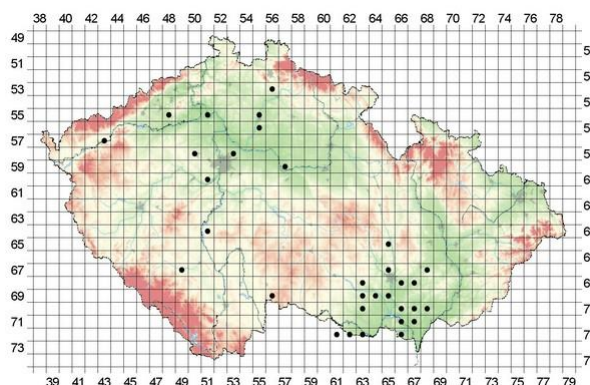
Distribuce: silně reliktní (ubývající), 150–630 m n. m., cca 100 nálezových dat, aktuálně (2015) 29 mapovacích kvadrátů (4,6 % území ČR).

Habitat: kulturní krajina s pravidelně udržovanými travnatými porosty.

Početnost: odhad 4300–5000 ex., trend ubývající.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR).

NP: - (v minulosti NPP).



Plchovití (Gliridae)

Plch velký, *Glis glis*

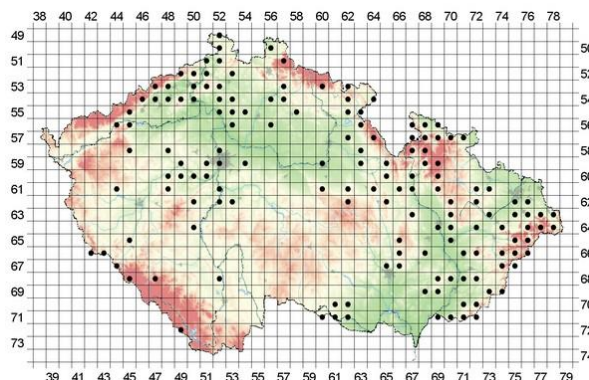
Distribuce: mozaikovitě regionální, 130–1200 m n. m., 500 nálezových dat, 184 mapovacích kvadrátů (přes 29 % území ČR).

Habitat: geomorfologicky členitá území s listnatými a smíšenými lesy, hemisynantropní.

Početnost: nehojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (ohrožený), ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

NP: NPŠ, NPCŠ, NPP.



Plch zahradní, *Eliomys quercinus*

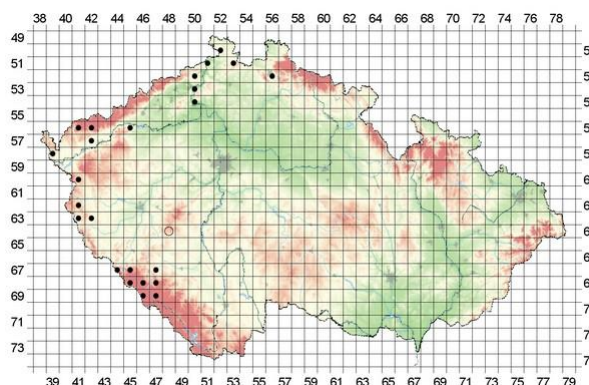
Distribuce: regionální a silně reliktní, 130–1250 m n. m., cca 150 nálezových dat, 21 mapovacích kvadrátů (3,3 % území ČR).

Habitat: petrofilní druh členité lesnaté krajiny; řídce hemisynantropní.

Početnost: vzácný, trend ubývajících.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR).

NP: NPŠ, NPCŠ.



Plch lesní, *Dryomys nitedula*

Distribuce: regionální, 230–1400 m n. m., přes 150 nálezových dat, 51 mapovacích kvadrátů (cca 8 % území ČR).

Habitat: lesnaté oblasti s členitým prostředím, hemisynantropní.

Početnost: nehojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: -.

Plšík lískový, *Muscardinus avellanarius*

Distribuce: široce regionální, 140–1400 m n. m., přes 900 nálezových dat, 341 mapovacích kvadrátů (cca 54,5 % území ČR).

Habitat: široká škála stanovišť od souvislých lesů po kulturní krajinu s rozptýlenou zelení.

Početnost: běžný s lokálními rozdíly, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: NPŠ, KRNAP, NPCŠ, NPP.

Křečkovití (Cricetidae)

Křeček polní, *Cricetus cricetus*

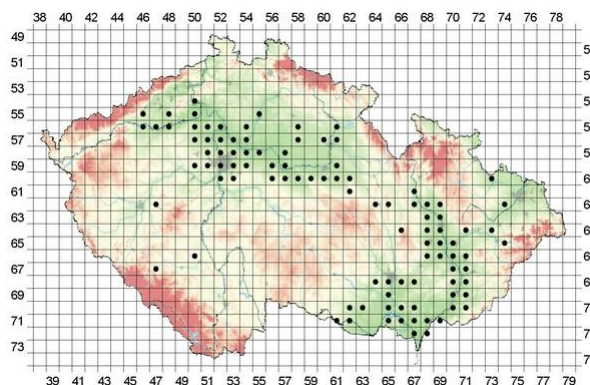
Distribuce: výrazně regionální, 150–500 m n. m., po r. 2000 téměř 400 nálezových dat, 101 mapovacích kvadrátů (cca 16 % území ČR).

Habitat: bezlesá agrární krajina nížin a pahorkatin.

Početnost: po populačním krachu v 70.–80. letech 20. století regionálně nehojný, běžný až velmi hojný, výrazné populační cykly.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený).

NP: - (v minulosti NPP).



Ondatra pižmová, *Ondatra zibethicus*

Distribuce: téměř celoplošná, 140–1400 m n. m., téměř 7000 nálezových dat, 613 mapovacích čtverců (téměř 98 % území ČR).

Habitat: úzká ekologická valence, výrazná vazba na litorály tekoucích a stojatých vod, migrace podél vodotečí.

Početnost: běžná, trend ubývající.

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, žádná kategorie ochrany; lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPP.

Norník rudý, *Clethrionomys glareolus*

Distribuce: celoplošná, 130–1600 m n. m., přes 3600 nálezových dat, 616 mapovacích kvadrátů (98 % území ČR).

Habitat: lesní stanoviště i otevřená krajina s rozptýlenou zelení a mokřady.

Početnost: velmi hojný, populační fluktuální cykly.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Hryzec vodní, *Arvicola amphibius*

Distribuce: celoplošná, 140–1550 m n. m., 1250 nálezových dat, 459 mapovacích kvadrátů (73 % území ČR).

Habitat: břehy stojatých i tekoucích vod a jiné mokřady.

Početnost: hojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Hraboš polní, *Microtus arvalis*

Distribuce: celoplošná, 130–1600 m n. m., přes 5000 nálezových dat, 611 mapovacích čtverců (přes 97 % území ČR).

Habitat: kulturní zemědělská krajina a primární bezlesí.

Početnost: velmi hojný, výrazná fluktuace populací.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Hraboš mokřadní, *Microtus agrestis*

Distribuce: široce regionální, 130–1600 m n. m., téměř 2200 nálezových dat, 478 mapovacích kvadrátů (přes 76 % území ČR).

Habitat: mokřadní stanoviště v lesnaté i bezlesé krajině.

Početnost: běžný až hojný, regionální fluktuace populací.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Hrabošík podzemní, *Microtus subterraneus*

Distribuce: víceméně celoplošná s regionálními odchylkami, 140–1500 m n. m., 382 mapovacích kvadrátů (téměř 61 % území ČR).

Habitat: široké spektrum lesních, nelesních i kulturních stanovišť.

Početnost: regionálně nehojný až běžný, výrazná (regionální) fluktuace populací.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Myšovití (Muridae)**Myška drobná, *Micromys minutus***

Distribuce: víceméně celoplošná, 140–1200 m n. m., přes 1200 nálezových dat, 477 mapovacích kvadrátů (76 % území ČR).

Habitat: mokřadní stanoviště a zemědělská krajina, sezonní migrace.

Početnost: běžná, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: málo dotčený druh, žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPP.

Myšice křovinná, *Apodemus sylvaticus*

Distribuce: celoplošně, 140–1500 m n. m., téměř 2900 nálezových dat, 585 mapovacích kvadrátů (přes 93 % území ČR).

Habitat: široce eurytopní, pionýrský druh postindustriálních stanovišť, hemisynantropní.

Početnost: velmi hojná, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Myšice lesní, *Apodemus flavicollis*

Distribuce: celoplošně, 140–1600 m n. m., téměř 2400 nálezových dat, 546 mapovacích kvadrátů (cca 87 % území ČR).

Habitat: lesní a mokřadní stanoviště.

Početnost: velmi hojná, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Myšice temnopásá, *Apodemus agrarius*

Distribuce: široce regionální, 140–1430 m n. m., 850 nálezových dat, 172 mapovacích kvadrátů (27,5 % území ČR). V posledním desetiletí expandující druh.

Habitat: kulturní krajina, hemisynantropní.

Početnost: regionálně vzácná až hojná, dlouhodobé populační fluktuace.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: KRNAP, NPČŠ.

Myšice malooká, *Apodemus uralensis*

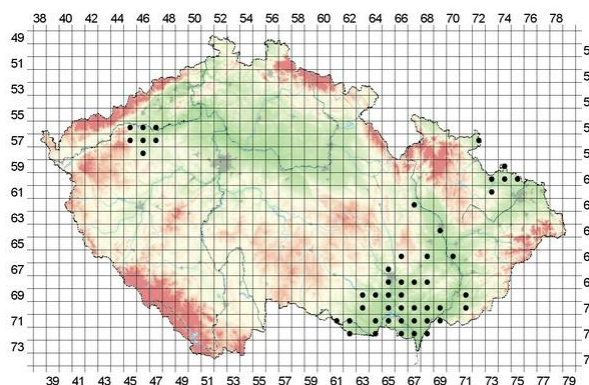
Distribuce: regionální a částečně reliktní, 160–430 m n. m., téměř 160 nálezových dat, 48 mapovacích kvadrátů (7,6 % území ČR).

Habitat: bezlesá kulturní krajina.

Početnost: nehojná až řídká, trend zřejmě stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPP.



Myš domácí, *Mus musculus*

Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., přes 1300 nálezových dat, 422 mapovacích kvadrátů (více než 67 % území ČR).

Habitat: synantropní, sezonně i mimo objekty v kulturní krajině.

Početnost: velmi hojný, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Potkan, *Rattus norvegicus*

Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., téměř 1200 nálezových dat, 387 mapovacích čtverců (61,6 % území ČR).

Habitat: převážně synantropní, rovněž břehy vod a pole s kulturními plodinami.

Početnost: velmi hojný, trend stabilní (regulace početnosti deratizací).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Krysa obecná, *Rattus rattus*

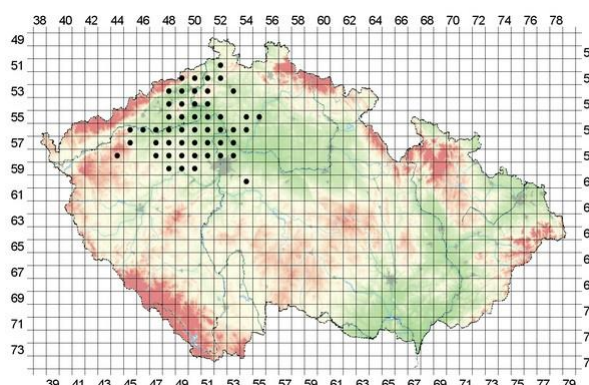
Distribuce: omezeně regionální, 140–610 m n. m., 300 nálezových dat, 50 mapovacích kvadrátů (8 % území ČR).

Habitat: synantropní.

Početnost: nehojná, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, žádná kategorie ochrany.

NP: - (teoreticky sporadický výskyt NPČŠ).



Tarbíkovití (Dipodidae)

Myšivka horská, *Sicista betulina*

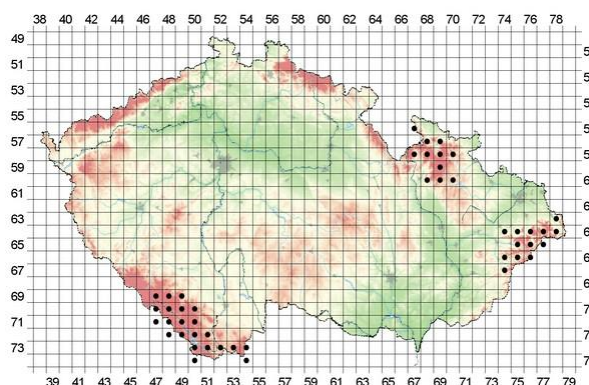
Distribuce: reliktní (úze regionální), 380–1430 m n. m., téměř 200 nálezových dat, 42 mapovacích kvadrátů ČR (6,7 % území ČR).

Habitat: mokřadní stanoviště mimo souvislý les.

Početnost: setrvale nízká, populační fluktuace (kolísání dostupnosti nálezových dat).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněná (silně ohrožená), ČS 2016 – zranitelná (VU).

NP: NPŠ



Nutriovití (Myocastoridae)

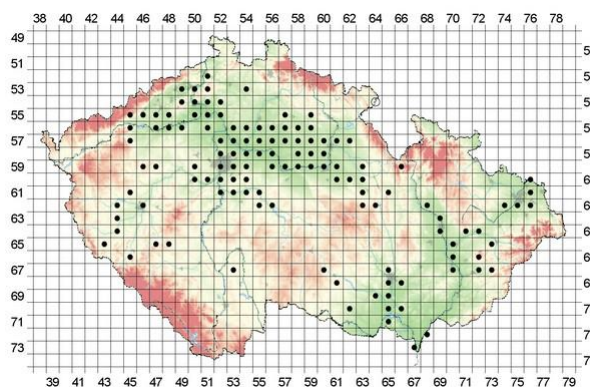
Nutrie, *Myocastor coypus*

Distribuce: regionální, 140–540 m n. m., přes 300 nálezových dat, stálý výskyt 119 mapovacích čtverců (19 % území ČR).

Habitat: zarostlé břehy stojatých a mírně tekoucích vod, příp. urbánním prostředí (přikrmování).

Početnost: vzestupný (nárůst nálezových dat).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní (invazní), počátek expanze během 90. let 20. století, žádná kategorie ochrany; nežádoucí druh zvěře NP: NPŠ, KRNAP (ochranné pásmo).



SHRNUTÍ

Bilance: V současnosti se na území ČR vyskytuje 24 druhů hlodavců, z nichž 5 druhů je nepůvodních (počítáme-li mezi ně dávné imigranty myš domácí, krysu a potkana). U 9 druhů je nálezy dostatečně doložené celoplošné rozšíření a 3 další druhy se rovněž vyskytují víceméně celoplošně s jistými regionálními rozdíly. U 2 druhů (původní bobr evropský – obnovený, nutrie – nepůvodní invazní) se populace nacházejí ve fázi expanze a obraz rozšíření se v krátkých časových horizontech mění. Početní stavy se pohybují v široké škále od velmi hojných druhů s výraznými populačními fluktuacemi po výskyt velmi řídký až mizející (sysel obecný, plch zahradní). Některé druhy prošly v nedávné minulosti výraznějším populačním propadem a jejich stavy, byť jsou stabilní, se nezotavily na původní úroveň (veverka obecná, ondatra pižmová). Žádný druh hlodavce není do této doby pro území ČR vyhubený či vymizelý.

Národní parky: celkem 19 druhů hlodavců, tj. 79 % druhového spektra ČR a 5 druhů bez výskytu v žádném našem NP (sysel obecný, plch lesní, křeček polní, krysa obecná a nutrie); pro všechny NP společných 11 druhů hlodavců, zbývajících 8 druhů diferenciovaně.

Druhové trendy: v nejbližší budoucnosti nelze očekávat rozšíření druhového spektra hlodavců ČR přirozenou cestou ani introdukcí nepůvodního druhu. Ve vzdáleném horizontu by mohla čistě teoreticky přicházet do úvahy expanze severoamerické veverky popelavé (*Sciurus carolinensis*), která byla kromě britských ostrovů vysazena i v severní Itálii a expanduje dále do evropského vnitrozemí směrem do Francie a Švýcarska. Vzhledem k tomu, že razantně vytlačuje populace původní veverky obecné (*Sciurus vulgaris*), je nezbytné předem (možná i legislativně) zajistit podmínky pro intenzivní eradikaci druhu v případě jeho proniknutí i na naše území.

3.1.4 Zajíci (Lagomorpha)

Současný výskyt 2 druhů z jediné čeledi zajícovitých.

Zajícovití (Leporidae)

Zajíc polní, *Lepus europaeus*

Distribuce: celoplošně, 140–1600 m n. m., cca 5400 nálezových dat, 621 mapovacích kvadrátů (99 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s rozptýlenou zelení.

Početnost: po výrazném populačním propadu v 70. letech 20. století setrvale nízké stavy (myslivecká statistika).

Ohrožení a ochrana: ČS 2016 – téměř ohrožený (NT); lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Králík divoký, *Oryctolagus cuniculus*

Distribuce: nepravidelně mozaikovitě až úzce regionálně, 150–740 m n. m., po r. 2000 přes 300 nálezových dat, 194 mapovacích kvadrátů (31 % území ČR).

Habitat: bezlesá krajina s křovinnou vegetací (včetně ruderalních a postindustriálních stanovišť).

Početnost: po populačním krachu v 50.–60. letech 20. století (myxomatóza) setrvale nízké stavy, opakované importy bez odezvy (myslivecká statistika).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře, nepůvodní, svého času invazní, nyní spíše epizodní výskyt

NP: NPŠ, NPP.

SHRNUTÍ

Fauna ČR zahrnuje 2 zástupce řádu zajíců, 1 druh původní (zajíc polní) s celoplošným výskytem včetně všech NP a 1 druh nepůvodní (králík divoký) v současnosti se značně mozaikovitým výskytem a od roku 2000 nebyl zaznamenán na území NP.

Druhové trendy: není předpoklad změny v dlouhodobém horizontu; jistým problémem jsou živelné importy chovných zvířat z geograficky vzdálených oblastí (např. zajíc – Maďarsko, králík – britské ostrovy), které mění základní genetickou výbavu našich populací.

3.1.5 Šelmy (Carnivora)

Současný výskyt 17 druhů z 5 čeledí: lasicovití – 9 druhů, psovití – 4 druhy, kočkovití – 2 druhy, medvědovití – 1 druh, medvídkovití – 1 druh; 1 druh vyhubený (norek evropský, č. lasicovití).

Lasicovití (Mustelidae)

Hranostaj, *Mustela erminea*

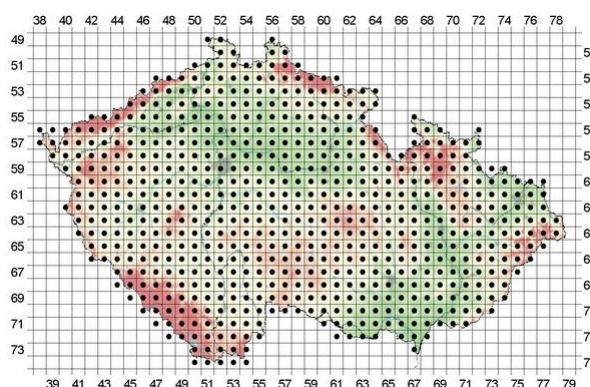
Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., cca 4700 nálezových dat, 616 čtverců mapovací sítě (98,1 % území ČR).

Habitat: široké spektrum stanovišť, preference nelesního prostředí a okolí vod.

Početnost: hojný, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Kolčava, *Mustela nivalis*

Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., cca 4500 nálezových dat, 616 čtverců mapovací sítě (98,1 % území ČR).

Habitat: široké spektrum stanovišť, preference nelesního prostředí.

Početnost: hojná, bez výraznějších výkyvů, trend stabilní.

Ohrožení a ochrana: žádná kategorie ochrany.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Tchoř tmavý, *Mustela putorius*

Distribuce: celoplošná, 140–1100 m n. m., cca 3100 nálezových dat, 602 mapovacích kvadrátů (cca 96 % území ČR).

Habitat: lesní prostředí i otevřená kulturní krajina včetně lidských sídel.

Početnost: nehojný, populační trend výrazně klesající (myslivecká statistika).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře, ČS 2016 – taxon, o němž jsou nedostatečné údaje (DD); druh zvěře bez stanovené doby lovu.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Tchoř stepní, *Mustela eversmanii*

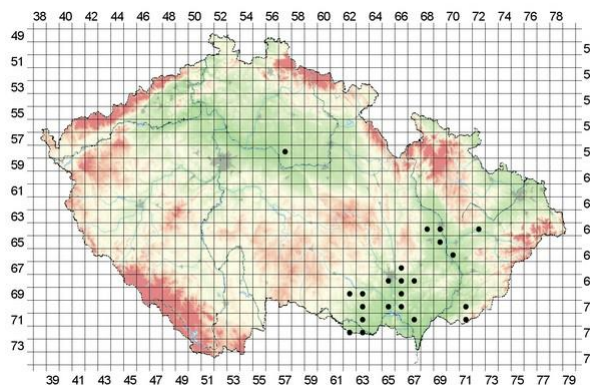
Distribuce: regionální, po r. 2000 cca 30 nálezových dat, 180–540 m n. m., 24 mapovacích kvadrátů (tj. necelá 4 % území ČR).

Habitat: kulturní zemědělská krajina.

Početnost: vzácný, populační trend s výkyvy, po výrazném poklesu v 80.–90. letech 20. století nyní mírně oživení.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený) druh, ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR); druh zvěře bez stanovené doby lovu.

NP: NPP.



Norek americký, *Neovison vison*

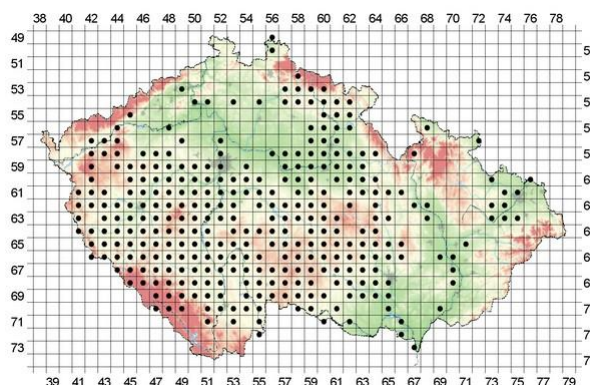
Distribuce: široce regionální s predikcí další expanze do stadia celoplošného výskytu, 140–1070 m n. m., 317 mapovacích kvadrátů (50,5 % území ČR).

Habitat: břehy tekoucích i stojatých vod.

Početnost: regionálně hojný, populační trend výrazně vzrůstající (myslivecká statistika, nárůst pozorování).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní (invazní) druh; nežádoucí druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Kuna lesní, *Martes martes*

Distribuce: celoplošná, 140–1200 m n. m., cca 4900 nálezových dat, 620 čtverců mapovací sítě (98,7 % území ČR).

Habitat: prostředí zapojeného lesa.

Početnost: běžná, populační trend subjektivně klesající (bez konkrétních dat).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Kuna skalní, *Martes foina*

Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., cca 5100 nálezových dat, 618 čtverců mapovací sítě (94,4 % území ČR).

Habitat: široké spektrum stanovišť nelesního i lesního prostředí, výrazná synantropie.

Početnost: velmi hojná, populační trend subjektivně vzrůstající (bez konkrétních dat).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPCŠ, NPP

Jezevec lesní, *Meles meles*

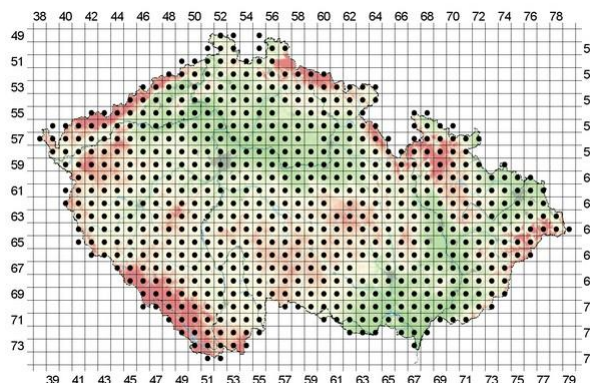
Distribuce: celoplošná, 140–1260 m n. m., přes 4700 nálezových dat, 619 mapovacích kvadrátů (98,6 % území ČR).

Habitat: lesní prostředí a otevřená krajina s vyšším podílem rozptýlené zeleně.

Početnost: běžný, od 90. let 20. století populační trend vzrůstající (myslivecká statistika).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPCŠ, NPP.



Vydra říční, *Lutra lutra*

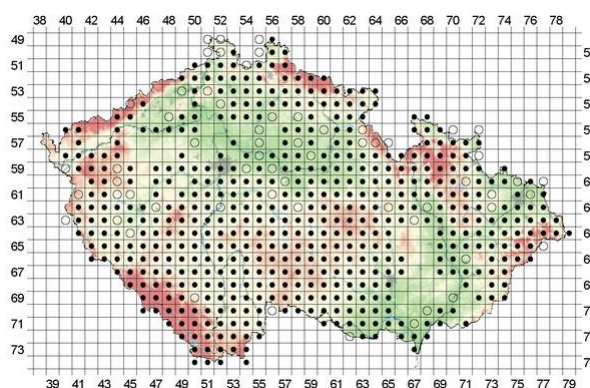
Distribuce: téměř celoplošná, z části výskyt migračního charakteru, 130–1100 m n. m., přes 2500 nálezových dat, 524 mapovacích kvadrátů (cca 83,5 % území ČR).

Habitat: břehy tekoucích a stojatých vod.

Početnost: od 90. let 20. století populační trend prokazatelně vzestupný (data monitoringu), aktuální odhadovaný počet 3200 ex.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený) druh, ČS 2016 – téměř ohrožený (NT); druh zvěře, který nelze lovit.

NP: NPŠ, KRNAP, NPCŠ, NPP.



Psovití (Canidae)

Liška obecná, *Vulpes vulpes*

Distribuce: celoplošná, 140–1600 m n. m., cca 6300 nálezových dat, 625 čtverců mapovací sítě (95,5 % území ČR).

Habitat: široké spektrum lesních a nelesních stanovišť, částečná synantropie.

Početnost: velmi hojná, populační trend silně vzrůstající (myslivecká statistika), zejména po eradikaci vztekliny.

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPCŠ, NPP.

Psík mývalovitý, *Nyctereutes procyonoides*

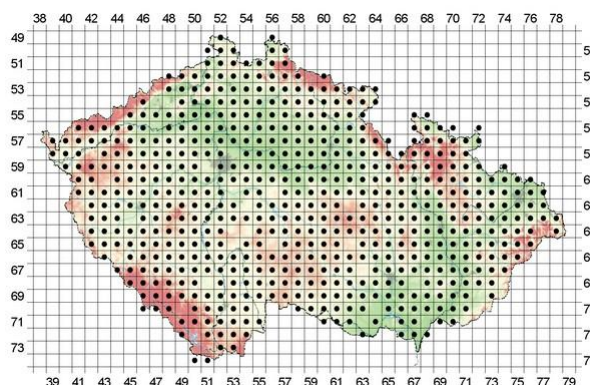
Distribuce: víceméně celoplošná, 140–1440 m n. m., cca 2600 nálezových dat, 567 čtverců mapovací sítě (90,3 % území ČR).

Habitat: bez preference určitého typu prostředí.

Početnost: běžný, populační trend vzrůstající (statistiky úlovků).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní (invazní) druh; nežádoucí druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Vlk obecný, *Canis lupus*

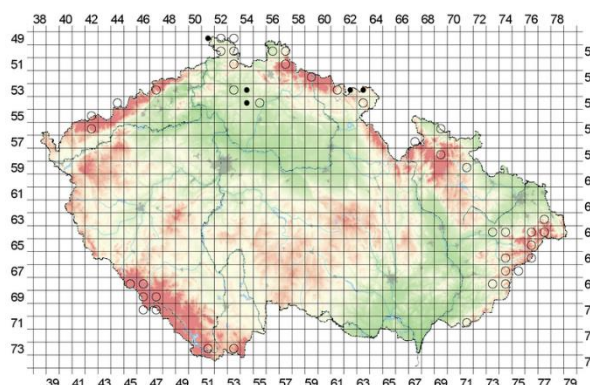
Distribuce: výrazně regionální s možností dálkového rozptylu, 230–1000 m n. m., z let 2010–2016 cca 350 věrohodných nálezových dat, stálý výskyt jen v 5 mapovacích kvadrátech (0,7 % území ČR).

Habitat: souvisleji zalesněná území.

Početnost: vzácný, v současnosti doloženy dvě rozmnožující se smečky (Českolipsko, >10 jedinců a Broumovsko, >4 jed. v roce 2016) a v pohraničních horách více či méně nepravidelný výskyt se vzrůstající frekvencí výskytu.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR); druh zvěře, který nelze lovit.

NP: NPŠ, KRNAP a okrajově i NPČŠ



Šakal obecný, *Canis aureus*

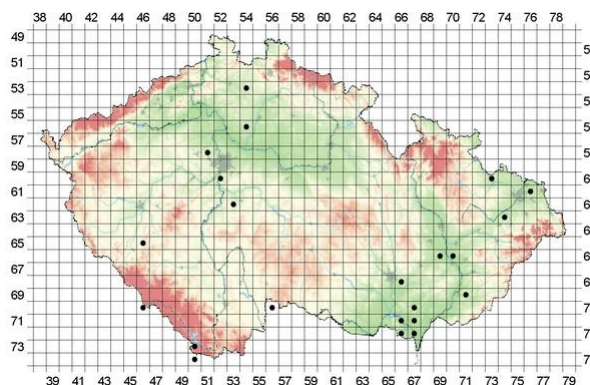
Distribuce: silně mozaikovitá (nový druh), zatím přes 10 nálezových dat, 200–900 m n. m., 10 mapovacích kvadrátů (1,5 % území ČR).

Habitat: lesnatá i otevřená kulturní krajina.

Početnost: druh v počáteční fázi areálové expanze, předpoklad nárůstu populace.

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, přirozeně expandující druh, žádná kategorie ochrany.

NP: pravděpodobně NPŠ (v Bavorském NP cca 2,5 km od hranic s ČR), NPP (prokázán v Rakousku cca 4 km od hranic s ČR).



Medvědovití (Ursidae)

Medvěd hnědý, *Ursus arctos*

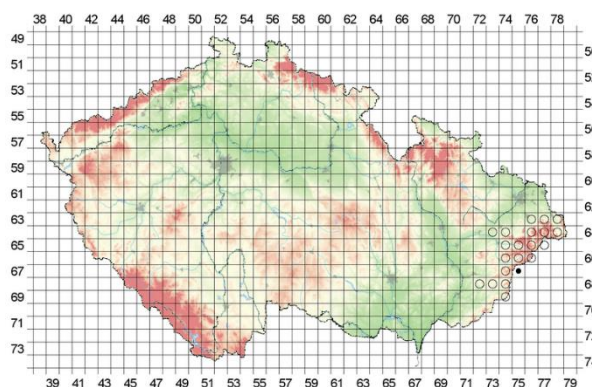
Distribuce: úzce regionální s vazbou na populace ze slovenských Karpat, ojedinělé dálkové migrace, 230–1200 m n. m., z let 2010–2016 celkem 180 věrohodných nálezových dat, stálý výskyt jen v jednom kvadrátu (0,2 % z území ČR) při hranicích se Slovenskem.

Habitat: souvisleji zalesněná území.

Početnost: meziroční fluktuace početnosti mezi 1–5 jedinci (včetně juv. ex.).

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR); druh zvěře, který nelze lovit.

NP: -.



Medvídkovití (Procyonidae)

Mýval severní, *Procyon lotor*

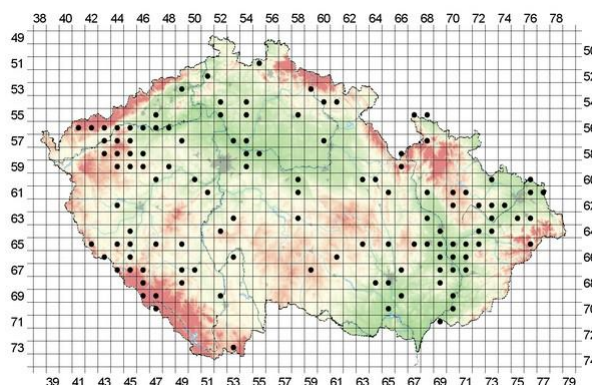
Distribuce: mozaikovitá až regionální, predikce další expanze, 160–990 m n. m., asi 150 nálezových dat, 65 mapovacích kvadrátů (přes 10 % území ČR).

Habitat: členitá krajina s vodními zdroji.

Početnost: trend vzestupný (nárůst nálezových dat, myslivecká statistika).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní (expanzní), nežádoucí druh zvěře.

NP: NPŠ, NPČŠ, KRNAP (ochranné pásmo).



Kočkovití (Felidae)

Rys ostrovid, *Lynx lynx*

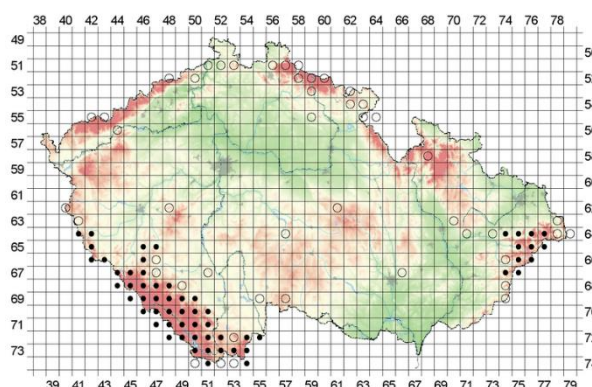
Distribuce: regionální s migracemi, 180–1200 m n. m., z let 2010–2016 cca 5500 věrohodných nálezových dat, stálý výskyt 58 mapovacích kvadrátech (8,5 % území ČR).

Habitat: souvisleji zalesněná území.

Početnost: stagnující stavy mezi 70–80 dospělými jedinci; stabilní pouze 2 populace – v jihozápadních Čechách (60–70 dosp. ex.) a na moravsko-slovenském pomezí (10 dosp. ex.), nepravidelně v dalších pohořích zejména na severu Čech.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – ohrožený (EN); druh zvěře, který nelze lovit.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ.



Kočka divoká, *Felis silvestris*

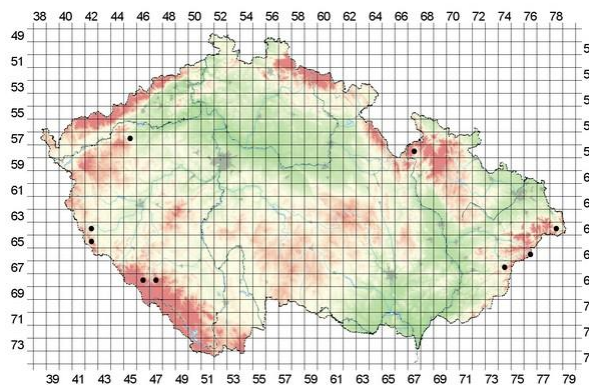
Distribuce: silně mozaikovitý (jednotlivé lokality), absence nálezových dat, 500–900 m n. m., od r. 2000 pouze 8 doložených pozorování, 8 mapovacích kvadrátů (1,3 % území ČR).

Habitat: území s rozvolněnými lesními porosty a členitým reliéfem.

Početnost: neznámá.

Ohrožení a ochrana: zvláště chráněný (kriticky ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR); druh zvěře, který nelze lovit.

NP: NPŠ, NPP (zatím pouze NP Thayathal),



SHRNUTÍ

V současnosti se na území ČR vyskytuje 17 druhů šelem, z nichž 3 druhy jsou nepůvodní s různou historií invaze našeho území. U 10 druhů lze konstatovat celoplošné nebo téměř celoplošné pokrytí našeho území (nebo v blízké budoucnosti celoplošné) a 5 druhů má naopak rozšíření regionální až úzce regionální, u 3 druhů – norka amerického, šakala obecného a mývala severního – je distribuční obraz ve vývoji a podléhá poměrně rychlým změnám (nárůst nových lokalit). Pro některé druhy, kromě vydry říční především pro velké šelmy (vlk obecný, rys ostrovid, medvěd hnědý), je typická vysoká úroveň rozptylu směřující k časově omezenému výskytu jedinců mimo tradiční oblasti trvalejšího výskytu. Početní stavy přinejmenším 5 druhů vykazují dlouhodobý pozitivní trend (kuna skalní, norek americký, vydra říční, liška obecná, mýval severní), v dlouhodobém horizontu naopak ubývá tchoř stepní a početní stavy velkých šelem oscilují v řádech až desítek kusů. Obecným problémem u většiny šelem je absence věrohodných dat o reálné početnosti, vesměs jsou k dispozici jen problematické statistiky úlovků. Jeden druh – norek evropský (*Mustela lutreola*) – je na našem území vyhubený od 20. let 20. století a dostupná historická data nespecifikují jeho někdejší výskyt na územích odpovídajících současným NP.

Národní parky: v NP se vyskytuje 16 ze 17 našich druhů šelem, tj. 94 %, pouze medvěd hnědý není zastoupen ve fauně žádného NP, naopak ve všech NP se vyskytuje 10 druhů (tj. 59 %), přítomnost zbývajících druhů je mozaikovitá.

Druhové trendy: předpoklad pokračování přirozené expanze vlka obecného a šakala obecného a invazního šíření již etablovaného psíka mývalovitého, nepůvodního norka amerického i mývala severního, jejichž přítomnost je – na rozdíl od prvních dvou druhů – v NP nežádoucí.

3.1.6 Sudokopytníci (Artiodactyla)

Současný výskyt 9 druhů ze tří čeledí: prasatovití – 1 druh, jelenovití – 6 druhů, turovití – 2 druhy; 2 druhy vyhubené (pratur, zubr, č. turovití)

Prasatovití (Suidae)

Prase divoké, *Sus scrofa*

Distribuce: celoplošná, 140–1350 m n. m., cca 5400 nálezových dat, 621 čtverců mapovací sítě (98,9 % území ČR); obory.

Habitat: široké spektrum lesních i nelesních stanovišť.

Početnost: velmi hojně, trend dlouhodobě silně vzrůstající (statistiky úlovků).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Jelenovití (Cervidae)

Srnec obecný, *Capreolus capreolus*

Distribuce: celoplošně, 140–1300 m n. m., cca 7000 nálezových dat, 623 čtverců mapovací sítě (99,2 % území ČR).

Habitat: otevřená a částečně lesní stanoviště, ekotony.

Početnost: velmi hojný, trend dlouhodobě vzrůstající (statistiky úlovků)

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.

Jelen evropský, *Cervus elaphus*

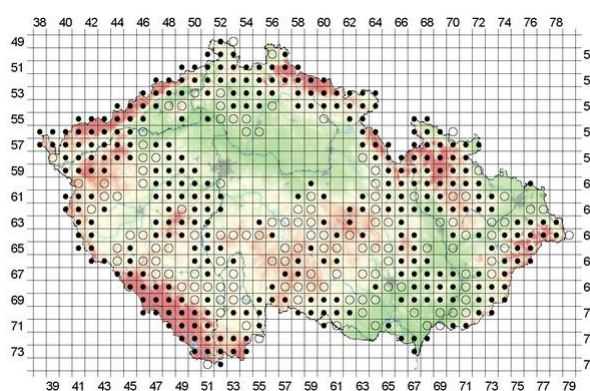
Distribuce: regionální s migracemi na většině území, 2300 nálezových dat, 140–1320(1600) m n. m., 548 čtverců mapovací sítě (87,4 % území ČR), resp. stálý výskyt 1300 nálezových dat, 347 čtverců mapovací sítě (55,2 % území ČR); obory, farmy.

Habitat: lesní prostředí.

Početnost: hojný, dlouhodobě vzrůstající populační trend s mírnou stagnací v posledním desetiletí (statistiky úlovků).

Ohrožení a ochrana: lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, KRNAP, NPČŠ, NPP.



Sika, *Cervus nippon*

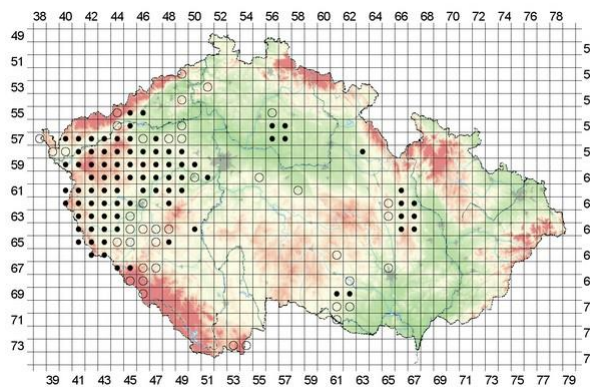
Distribuce: regionální, 200–930 m n. m., 150 nálezových dat, 73 čtverců mapovací sítě (11,6 % území ČR); obory.

Habitat: členité lesní prostředí.

Početnost: hojný, populační trend výrazně vzrůstající (statistiky úlovků).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní (invazní), lovný druh zvěře.

NP: NPŠ, NPP.



Daněk skvrnitý, *Dama dama*

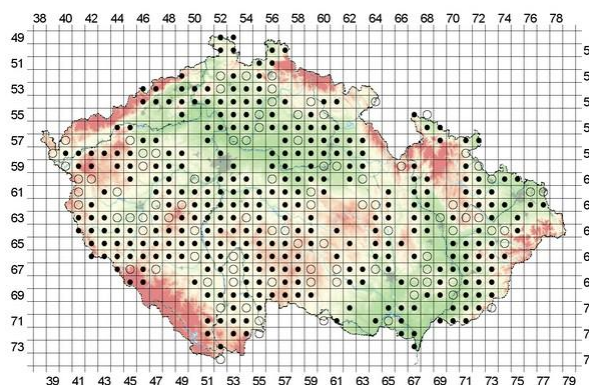
Distribuce: široce regionální s nízkou úrovní migrace, cca 1550 nálezových dat, 401 čtverců mapovací sítě (63,9 % území ČR), resp. stálý výskyt cca 1000 nálezových dat, 308 mapovacích kvadrátů (49 % území ČR); obory, farmy.

Habitat: členitá krajina s rozvolněnými lesy.

Početnost: běžný, populační trend dlouhodobě vzrůstající (statistiky úlovků).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, lovný druh zvěře

NP: NPP, NPŠ (v CHKO Šumava).



Los evropský, *Alces alces*

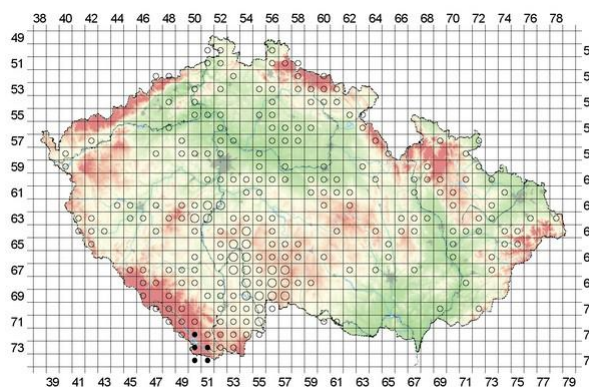
Distribuce: po cca 500 letech výskyt obnovený v 50.–60. letech 20. století, po zániku subpopulací na Jindřichohradecku, Táborsku a Nymbursku v současnosti zbytkový (reliktní) výskyt pouze v jihočeském Pošumaví, cca 30 nálezových dat, 5 mapovacích kvadrátů (max. 1 % území ČR), silná migrační aktivita (kdekoli na území ČR), cca 500 nálezových dat, 242 mapovacích kvadrátů (cca 38,5 % území ČR).

Habitat: souvisleji zalesněné plochy s mokřady.

Početnost: velmi nízká, v posledních 20 letech populační trend sestupný, odhadovaný stav 15–25 ad. ex. (absence přesných dat).

Ohrožení a ochrana: druh zvláště chráněný (silně ohrožený), ČS 2016 – kriticky ohrožený (CR).

NP: jen v okolí NPŠ: CHKO Šumava



Jelenec běloocasý, *Odocoileus virginianus*

Distribuce: úzce regionální, 220–760 m n. m., cca 70 nálezových dat, cca 30 čtverců mapovací sítě (méně než 5 % území ČR); obory.

Habitat: lesnaté prostředí s plochami bezlesí.

Početnost: nízká, populační trend dlouhodobě klesající (statistiky úlovků).

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, lovný druh zvěře.

NP: -.

Turovití (Bovidae)

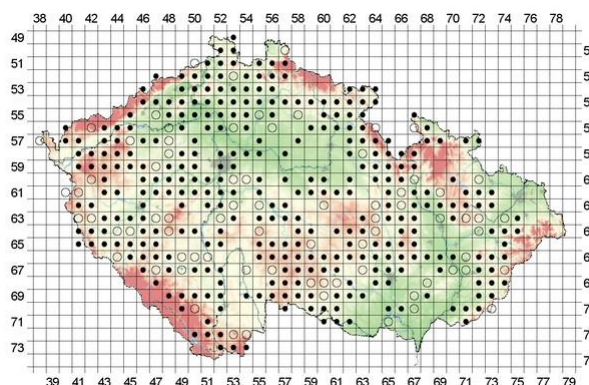
Muflon, *Ovis aries musimon*

Distribuce: regionální charakter výskytu, 140–930 m n. m., cca 1400 nálezových dat, 386 mapovacích kvadrátů (61,5 % území ČR); obory. Habitat: rozvolněné lesy i druhotná stanoviště (rekultivované výsypky) a periferie městských aglomerací.

Početnost: populační trend dlouhodobě vzrůstající.

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, lovný druh.

NP: NPŠ, NPČŠ, NPP.



Kamzík horský, *Rupicapra rupicapra*

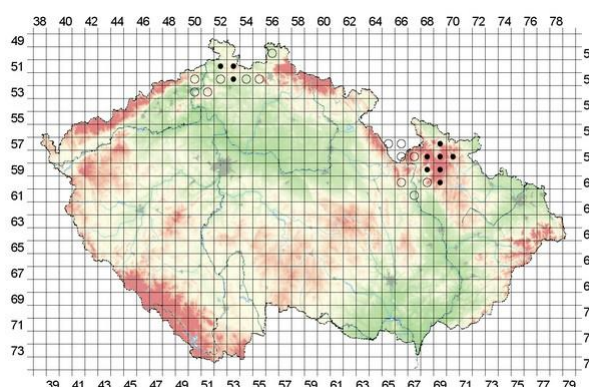
Distribuce: úzce regionální s ojedinělými migracemi, 300–1450 m n. m., přes 60 nálezových dat, 22 mapovacích kvadrátů (max. 4,5 % území ČR).

Habitat: lesnaté prostředí (severní Čechy) a nad horní hranici lesa (Hrubý Jeseník).

Početnost: populační trend sestupný.

Ohrožení a ochrana: nepůvodní, lovný druh zvěře.

NP: NPČŠ.



Zubr, *Bison bonasus*

Distribuce: vyhubený (přelom 1. a 2. tisíciletí); záchranné chovy v oborách a farmách.

Habitat: lesnaté prostředí s většími plochami bezlesí.

Početnost: vzrůstající počty v záchranných chovech.

Ohrožení a ochrana: Státní program ochrany přírody a krajiny ČR → polodivoký chov (např. velkoplošné obory či bývalé vojenské újezdy), ČS 2016 – pro území ČR vymizelý (RE).

NP: -.

Pratur, *Bos primigenius*

Distribuce: vyhubený (11.–13. století); záchranné chovy zpětně vyšlechtěných linií v oborách a farmách.

Habitat: lesnaté prostředí s většími plochami bezlesí.

Početnost: vzrůstající počty v záchranných chovech.

Ohrožení a ochrana: úvahy o zavedení polodivokých chovů (např. velkoplošné obory či bývalé vojenské újezdy), ČS 2016 – vyhynulý (EX).

NP: -.

SHRNUTÍ

Bilance: v současnosti na území ČR 9 druhů sudokopytníků, z nichž 5 druhů je nepůvodních, dovezených jako lovná zvěř. Z tohoto druhového spektra jsou 2 druhy rozšířené celoplošně na celém území, 4 druhy mají více či méně rozsáhlý regionální charakter výskytu (jelen evropský, sika, daněk skvrnitý a muflon) a u zbývajících 3 druhů je výskyt omezený na malé izolované populace (los evropský, jelenec

běloocasý a kamzík horský); pro losa evropského je však příznačná vysoká úroveň migrace, takže jednotlivé potulující se jedince lze dočasně zastihnout prakticky kdekoli na našem území. U většiny lovných druhů kopytníků se početní stavy během posledních několika desetiletí neúměrně navýšily, naopak u jelence běloocasého, kamzíka horského a také losa evropského se početní stavy snížily.

Národní parky: z 9 druhů je 8, tj. 89 %, zastoupeno ve fauně NP, z toho 3 druhy jsou ve všech 4 NP (prase divoké, srnec obecný, jelen evropský).

Druhové trendy: další 2 druhy sudokopytníků – zubr a pratur – jsou považované za vyhubené či vymizelé, avšak vzhledem k různým aktivitám směřujícím k zavedení polodivokých chovů obou turů se možná jejich status v budoucnu změní; nicméně je třeba mít na paměti, že v případě pratura jde o „náhražku“ ve formě zpětně vyšlechtěných linií domácího skotu.

3.1.7 Lichokopytníci (Perissodactyla)

V současnosti bez výskytu, 1 vyhubený druh.

Koňovití (Equidae)

Kůň divoký, *Equus ferus*

Distribuce: vyhubený (vymizelý) zřejmě již v neolitu; záchranné chovy primitivních plemen (genotypově a fenotypově nejbližších původní divoké formě), popř. šlechtěných linií (u nás v bývalých vojenských újezdech, např. Milovice).

Habitat: lesnaté prostředí s většími plochami bezlesí.

Početnost: vzrůstající stavy ve farmových a polodivokých chovech.

Ohrožení a ochrana: úvahy o zavedení dalších polodivokých chovů (vojenské újezdy či národní parky, např. NP Podyjí).

ČS 2016 – vyhynulý (EX).

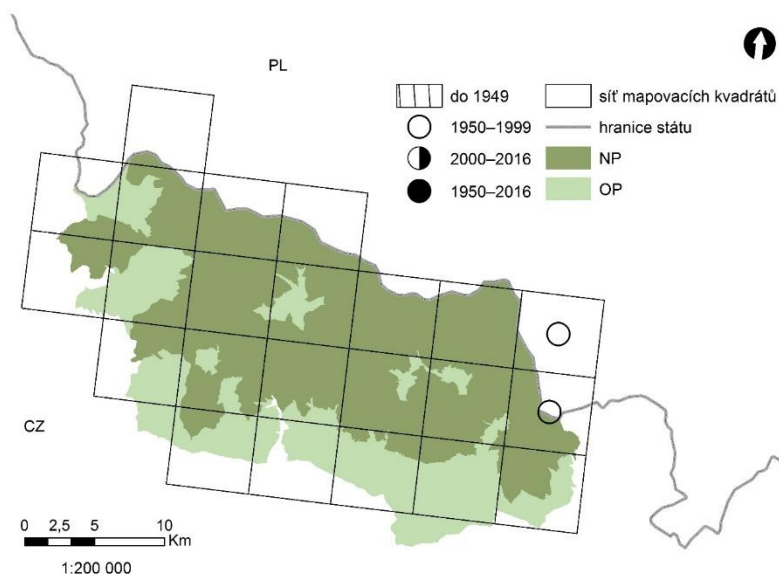
NP: -

3.2 Charakteristika vybraných druhů v jednotlivých NP

3.2.1 Krkonošský národní park

Ježek východní (*Erinaceus roumanicus*)

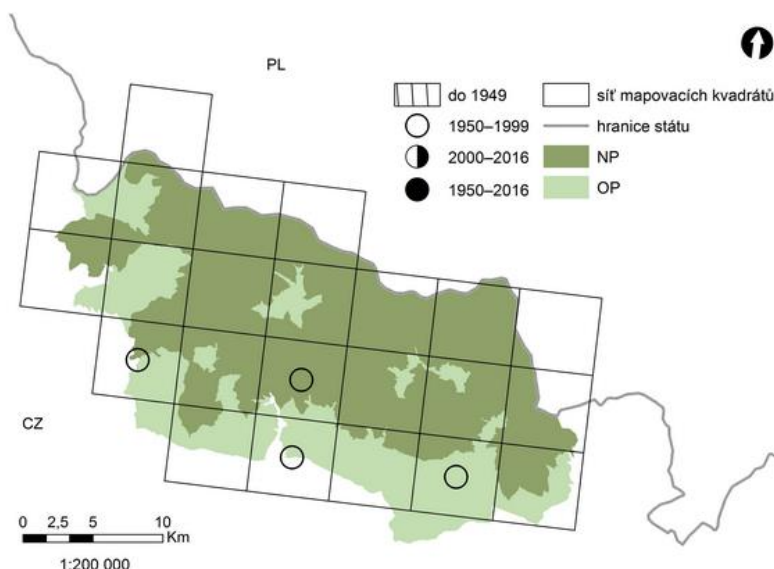
KRNAP je pro ježka východního patrně nejzazší výspou jeho celkového rozšíření. Celkem jsou známy jen dva záznamy o přítomnosti tohoto druhu: z roku 1968 v Horních Albeřicích a z roku 1993. Přesné umístění do subkvadrátu není možné, ale jednalo se o rozmezí 5261c a 5361a (Miles 1994; Anděra 2000). Pozorování ježka východního v KRNAP po roce 1993 není známo.



Obr. 3.2.1.1 Výskyt druhu *Erinaceus roumanicus* v čase

Netopýr dlouhouchý (*Plecotus austriacus*)

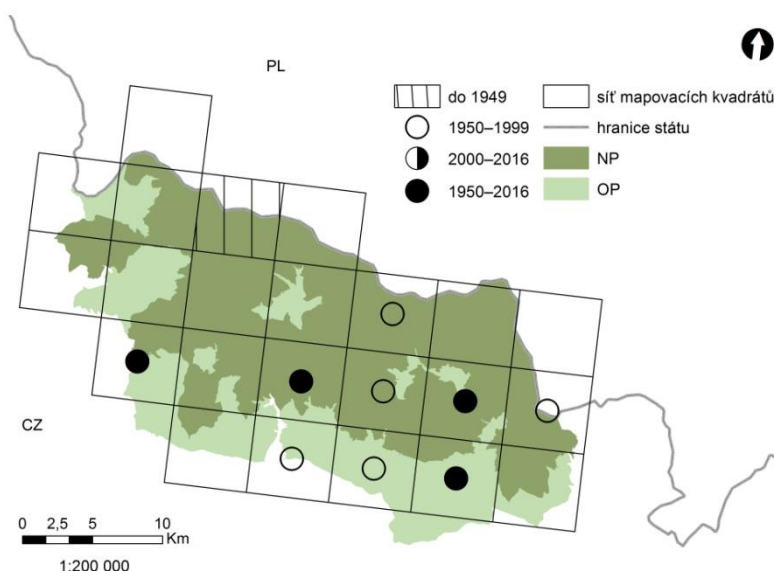
Netopýr dlouhouchý je obecně vázán spíše na nižší nadmořské polohy, letní výskyt průměrně 370 m n. m. a zimní výskyt 394 m n. m. (Anděra & Gaisler 2012). V KRNAP byl proto zjištěn za celou dobu výzkumu pouze ve čtyřech subkvadrátech (17,4 %) a to pouze na 8 lokalitách. Všechny nálezy spadají do období před rokem 2000 a v poslední dekádě nové lokality nepřibývají. Jedná se tedy o druh, který se na území vyskytuje vzácně nebo ojediněle. Znám je zejména jeho sporadický výskyt na zimovištích (Herlíkovské štoly, jeskyně Poniklá). Přestože je doložen výskyt mateřských kolonií z vyšších nadmořských výšek např. z oblasti Šumavy (700–780 m n. m.), podobný údaj z Krkonoš chybí. Klimatické podmínky Krkonoš nejsou pro celoroční výskyt druhu vhodné.



Obr. 3.2.1.2 Výskyt druhu *Plecotus austriacus* v čase

Vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*)

Druh byl v Krkonoších zjištěn již před rokem 1950. Do roku 2000 byl potvrzen v devíti subkvadrátech (39,1 %) a na 48 lokalitách. V letech 2000–2016 byl pak potvrzen ve čtyřech subkvadrátech (17,4 %) na 14 lokalitách. Druh je tedy na území NP relativně běžný. Nálezové údaje pocházejí především ze sčítání na zimovištích, naopak početné mateřské kolonie z území KRNAP chybí. Menší skupiny jsou známy z Horního Vrchlabí, Horního Maršova a Černého Dolu z letního období. Přestože mateřské kolonie tvoří v polohách maximálně do 780 m n. m., zimoviště často nalézá v horských jeskyních nebo štolách.

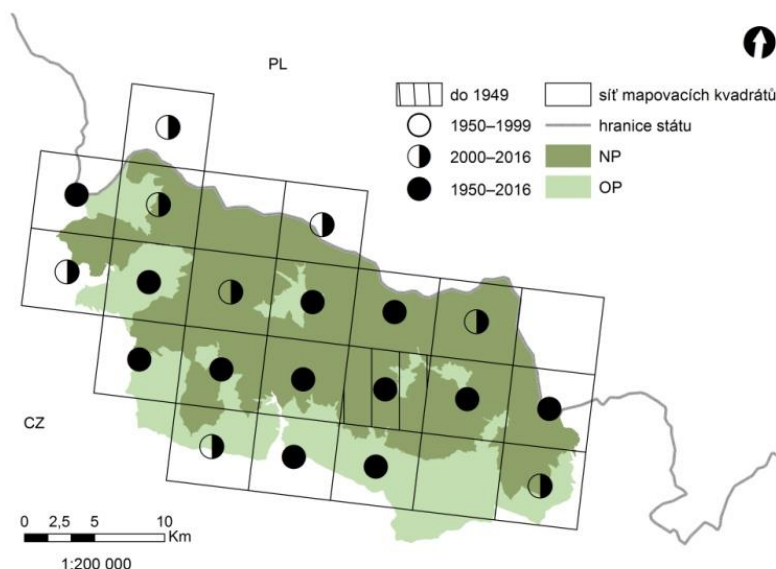


Obr. 3.2.1.3 Výskyt druhu *Rhinolophus hipposideros* v čase

Netopýr velký (*Myotis myotis*)

Podobně jako vrápenec byl i netopýr velký v KRNAP zjištěn již před rokem 1950 (pět nálezů v jednom subkvadrátu). V období 1950–1999 je obsazena již polovina subkvadrátů (52,2 %, 12 subkvadrátů) s 99 nálezy. Prudký nárůst počtu nálezů v období

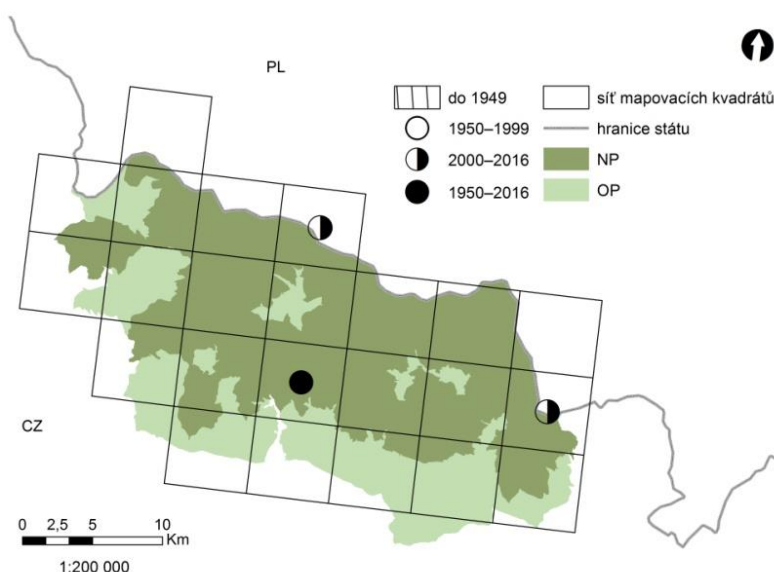
2000–2016 (20 subkvadrátů, 87 %, 127 nálezů) dokládá jednak intenzivní výzkum na území parku, ale i zvyšující se početnost a obecné šíření druhu. Nárůst početnosti ostatně dobře dokumentuje rostoucí počet netopýra velkého v nejvýznamnějším zimovišti Herlíkovických štolách (Bartonička et al. 2015). Letní výskyty jsou však velmi sporadické a v naprosté většině tvořeny pouze nálezy jednotlivých jedinců. Netopýr velký je hojným druhem lovecky vázaným na smíšené lesní porosty zejména středních a nižších poloh. Opakované záznamy lovecké aktivity však pochází i z čistých smrkových porostů.



Obr. 3.2.1.4 Výskyt druhu *Myotis myotis* v čase

Netopýr brvitý (*Myotis emarginatus*)

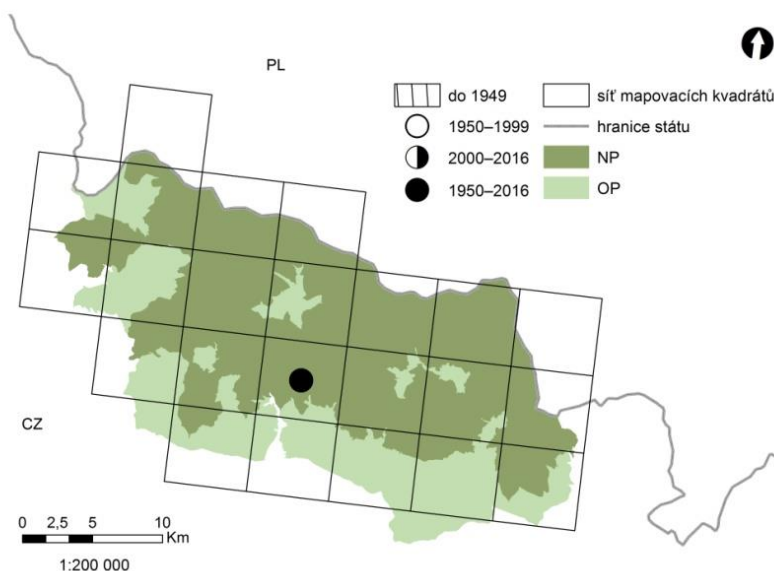
Ojedinelý výskyt druhu do roku 2000 pouze z jediného subkvadrátu (4,4 %, jeden nález). Z období 2000–2016 je známo díky systematickému monitoringu zimovišť již pět nálezů ze tří subkvadrátů (13 %). Na území KRNAP jde o vzácný druh. Přestože v posledních 20 letech jsou letní nálezy ve východních Čechách běžnější, jde o druh spíše nižších poloh s preferencí krajiny otevřeného parkového typu. Mateřské kolonie tvoří v průměru v nadmořské výšce 340 m n. m., zatímco hromadná zimoviště jsou výrazně výš (450–600 m n. m.) (Anděra a Gaisler 2012). Jelikož však jeho početnost významně roste, lze očekávat další šíření do Čech a snad i do horských a podhorských zimovišť v Krkonoších.



Obr. 3.2.1.5 Výskyt druhu *Myotis emarginatus* v čase

Netopýr pobřežní (*Myotis dasycneme*)

Druh se na území KRNAP vyskytuje po celou dobu výzkumu (1950–2016) v jediném subkvadrátu. Nálezy pocházejí pouze z pravidelně monitorovaných zimovišť (např. Herlíkovické štoly, štola ve Strážném). Na různých zimovištích (zejména štoly a jeskyně) po ČR jsou nacházeny jednotlivé kusy, jejich počet je dlouhodobě stálý a lze tak usuzovat, že se jedná o stejné jedince, kteří se do zimovišť (zejména těch v hraničních pohoří) vracejí opakovaně. Jedná se o jeden z našich nejvzácnějších druhů netopýrů, neboť je poměrně dobře viditelný na zimovištích, ale i nezaměnitelný při akustickém výzkumu na lovištích.

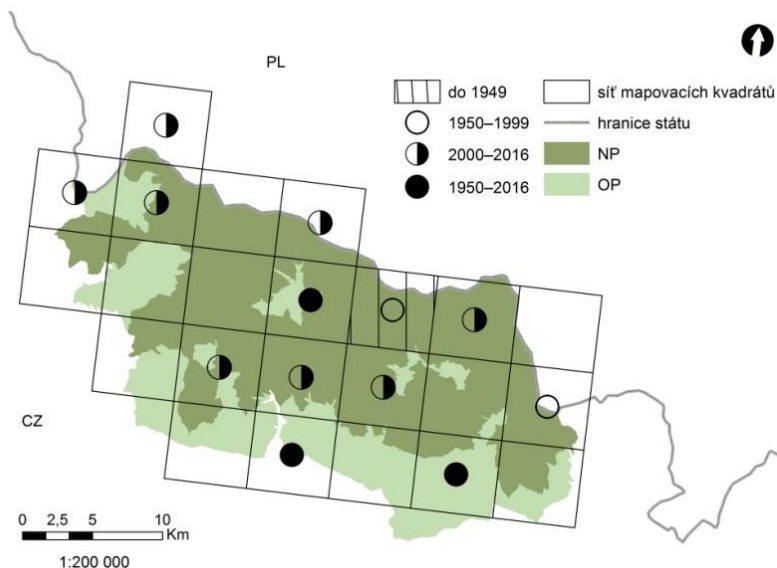


Obr. 3.2.1.6 Výskyt druhu *Myotis dasycneme* v čase

Netopýr pestrý (*Vespertilio murinus*)

Druh je z jednoho subkvadrátu (4,4 %) znám již před rokem 1950. Z období 1950–1999 je znám již z pěti subkvadrátů (21,7 %) s celkem 12 nálezy. V posledním sledovaném období od 2000–2016 bylo zjištěno již 11 obsazených subkvadrátů (47,8 %) s celkem 32 nálezy. Letní i zimní výskyt je charakteristický pouze nálezy jednotlivých kusů, v naprosté

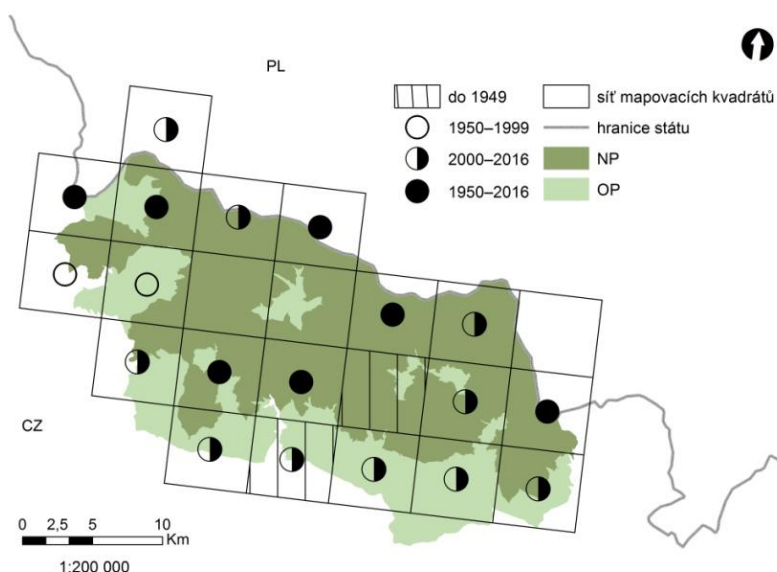
většině přímo v intravilánech. Mateřské kolonie jsou v ČR ojedinělé a početnější nálezy z masového zimoviště chybí zcela. V posledních letech, zejména v souvislosti s revitalizacemi panelových domů jsou nálezy častější. Akustický monitoring je možný i prostým poslechem, jelikož samci netopýra pestrého vydávají teritoriální signály o relativně nízkých frekvencích.



Obr. 3.2.1.7 Výskyt druhu *Vespertilio murinus* v čase

Netopýr severní (*Eptesicus nilssonii*)

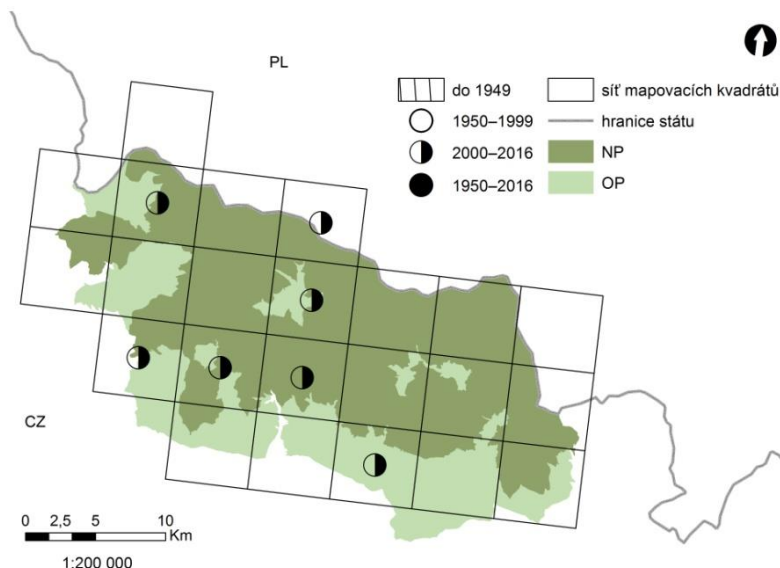
Druh zjištěný z území KRNAP již před rokem 1950 (sedm nálezů, dva subkvadráty, 8,7 %). Z období 1950–1999 je obsazeno již devět subkvadrátů (39,1 %) s 66 nálezy a v období 2000–2016 je obsazeno dokonce 19 subkvadrátů (82,6 %) se 133 nálezy. V současnosti je to běžný druh prakticky ve všech horských oblastech a vrchovinách a v posledních letech se objevuje zejména koncem léta i v nížinách. Je znám jako druh vyžadující k zimování chladné podzemní systémy štol a jeskyní ve vyšších polohách. Dlouhodobě je pozorován postupný početní nárůst druhu a především jeho šíření do nižších poloh. Na území KRNAP jsou známy i ojedinělé mateřské kolonie (např. Janské Lázně).



Obr. 3.2.1.8 Výskyt druhu *Eptesicus nilssonii* v čase

Netopýr parkový (*Pipistrellus nathusii*)

Do roku 2000 pozorování tohoto druhu z území KRNAP chybí. Nicméně z období 2000–2016 již existuje 11 nálezů ze sedmi subkvadrátů (30,4 %). V posledních letech je to tedy druh, který má na území parku pravidelný výskyt. Veškeré nálezy z území parku pocházejí z akustického monitoringu, který je vhodnou metodou zjištění přítomnosti tohoto druhu, zejména s ohledem na fakt, že z území parku chybí přímé nálezy jak v zimním, tak letním období. V rámci Krkonoš druh evidentně vystupuje do vyšších poloh, zejména podél toků řek v průběhu migrací koncem léta a na podzim.



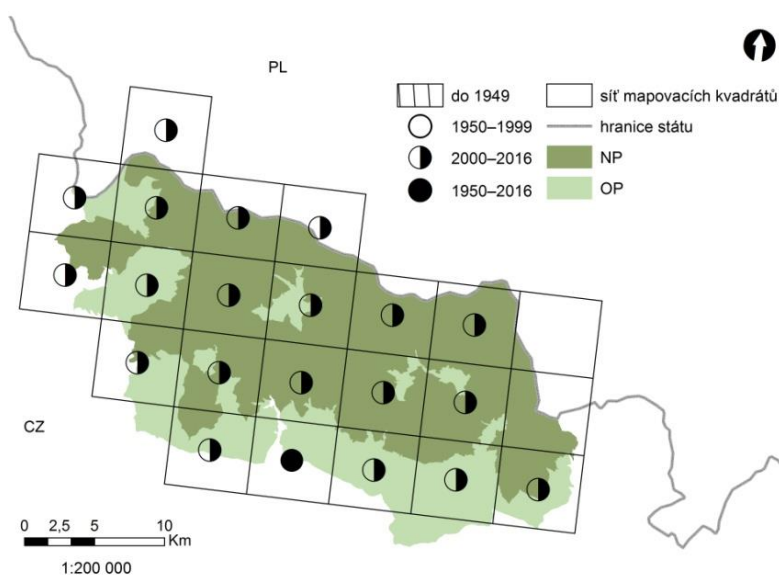
Obr. 3.2.1.9 Výskyt druhu *Pipistrellus nathusii* v čase

Netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*)

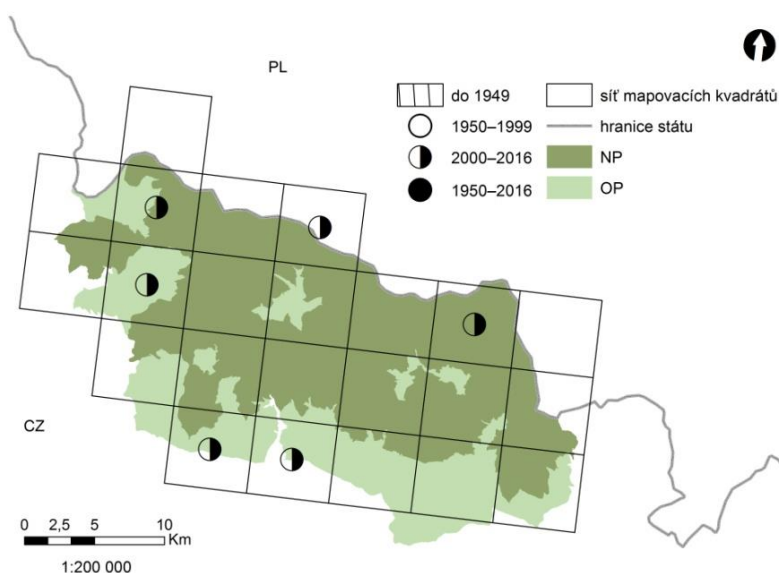
Z období 1950–1999 znám z jediného subkvadrátu (4,4 %), avšak z následujícího období 2000–2016 je doložen z 21 subkvadrátů (91,3 %) s 236 nálezy. Jde o běžný druh šířící se po většině území ČR, který je současně nejhojnějším druhem v Krkonoších. Dokládají to opakované záznamy nejen z intravilánů měst a obcí, kde je typickým druhem takřka na celém území ČR, ale z posledních let je doložen i opakovaný výskyt z hřebenů hor. Jeho masový výskyt v různých biotopech hor zejména v postlaktačním období je překvapující a je jen otázkou budoucího výzkumu, zda je fenoménem pouze Krkonoš.

Netopýr nejmenší (*Pipistrellus pygmaeus*)

Druh zjištěný z území parku teprve v posledních letech, z období 2000–2016 je známo šest obsazených subkvadrátů (26,1 %) s devíti nálezy. Druh je na území KRNAP spíše vzácný a veškeré nálezy druhu pochází z akustického monitoringu. Jedná se jednak o druh, který se v posledním desetiletí šíří z aluvií největších řek až do podhůří. Ve vyšších polohách podhorských a horských oblastí je výskyt mateřských kolonií nepravděpodobný a informace o zimovištích chybí zcela. Pravděpodobný výskyt druhu je v nižších oblastech parku s vodními toky a plochami, ale též ojediněle ve městech, kde však ustupuje netopýru hvízdavému.



Obr. 3.2.1.10 Výskyt druhu *Pipistrellus pipistrellus* v čase



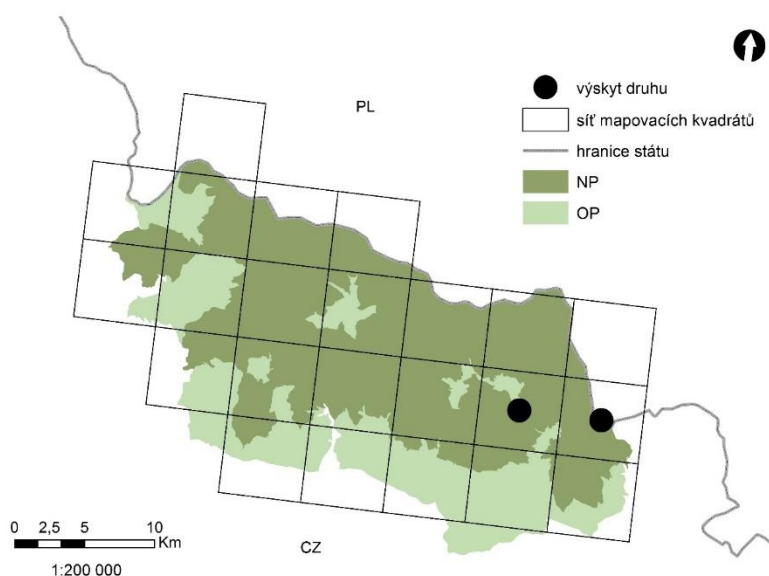
Obr. 3.2.1.11 Výskyt druhu *Pipistrellus pygmaeus* v čase

Plch velký (*Glis glis*)

Ve vlastním KRNAP je pozorování plcha velkého zcela ojedinělé a ostrůvkovité. Je omezeno na dvě lokality ve dvou subkvadrátech: Velkou Úpu (Anděra 1986) a Rýchorskou boudou (Anděra et al. 1974). Od roku 1986 se žádný jednoznačný nález neobjevil, nicméně přežívání druhu ve smíšených lesích KRNAP vyloučit nelze. Z nedávnější doby pochází pozorování v nedaleké Zlaté Olešnici v roce 2006, což je ovšem mimo vlastní KRNAP (Anděra 2011).

Plch velký obývá listnaté a smíšené lesy vrchovin, pahorkatin a podhorských oblastí, v jehličnatých lesích obvykle zcela chybí (Gaisler & Dungel 2003). V oblíbě má geomorfologicky výrazně členité oblasti, jako jsou suťoviska, krasové útvary, skaliska, kvádrové pískovce atp. (Anděra & Beneš 2001). Horní hranice jeho výskytu obvykle kopíruje přirozenou horní hranici buku (Anděra 1986), naše známé lokality obvykle mají rozpětí nadmořských výšek 170–950 m n. m. (Anděra & Beneš 2001).

Habitatový model stanovištních preferencí na základě dosavadních pozorování plcha velkého vylišil na území KRNAP jako velmi vhodné a vhodné biotopy především bučiny – ty tvoří naprostou většinu velmi vhodných biotopů. Silně preferované, ale v národním parku málo zastoupené nebo zcela absentující jsou suťové lesy, skály a suture, přírodní křoviny, dubohabřiny či suché trávníky. Jako vhodné jsou dále hodnoceny (bývalé) hospodářské smíšené lesy, suché bory, sportovní a rekreační plochy, umělé skály a lomy, rovněž na území KRNAP zastoupené zcela minimálně nebo vůbec. Většinu národního parku tvoří bývalé hospodářské jehličnaté lesy a smrčiny, které pro plcha velkého nejsou vhodným biotopem.



Obr. 3.2.1.12 Výskyt druhu *Glis glis*

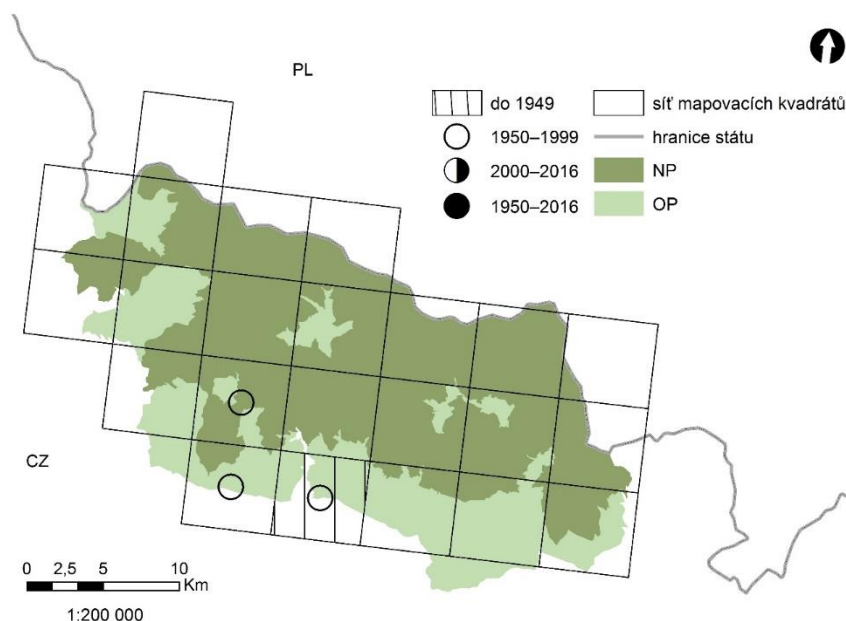
Křeček polní (*Cricetus cricetus*)

Na základě aktuálních znalostí lze považovat křečka polního pro území KRNAP za vymřelého. Nejstarší záznam je z roku 1937 (Anděra et al. 1974), další (a poslední) série pozorování je z let 1972-1976 (Vohralík & Anděra 1976; Anděra & Beneš 2001). Od té doby spolehlivý záznam z území NP chybí, ačkoliv z roku 2006 existuje nedaleké pozorování od Semil (Vohralík 2011). Na území KRNAP nachází křeček polní s ohledem na jeho stanovištní preference málo vhodných lokalit.

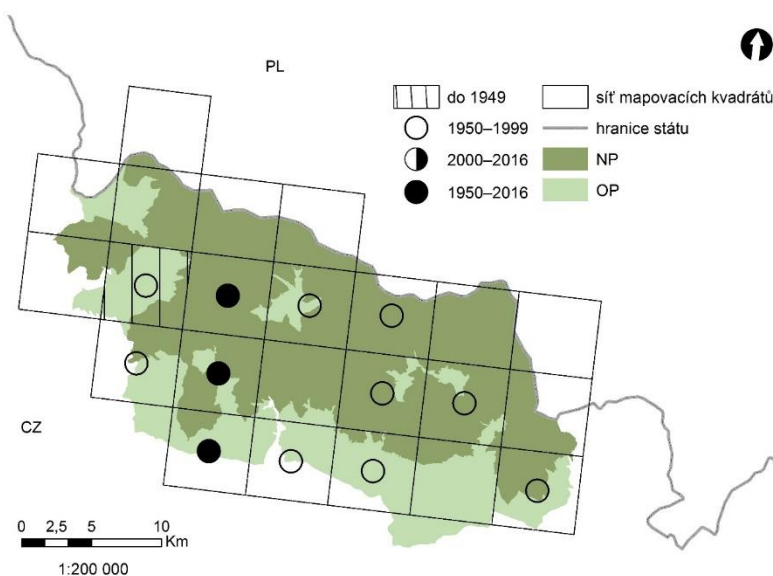
Křeček typicky obývá odlesněnou kulturní krajinu (pole, louky, meze, zahrady a sady) do nadmořské výšky kolem 400 m n. m. (Gaisler & Dungel 2003). Na základě dosavadních nálezových dat vylišil habitatový model jako vhodné biotopy pro křečka polního především suché trávníky a skládky a staveniště.

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

Ondatra k nám byla cíleně introdukována od počátku 20. století a následně se v podstatě „invazně“ rozšířila prakticky po celém území. V 70. a 80. letech pak došlo k výraznému poklesu na počty, které patrně drží dodnes (Anděra & Beneš 2001). Z okolí KRNAP je první záznam z roku 1924 (Hendrych 1924), následně se druh podél zarostlých vodních toků rozšířil i do dnešního NP. Podkladem většiny posledních záznamů jsou dotazníkové akce (Anděra et al. 1974; 1991-1992 Národní muzeum). Záznamy z posledních let pak pocházejí od M. Pokorného (Flousek 2015).



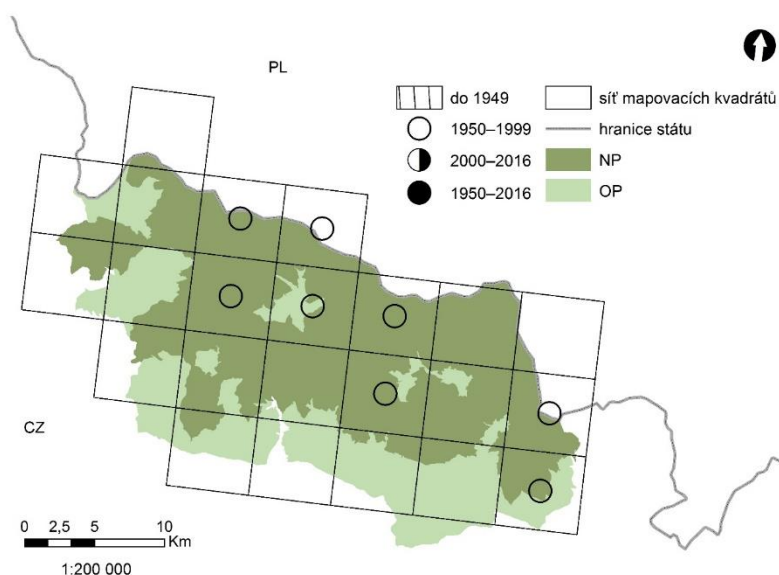
Obr. 3.2.1.13 Výskyt druhu *Cricetus cricetus* v čase



Obr. 3.2.1.14 Výskyt druhu *Ondatra zibethicus* v čase

Potkan (*Rattus norvegicus*)

Druhu byla v KRNAP výrazná pozornost věnována naposledy v 60. letech v rámci dotazníkové akce (Anděra et al. 1974). Potkan je druh s úzkou synantropní vazbou, který nicméně často pro svou velikost a etologická specifika uniká klasickým metodám vzorkování drobných savců (klasické sklapovací pasti, padací pasti, rozbor vývržků dravců a sov). Ze zmíněných důvodů je pravděpodobně potkan i dnes mnohem rozšířenější, než ukazují existující distribuční data.



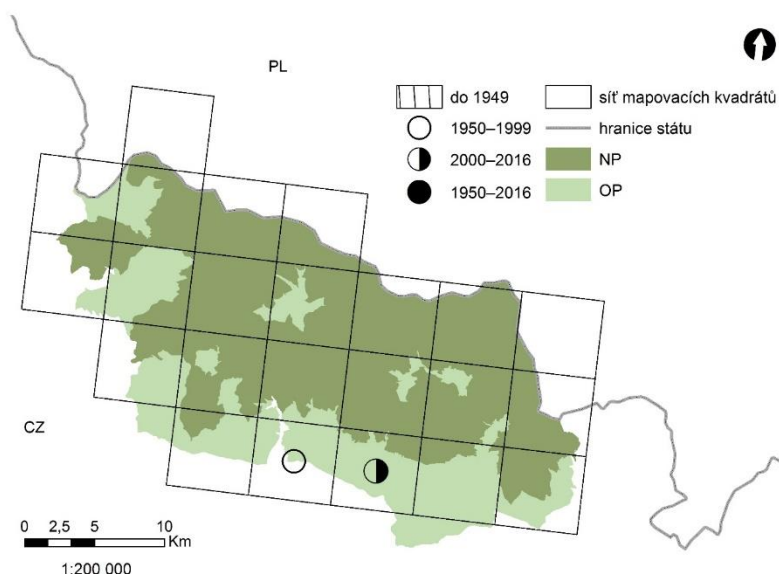
Obr. 3.2.1.15 Výskyt druhu *Rattus norvegicus* v čase

Nutrie (*Myocastor coypus*)

O výskytu nutrie v KRNAP a okolí jsou zatím jen jednotlivé záznamy. První opakované, ale bohužel bez přesnější lokace je z tůně na Labi na konci roku 1989 (Miles 1994). Pozdější dvě pozorování jsou pak mimo vlastní území KRNAP z roku 1991 od Vrchlabí, resp. 2003 od Rudníku (Anděra & Červený 2004).

Nutrie je neotropický druh, který u nás ve volnosti často nepřežije tuhou zimu a naprostá většina pozorování pochází z nižších poloh do 400 m n. m. (Anděra & Červený 2003). Dnes se nutrie již v přírodě ČR pravidelně rozmnožují (Anděra & Gaisler 2012). Druh má úzkou vazbu na zarostlé břehy stojatých i pomalu tekoucích vod.

Na základě dosavadních pozorování vylíčil habitatový model stanovištních preferencí jako preferované biotopy pro nutrii rybníky a nádrže, makrofytní vegetaci stojatých vod, přírodní i nepřirodní vodní toky, mokřady a pobřežní vegetace, lužní a mokřadní toky a městské zelené plochy. Tyto biotopy se vyskytují na území KRNAP jen v plošně velmi omezené míře.

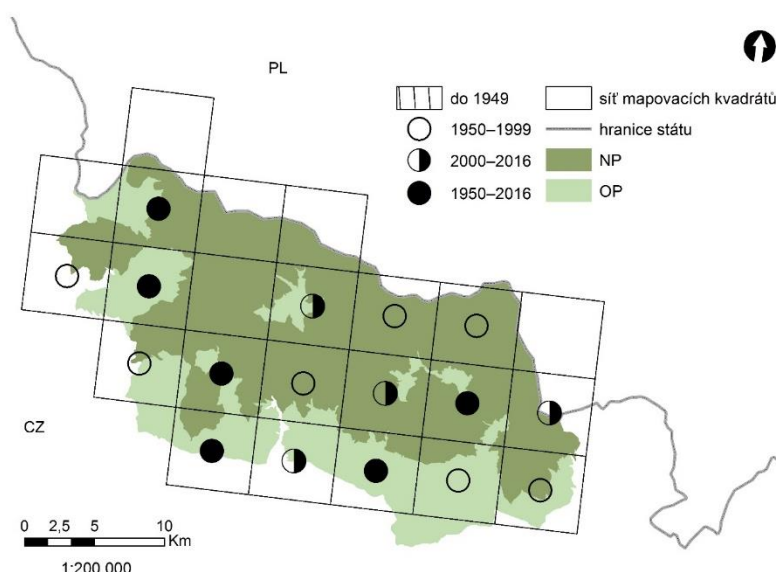


Obr. 3.2.1.16 Výskyt druhu *Myocastor coypus* v čase

Tchoř tmavý (*Mustela putorius*)

I navzdory intenzivnímu lovu v minulosti (Anděra & Červený 2009, Ryšavá-Nováková 2010) byla přítomnost tchoře potvrzena ve 26,1 % mapovacích subkvadrátů. Recentně se na základě dostupných záznamů orientuje výskyt tchoře primárně do předhoří ochranného pásma národního parku (Anděra & Červený 2009).

Tchoř je obecně vázaný na habitaty otevřené krajiny situované do střední nadmořské výšky (Anděra & Červený 2009, Anděra & Gaisler 2012), což jsou v případě Krkonošského národního parku a jeho ochranného pásma lokality v předhoří. Podle modelování vhodného habitatu se jedná zejména o travnaté plochy, hospodářské louky s remízky a lesíky, pastviny, semiakvatické biotopy s veškerou břehovou vegetací nebo okraje vesnic.



Obr. 3.2.1.17 Výskyt druhu *Mustela putorius* v čase

Tchoř stepní (*Mustela eversmanii*)

Výskyt tchoře stepního na území Krkonošského národního parku a jeho ochranného pásma není na základě dostupných dat potvrzen. Nejbližší věrohodný historický záznam pochází z roku 1951 v katastru obce Holovousy (Anděra & Hanzal 1996).

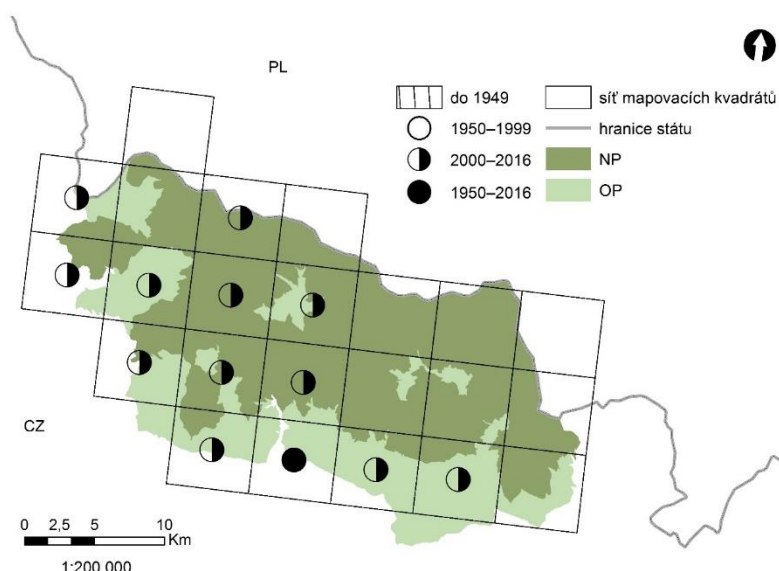
Ze zoogeografického rozšíření druhu v rámci ČR a Evropy, klimatických a habitatových nároků není Krkonošský národní park vhodným územím pro trvalý výskyt tchoře stepního. Jako potenciálně vhodný biotop se na základě modelování a preference druhu jeví početné hospodářské louky s křovinami, které v předhoří tvoří významnou část ochranného pásma národního parku. Limitujícím faktorem pro výskyt druhu je i dostatek vhodné potravní nabídky (sysli, křečci a králíci; Anděra & Červený 2009), která v zájmovém území zcela chybí.

Norek americký (*Neovison vison*)

První dostupný záznam druhu pochází z roku 1994 z lokality Vrchnejší Vrchlabí (Miles 1994). Další záznamy pocházejí z recentního období (2000–2016). Z dostupných záznamů a mapového výstupů je zřejmé, že norek silně expandoval na severozápad, kde mu jako vektory šíření posloužily řeky Labe, Malé Labe, Úpa a Jizerka. Fenomén šíření (migrace) podél menších toků na základě telemetrického sledování zmiňují i Poledník & Poledníková (2005). Z předhoří Krkonoš se norek postupně dostal i do vyšších poloh. Nejvyšší lokalita výskytu norka byla prokázána na Labi ze Špindlerova Mlýna (Vaněk et

al. 2011). Dnes je potvrzen na nadpoloviční většině území národního parku a jeho ochranného pásma (56,5 % mapovaných subkvadrátů).

Výsledky modelování vhodného habitatu pro norka amerického v Krkonošském národním parku odráží habitatové preference norka z jiných dostupných studií (např. Červený & Toman 1999, Poledník & Poledníková 2005, 2010). Vhodné lokality výskytu norka kopírují hypsometrický výskyt druhu, kterým jsou podle dostupných dat jednoznačně střední polohy (Anděra & Červený 2009), situované podél všech vodních toků a jejich přítoků, nádrží, rybníků, mokřadů a jejich břehových vegetací (mokřadní a lužní lesy) zejména v ochranném pásmu Krkonošského národního parku.



Obr. 3.2.1.18 Výskyt druhu *Neovison vison* v čase

Vydra říční (*Lutra lutra*)

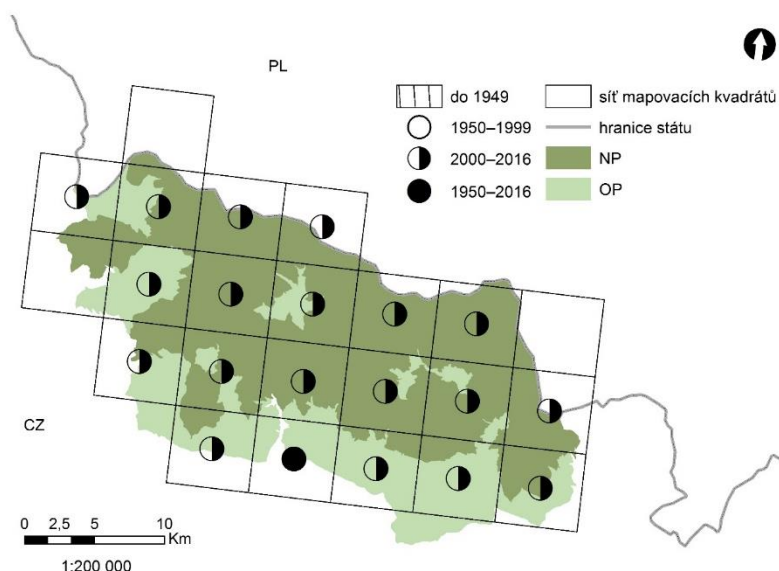
Recentní výskyt (2000–2016) vydry na území Krkonošského národního parku a jeho OP je znám z 87 % mapovacích subkvadrátů, což svědčí o plné etablovanosti druhu v zájmovém území. Expanze vydry do jiných lokalit probíhala zejména od roku 2000 (Poledník et al. 2007a, 2009). Historicky (1985) byl stálý výskyt vydry potvrzen na řece Malé Labe v katastru obce Dolní Lánov (Miles 1994). Podle posledního výzkumu je na úrovni krajiny největším ohrožením pro druh vysoká mortalita na cestách, která dosahuje až 58 % prokazatelných úhynů (Poledník et al. 2009), navzdory tomu vydra prosperuje, což dokladuje i její úspěšný návrat do Krkonoš.

Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

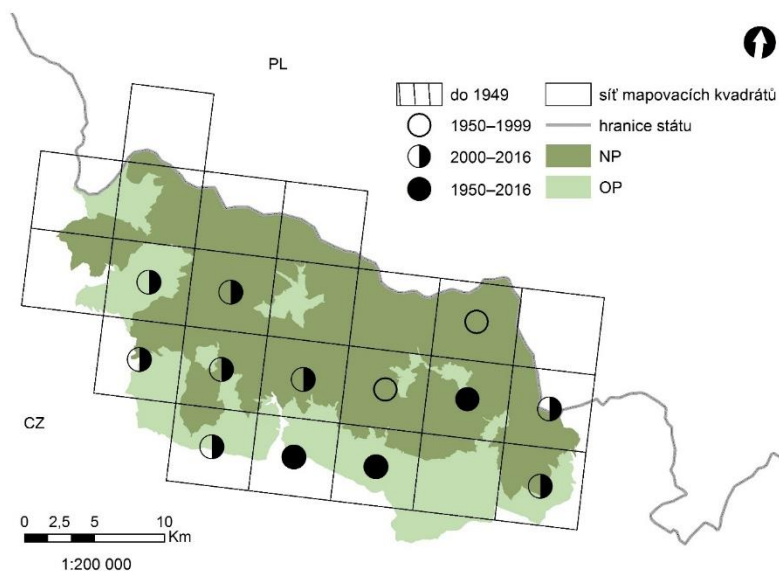
První záznam psíka se datuje do roku 1963 z lokality Pec pod Sněžkou (Nesvadbová 1984), kdy začala první vlna šíření psíka z Polska (Anděra & Červený 2009). Z lokalit stálého výskytu se psík začal šířit na severozápad i východ národního parku a jeho ochranného pásma. Recentně (2000–2016) je výskyt psíka potvrzen plošně už ve 47,8 % mapovacích subkvadrátů.

Podle dosavadních zahraničních (Drygala et al. 2008, Kauhala & Auttila 2010) i tuzemských (Mrštíný 2005) studií zaměřených na habitatové preference psíka, se může druh vyskytovat napříč různou škálou stanovišť, a proto ho můžeme označit za biotopového generalistu. V současnosti stále absentují spolehlivé informace o habitatových preferencích druhu v ČR, i když podle výsledku Mrštíného (2005) psík preferuje přednostně agrární krajinu a dále biotopy mokřadního typu, s preferencí

středních poloh (Anděra & Gaisler 2012). Preferenci lokalit ve středních polohách (200–600 m n. m.) potvrzují i Anděra & Červený (2009). Výsledky modelování vhodného habitatu na poukazují na užší preferenci mokřadu a pobřežní vegetace, lužních a mokřadních lesů, listnatých lesů a také biotopy agrární krajiny, nebo nesouvislé městské zástavby. Vzhledem k slabé vazbě na specifický typ biotopu se druh může s výjimkou vyšších poloh národního parku vyskytovat téměř na celé jeho ploše.



Obr. 3.2.1.19 Výskyt druhu *Lutra lutra* v čase



Obr. 3.2.1.20 Výskyt druhu *Nyctereutes procyonoides* v čase

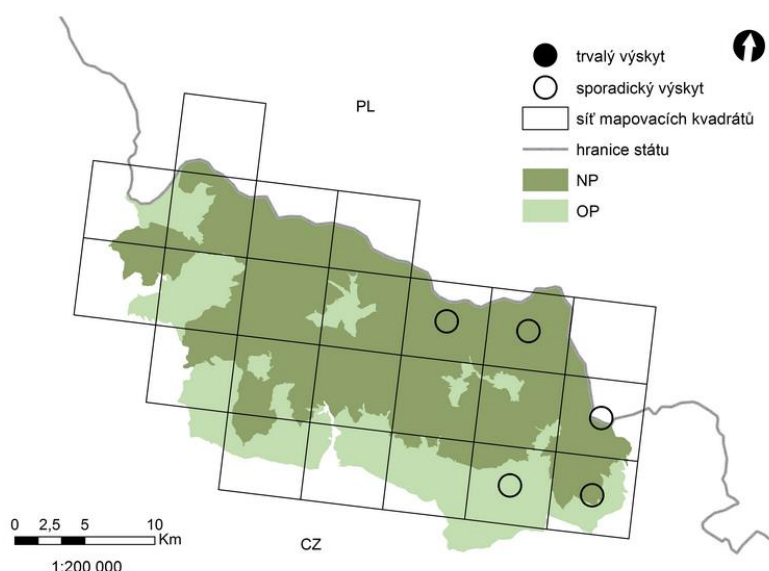
Vlk obecný (*Canis lupus*)

V Krkonoších měl být poslední vlk uloven v roce 1842 (Lokvenc 1978; Flousek et al. 2007), ale vzhledem k tomu, že na polské straně Krkonoše zmiňují poslední zástřel vlka v roce 1766 či 1810 (Lůke 1982; Flousek et al. 2014), bylo pravděpodobné, že již v této době byl vlk velmi vzácným druhem. Vlk se relativně vzácně v Krkonoších objevoval i v průběhu 20. století (do roku 1949 v jednom kvadrátu v období 1950–1999 ve 4 subkvadrátech). Sporadický výskyt zůstává i po roce 2000, kdy se sice záznamů objevuje

více, věrohodné (ověřitelné) se však do současnosti ukázaly jen 2 dva případy (škody na ovcích z roku 2012 a na telatech z roku 2016).

Habitatový model prokázal preferenci především různých druhů lesních biotopů, což je v souladu i s jinými evropskými studiemi. Například podrobnější habitatová analýza provedená v Polsku ukázala, že vlci preferují lesnaté oblasti, mokřady využívají zhruba ve stejném poměru s ohledem na jejich procentuální zastoupení, mírně se vyhýbají loukám a silněji orné půdě a zástavbě (Jędrzejewski et al. 2008). Pravděpodobnost jejich výskytu také klesala se vzrůstající hustotou silnic a zvyšovala se s rostoucím počtem kopytníků. Stejně trendy byly zaznamenány v řadě dalších studií v Evropě a Severní Americe, které se preferencemi vlků zabývaly (Kaartinen et al. 2005; Potvin et al. 2005; Mladenoff et al. 1995). Polská studie však prokázala také značnou přizpůsobivost vlků: v případě, že lesy byly v širším okolí málo zastoupené, vlci preferovali mokřady a louky (Jędrzejewski et al. 2008). Jiná studie v severovýchodním Polsku navíc ukázala, že pokud není antropogenní tlak příliš vysoký, vlci se biotopům s vyšší lidskou aktivitou (sídla, silnice, bezlesí) vyhýbali více ve dne než v noci (Theuerkauf et al. 2003).

Habitatový model ukázal, že vhodné a velmi vhodné biotopy pro trvalý výskyt vlka se nacházejí na většině národního parku. Přestože se zdá, že expandující středoevropská nížinná populace vlka se vyšším nadmořským výškám zatím vyhýbá, Krkonoše představují atraktivní biotop, kde trvalejší výskyt vlka bude jen otázkou času.

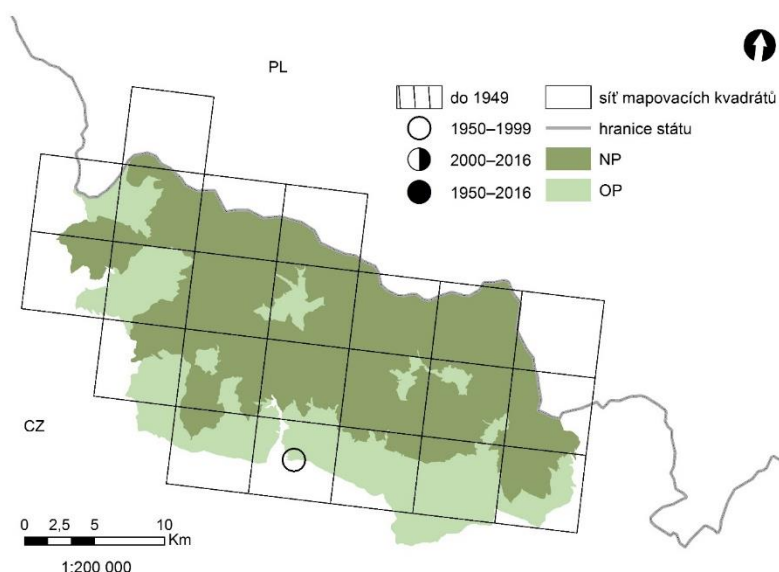


Obr. 3.2.1.21 Sporadický výskyt druhu *Canis lupus* v letech 2010–2016

Mýval severní (*Procyon lotor*)

První záznam mývala severního je známý z jednoho mapovacího subkvadrátu z katastru obce Vrchlabí, kde byl v roce 1993 druh chycen do sklopce (Miles 1994). Recentní záznam (2000–2016) o výskytu na území národního parku a ochranného pásma není potvrzen.

Jako vhodný biotop pro výskyt mývala vystupuje na základě habitatové analýzy velká část zájmového území parku. Přednostně možno očekávat výskyt v semiakvatických biotopech, ale i bukových, smíšených nebo suťových lesů s dostatkem úkrytů. Ve středních polohách, které preferuje, může být druh vázán i na lidská sídla a nesouvislou městskou zástavbu, odkud pocházejí z jiných oblastí České republiky početné záznamy (Anděra & Červený 2009).



Obr. 3.2.1.22 Výskyt druhu *Procyon lotor* v čase

Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Historické údaje o posledním odstřelu rysa z území Krkonoš pocházejí z roku 1842 (Lokvenc 1978), pozdější pozorování v Krkonoších už Anděra et al. (1974) připisují zatoulaným jedincům z přilehlých oblastí Slezska. Novější věrohodné údaje o výskytu rysa se z území KRNAP objevují v roce 2006 (Flousek et al. 2014a), v roce 2013–2015 se zde mohli pohybovat 2–3 rysy (Flousek et al. 2014b). I přes intenzivní monitoring v zimě 2015/2016 se však rysa opakovaně nepodařilo potvrdit (Kutal et al. in prep.). Aktuální status rysa v Krkonoších je tedy nejistý, navzdory relativně vysokému potenciálu, které území KRNAP nabízí.

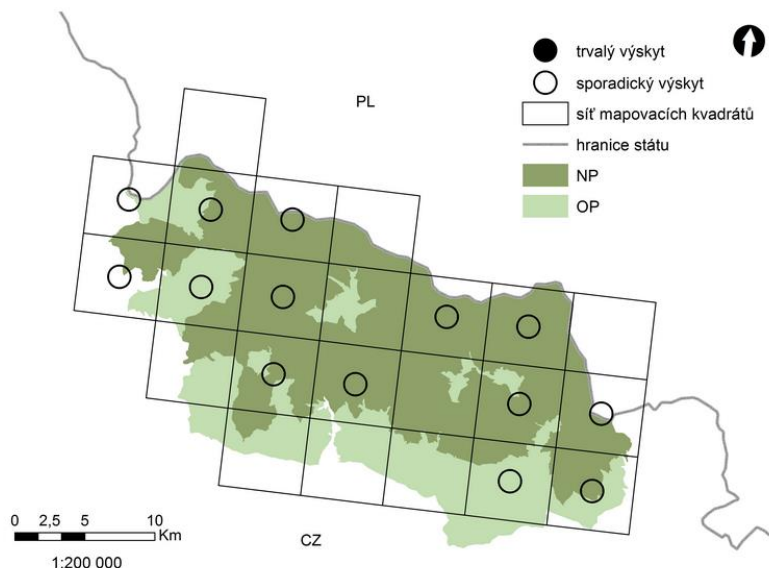
Národní park představuje vysokým podílem vhodných a velmi vhodných biotopů potenciálně významnou oblast výskytu rysa ostrova v pásmu sudetských pohoří severních Čech. Není překvapivé, že habitatová analýza ukázala preferenci především lesních typů stanovišť – bučiny a smrčiny. Vzhledem k velkým domovským okrskům však rys musí, alespoň dočasně, obývat také kulturní krajinu i s relativně vysokým podílem nevhodných biotopů (Romportl 2014). Avšak ani v kulturní krajině se nemusí nacházet jen nevhodné biotopy z pohledu rysa: především v době vysoké sněhové pokrývky je populační hustota srnce – hlavní rysí kořisti – vyšší v nižších nadmořských výškách, často v blízkosti lidských sídel. Existuje potom trade-off mezi bezpečným úkrytem a dostatkem kořisti (Basille et al. 2009).

Los evropský (*Alces alces*)

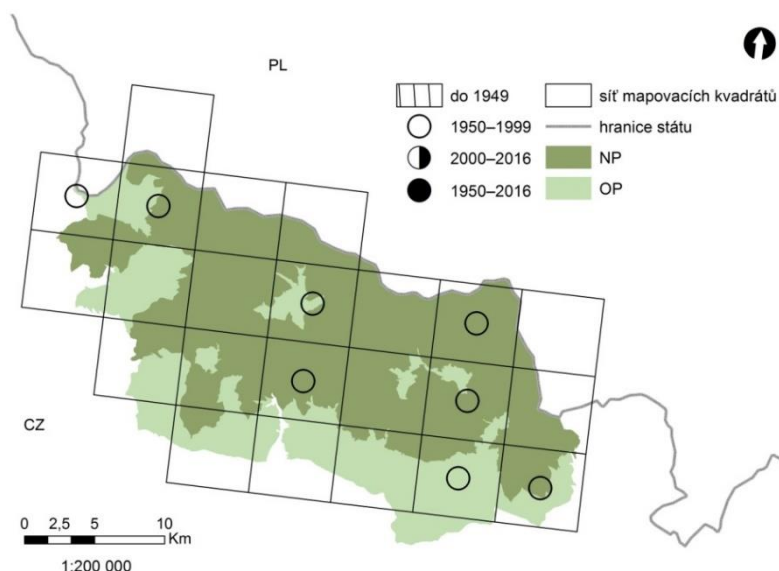
V Krkonoších byl výskyt losa zaznamenán nepravidelně v 2. polovině 20. století, v osmi z 23 mapovacích subkvadrátů, což představuje asi 35 %. Šlo pravděpodobně o jedince migrující z Polska (Anděra & Hanzal 1995). Z důvodu nápadného úbytku jedinců migrujících přes naše území v posledních letech zůstane výskyt losa v této oblasti pravděpodobně stále ojedinělý (Anděra & Červený 2009). Kolonizaci vybraných částí národního parku může navíc ztěžovat i geomorfologie území a vysoká turistická návštěvnost (až 8 milionů návštěvníků ročně, Flousek pers. com.).

Podle zpracovaného habitatového modelu by byl potenciální výskyt losa v KRNAP možný na většině území, poněvadž model vykazuje převahu vhodných stanovišť. Je však otázkou, zda je tato interpretace modelu správná, protože některé vybrané lokality mohou představovat pro losa geomorfologicky náročné terény. Losovi vyhovuje zejména

členitá lesnatá krajina s dostatkem vodních či podmáčených ploch (Anděra & Červený 2009). Je schopný obývat i méně zalesněné oblasti (40–50 %) s převahou kulturních smrčín, v kombinaci s poměrně intenzivně využívanou zemědělskou krajinou a mozaikou menších vodních ploch (Homolka 1998), podobná stanoviště lze však najít pouze v okrajových partiích národního parku. V porovnání s dostupností vhodných habitatů na Šumavě se trvalý výskyt losa na území Krkonošského národního parku a jeho ochranného pásma v budoucnu neočekává.



Obr. 3.2.1.23 Sporadický výskyt druhu *Lynx lynx* v letech 2010–2106



Obr. 3.2.1.24 Výskyt druhu *Alces alces* v čase

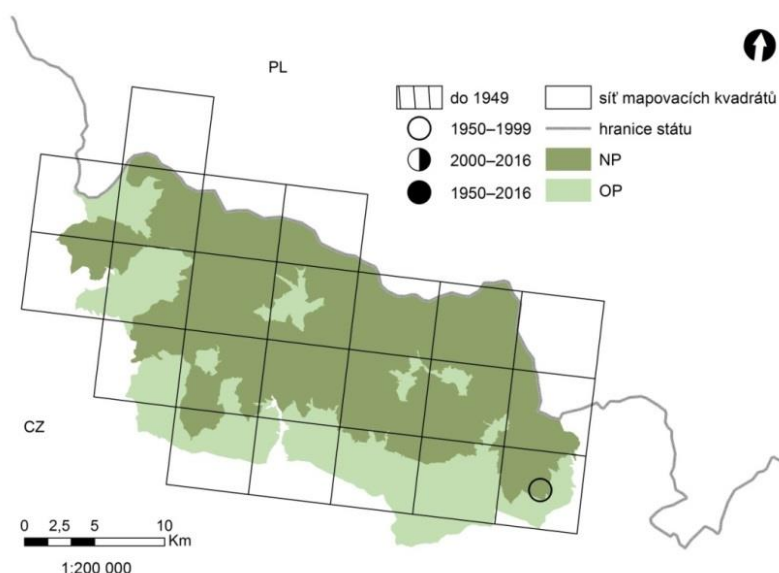
Sika (*Cervus nippon*)

V současné době se v parku nevyskytuje. V letech 1950 až 1999 byl zaznamenán pouze na východním okraji parku v jednom mapovacím čtverci. Jedná se o nepůvodní druh s invazním potenciálem, proto je jeho výskyt v národním parku nežádoucí (Anděra & Červený 2009). Z důvodu ojedinělého výskytu není třeba pravidelný monitoring.

V případě výskytu v budoucnosti musí být druh bezodkladně eradikován s ohledem na prokázané křížení s jelenem evropským (riziko korozí genofondu původního druhu).

Z hlediska habitatových preferencí je sika nenáročný druh, schopný se adaptovat na různé podmínky prostředí (Anděra & Červený 2009). V našich podmínkách nejvíce preferuje prosvětlené (rozvolněné) listnaté a smíšené lesy prostoupené zemědělskými plochami (louky, pastviny, pole), obývá však i podhorské jehličnaté lesy (Anděra & Hanzal 1995, Červený et al. 2004, Wolf & Vavruněk 1975–1976). Většina výskytu se soustřeďuje do nadmořské výšky 250–800 m, lze jej však nalézt i na horských hřebenech (Anděra & Červený 2009).

Podle vytvořeného habitatového modelu je většina území KRNAP pro výskyt siky vyhovující až velmi vhodná, což odpovídá jeho širokým habitatovým preferencím uváděným v literatuře. Také primární habitatová analýza predikuje jako vhodné řadu různých typů lesních i nelesních biotopů a potvrzuje siku jako habitatového generalistu. Je zde tudíž riziko, že v případě šíření by se v parku mohla vytvořit početná a životaschopná populace.

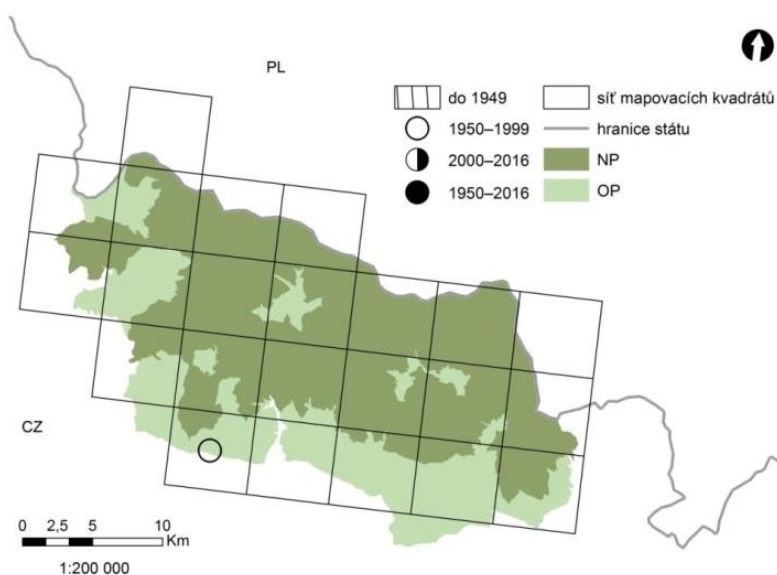


Obr. 3.2.1.25 Výskyt druhu *Cervus nippon* v čase

Muflon (*Ovis aries musimon*)

Nepůvodní druh, který se díky geomorfologii stanoviště v národním parku prakticky nevyskytuje, protože optimálními biotopy jsou pro něj zejména listnaté a smíšené lesy v nižších polohách (Anděra & Červený 2009). Ojedinelé záznamy pocházejí pouze z přilehlých nížin v druhé polovině 20. století. Vzhledem k jeho nepůvodnosti se s podporou druhu v parku nepočítá a není třeba mu proto v tomto směru věnovat pozornost. V případě výskytu by pak mělo být cílem vyloučení druhu z území NP.

Podle habitatového modelu poskytuje KRNAP pouze průměrné až nevhodné podmínky pro výskyt muflona, což potvrzuje i primární analýza vstupních dat. Nelze tedy v budoucnosti očekávat výrazné zvýšení početnosti populace. Vzhledem k jeho nepůvodnosti se zde navíc s jeho výskytem nepočítá.

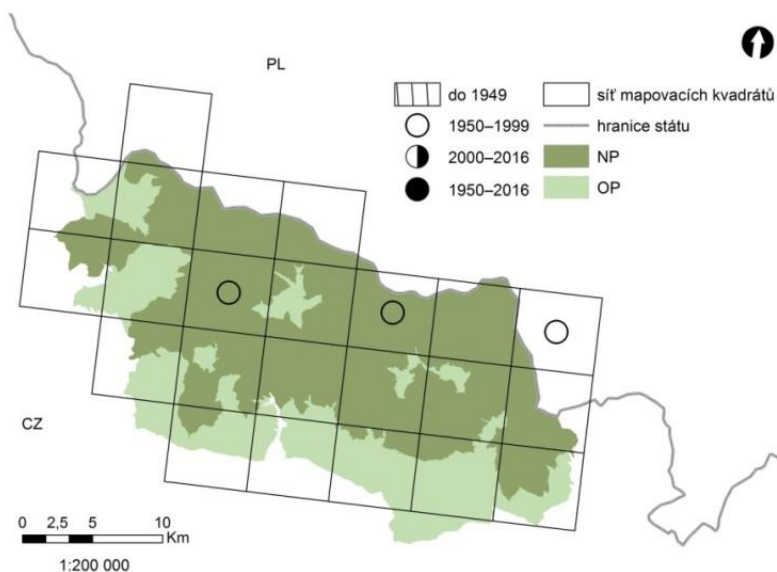


Obr. 3.2.1.26 Výskyt druhu *Ovis aries f. musimon)* v čase

Kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*)

Obecné informace hovoří o neúspěšné introdukci kamzíků do Krkonoš v 19. století, od té doby se zde nevyskytuje (Anděra & Červený 2009). Jedná se o nepůvodní druh a jakýkoliv výskyt v národním parku je proto nežádoucí. Potenciální habitaty odpovídají v podmínkách Krkonoš spíše stanovištím v Hrubém Jeseníku než v severních Čechách. V CHKO Jeseníky kamzíci preferují nejvyšší partie horských hřbetů nad hranicí lesa (nad 1400 m), prostoupené porosty borovice kleče, a to zejména v místech se skalnatými výchozy, dále pak i svažité horské terény se smrkovými, popř. smrkobukovými porosty (např. Homolka & Heroldová 2001).

Podle habitatového modelu představují nejvyšší partie Krkonošského národního parku pro kamzíka horského vhodný až velmi vhodný biotop, konkrétně šlo o preferenci alpínských luk, skalnatých stanovišť, sutí nebo stanovišť s porostem kosodřeviny, což odpovídá obecným habitatovým nárokům kamzíka jakožto habitatového specialisty. Vzhledem k umělému vysazení kamzíka na všech lokalitách v ČR, z kterých analýzy vycházely, však KRNAP nemusí být optimálním biotopem druhu. Bez ohledu na to introdukce kamzíka není v žádném NP žádoucí.



Obr. 3.2.1.27 Výskyt druhu *Rupicapra rupicapra* v čase

Shrnutí a doporučení pro KRMAP

Drobní zemní savci

Hmyzožravce i hlodavce lze považovat v KRMAP za poměrně dobře zmapované. Jedná se o skrytě žijící druhy, které budou patrně plošně často rozšířenější, než plyne z mapek výskytu.

S výjimkou bělozubky bělobřiché se v národním parku vyskytují všechny u nás žijící druhy hmyzožravců. Obecně se má za to, že abundance přinejmenším některých druhů hmyzožravců (rejskovitých a ježků) v poslední době klesá, ale stejně tak platí, že o skutečném vývoji víme velmi málo. **Proto by bylo vhodné populace hmyzožravců průběžně sledovat. Za bližší zmapování by rovněž stálo rozhraní překryvu mezi oběma našimi druhy ježků, resp. otázka rozšíření ježka východního v KRMAP.**

Mezi autochtonními druhy hlodavců stojí za zmínku **plch velký**, jehož rozšíření je v rámci KRMAP minimální (2 subkvadráty). Přinejmenším v okolí Harrachova a Jablonce nad Jizerou jsou přitom vhodné biotopy podstatně rozšířenější (viz mapovou přílohu). Minimální rozšíření dle soudobých znalostí má i **myška drobná**. KRMAPem patrně prochází hranice rozšíření **myšice temnopásé**. **Výskyt jmenovaných druhů by bylo vhodné monitorovat.** Křeček polní ani bobr evropský se zde patrně nevyskytují. Introdukované druhy jsou buď výrazně synantropní (myš domácí, potkan), nebo s ohledem na spíše výjimečný výskyt (nutrie) či klesající početnost (ondatra) sice aktuálně nepředstavují pro park výrazné riziko, nicméně i tak lze jejich výskyt chápat jako nežádoucí. Ostatní druhy hrabošovitých a myšovitých hlodavců lze na základě současných znalostí považovat za běžné, nicméně časoprostorové změny v jejich populačních hustotách mohou být důležitým ekologickým indikátorem. Výrazným zoogeografickým rysem území KRMAP je absence myšivky horské (*Sicista betulina*), která zřejmě chybí v celém komplexu Západních a Středních Sudet až po Orlické hory. Intenzita i soustavnost dosavadního sledování drobných savců Krkonoš naznačuje s pravděpodobností blížící se k jistotě, že zde skutečně nežije (na rozdíl od řady tzv. glaciálních reliktnů v jiných skupinách živočichů).

Základní metodou monitoringu těchto skupin savců je a patrně dlouho zůstane přímý odchyt do pastí. Všechny ostatní metody mají až na výjimky (bobr) výrazné slabiny (relativní zkreslení při náhodném pozorování; nepřesná lokace výskytu u rozborů vývržků dravců a sov; pracnost při užití trusových destiček; vzájemná podobnost až nerozlišitelnost druhů při použití fotopastí či sledování pobytoových znaků).

Letouni

Území KRMAP lze jednak s ohledem na nejnovější systematický průzkum ve vybraných biotopech a současně dlouhodobý monitoring zimovišť, chápat jako relativně prozkoumané. I přesto však chybí údaje k některým druhům. Jedná se zejména o druhy, které se v posledním desetiletí šíří a celkově mění své nároky se zvyšující se synantropizací. Příkladem mohou být druhy rodu *Pipistrellus*. Přestože zejména netopýr parkový a nejmenší jsou druhy dosud preferující přírodní stanoviště, mateřské kolonie těchto druhů jsou stále častěji nalézány v budovách místo dosavadních dutin ve stromech. Jelikož se jedná o druhy, kde údaje o zimování jsou velmi sporadické, je vhodné pozornost zaměřit na letní období. V budoucnu lze očekávat vyšší letovou aktivitu u n. nejmenšího a parkového především v podhůří v aluviích řek. **Jejich akustický monitoring by mohl být významný zejména pro studium migračních koridorů podél Jizery, Úpy a Malé Úpy.** Údaje z kaňonu Labe jsou již dostupné. K dobře akusticky identifikovatelným druhům (především pomocí sociálních hlasů) patří i netopýr pestrý. Jeho nálezy jsou

nejen v Krkonoších velmi sporadické a týkají se jednotlivých kusů. **Systematický výzkum by mohl vést k nálezu hromadných zimovišť, která lze v podhorských intravilánech očekávat. Systematický průzkum intravilánů obcí a měst ve snaze nalézt další úkryty mateřských kolonií lze doporučit i u netopýra severního.**

Praktická ochrana zimovišť, péče o uzávěry a každoroční monitoring je spolu s revizemi známých mateřských kolonií základem přísunu kontinuálních poznatků o letounech NP.

Invazní šelmy

Výskyt invazních malých šelem (norek americký, psík mývalovitý a mýval severní) je z hlediska ohrožení původní fauny akvatických, semikvatických i terestrických živočichů na území národního parku a ochranného pásma nežádoucí. Kompetice s autochtonními druhy šelem je významná zejména u psíka, který může na území parku významně konkurovat tchoři tmavému (Sidorovich et al. 2000). Značná expanze norka a psíka do západní a severozápadní oblasti parku naznačuje vysokou adaptabilitu druhů na zdejší podmínky. V případě obou druhů se jedná o potravní oportunisty, což jim umožňuje expandovat do lokalit, kde se recentně nevyskytují, ale dle habitatové analýzy zde mají dobré podmínky (centrální a východní část území). Dopad na zdejší faunu je z hlediska jejich skrytého způsobu života, velikosti, aktivity a náročným podmínkám monitoringu těžké posuzovat, avšak výsledky dosavadních studií (např. Padyšáková et al. 2009) poukazují výlučně na negativní dopad na původní faunu, proto **je hlavním doporučením invazní druhy jako jsou norek americký a psík mývalovitý na území národního parku i jeho ochranného pásma bezodkladně eliminovat doporučenými metodami dle studie Minárikové et al. (2015). Vlastní eradikaci však musí předcházet systematický monitoring druhů pomocí doporučených metod (např. Poledník & Poledníková 2010, Mináriková et al. 2015, Poledník et al. 2015).** Získané údaje umožní efektivní lokalizaci ohniska výskytu a následnou eradikaci jedinců. V případě mývala severního se přímá expanze na úrovni celého parku neočekává, protože lokality s početným výskytem druhu jsou situované v jiných částech ČR. Ojedinělý výskyt však není v budoucnu vyloučen. Jednotlivé jedince je potřebné hned po lokalizaci zneškodnit.

Vydra říční

Pro území KRNP nejsou žádná specifická opatření, která je třeba realizovat nad rámec aktuálně platného plánu péče o vydra (Poledník et al. 2009).

Rys ostrovid

Přestože trvalý výskyt rysa ostrovida nebyl území KRNP potvrzen, **doporučujeme pokračovat v extenzivní formě deterministického fotomonitoringu v síti 5 x 5 km (jedna fotopast s bílým bleskem na každý kvadrát) způsobem, kdy probíhala v poslední zimě 2015/2016 (Kutal et al. in prep).** V případě opakovaných pozitivních záchytů doporučujeme analyzovat populační hustotu a velikost populace pomocí prostorových CMR modelů (SECR) (Pesenti & Zimmermann 2013). Je také vhodné fotomonitoring provádět i okolních horstvech mimo území NP, především v Jizerských horách, protože velmi pravděpodobně se rysy budou pohybovat na větším území, než je samotná plocha národního parku. **Monitoring by měl být dále zaměřen na neinvazivní získání genetického materiálu (trus, srst), aby mohl být zjištěn původ rysů v Krkonoších a konektivita s dalšími populacemi v Čechách a na Moravě.**

Zaznamenané přesuny různých rysů na desítky kilometrů známé ze šumavské i karpatské populace naznačují, že současná míra fragmentace české krajiny nedosahuje

úrovně, která by zásadně bránila pohyb rysů a výměně genofondu v rámci těchto populací. Genetické analýzy odhalily, že jedno ze zvířat ze šumavské populace je polského původu (Bull et al. 2016), i když nelze vyloučit možnost útěku ze zajetí nebo ilegálního vypuštění. To, společně s potvrzeným výskytem rysa v různých oblastech severních a východních Čech naznačuje, že zdejší krajina je pro rysy průchodná. Pro dlouhodobou ochranu rysa na území KRNAP je nutná identifikace a **ochrana současných tras, kudy se rysy rozptylují, nebo stanovení závazných limitů v území, aby nedocházelo k zástavbě volné krajiny**. V tomto může být nápomocný současný koncept tzv. migračních koridorů a migračně významných území (Anděl et al. 2010), které však pro územní plánování mají pouze doporučující charakter.

Vlk obecný

Výskyt vlka byl zatím na území KRNAP zjištěn jen ojediněle. Oba doložené případy však souvisely se škodami na hospodářských zvířatech. Vzhledem k expanzi areálu rozšíření středoevropské nížinné populace (včetně území Čech) je však vznik nových smeček i na území KRNAP nebo v jeho blízkém okolí očekávatelný. Pro úspěšný návrat vlka do krkonošské přírody nutné dobré přijetí zvířete veřejností.

V případě vlka monitoring nemusí být zaměřen ani tak zjištění přesného počtu jedinců, ale na prokázání reprodukčních jednotek, tedy párů nebo smeček, podobně jako v Německu (Kaczensky et al. 2009) nebo v Polsku (Nowak & Mysłajek 2016). Doporučujeme proto pokračovat na území KRNAP a v jeho okolí stejnou metodiku monitoringu vlků, která probíhá v Západních Karpatech a v severních Čechách, jejímž cílem je lokalizace smeček a potvrzení reprodukce, nejčastěji pomocí záznamů z fotopasti nebo hlasových projevů (Kutal et al. 2016, Kutal et al in prep.).

Pro zajištění vstřícného postoje veřejnosti doporučujeme průběžně informovat o výskytu vlka, pokud se objeví věrohodné informace o jeho výskytu v KRNAP nebo blízkém okolí. Je vhodné, aby prvním, kdo bude o události informovat, byla Správa NP, případně ve spolupráci s dalšími organizacemi, které se na monitoringu podílí.

Bez ohledu na to, kdy se nakonec smečka objeví, je nutné s chovateli dobytka komunikovat o možném návratu vlka již nyní, aby svá stáda měli zabezpečená proti útoku vlků ještě před trvalým usazením této velké šelmy – významně se sníží riziko škod i následné mediální kontroverze. Zajištění několika set nebo tisíc ovcí na rozlehlých pastvinách pouze elektrickým ohradníkem nemusí být stoprocentní a výchova pasteveckých psů, kteří jsou schopni stádo účinně chránit, je záležitost 2–3 let. **S tím souvisí i potřeba odborné a finanční podpory chovatelů, například prostřednictvím Operačního programu životní prostředí, nebo jiných nástrojů MŽP, distribuce existujících metodických materiálů souvisejících se správnou výchovou pasteveckých psů (Rigg 2010) nebo i individuální konzultace se zkušenějšími chovateli pasteveckých psů.**

Kopytníci

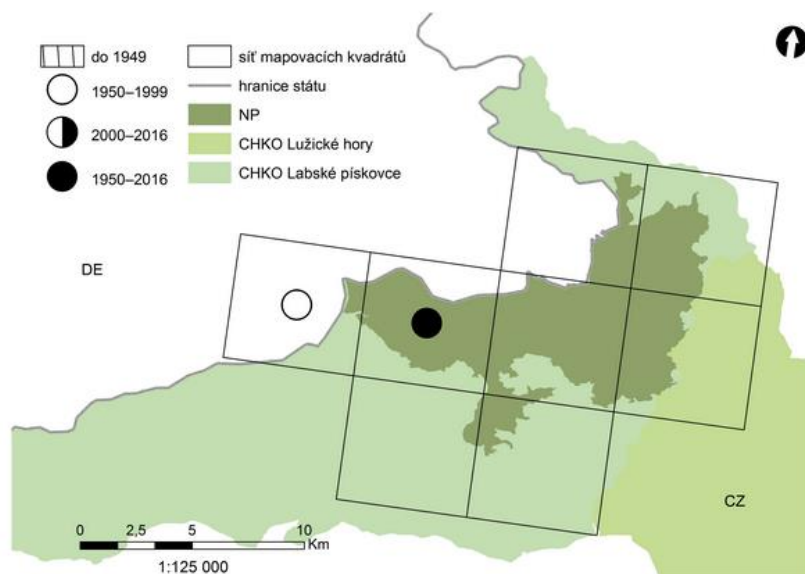
V KRNAP se běžně vyskytují všechny naše původní druhy kopytníků obhospodářované jako lovná zvěř (jelen evropský, srnec a prase divoké), muflon a daněk se zde prakticky nevyskytují z důvodu nevhodnosti biotopu. Z hlediska jejich nepůvodnosti je jejich výskyt nežádoucí. Problém s výskytem jelena siky v dohledné době pravděpodobně nehrozí, v případě zaznamenání jeho výskytu v parku je pak nutná jeho okamžitá eliminace. V případě losa evropského jsou záznamy jeho výskytu natolik

ojedinělé, že se v budoucnu prozatím nepředpokládá vytvoření stabilní populace a není proto ani účelné uvažovat o nějakém umělém posilování výskytu (reintrodukci). Důkladnější analýza je potřebná pro vyhodnocení současného managementu přezimovacích obůrek pro jelena evropského ve vztahu k jeho celkovým početním stavům a k očekávanému návratu vlka obecného.

3.2.2 Národní park České Švýcarsko

Netopýr dlouhouchý (*Plecotus austriacus*)

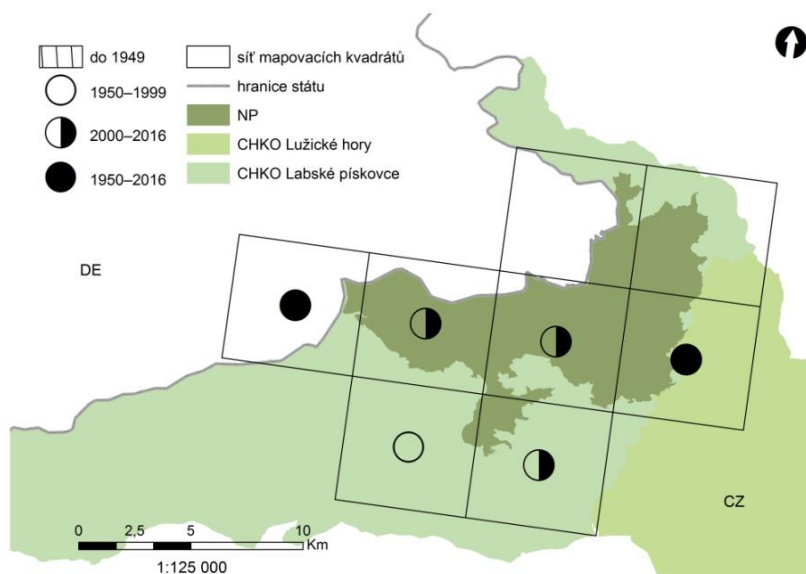
Netopýr dlouhouchý byl před rokem 2000 zjištěn pouze ze dvou subkvadrátů (25 %) a ze čtyř lokalit. V období 2000–2016 byl zjištěn již z lokality jediné, což ukazuje na jeho vzácný výskyt. Je to druh původně preferující štěrbinové úkryty ve skalách včetně vápencových oblastí a pískovců. Naopak v dutinách je nalézán velmi sporadicky. V oblasti NPČŠ druh nalézá množství vhodných úkrytových stanovišť, proto by měl být populační monitoring tohoto druhu zaměřen na zimní sčítání ve sklepech, skalních dutinách a pseudokrasových jeskyních. Současný stav poznání odpovídá malé prozkoumanosti území NP a obtížné zachytitelnosti druhu.



Obr. 3.2.2.1 Výskyt druhu *Plecotus austriacus* v čase

Vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*)

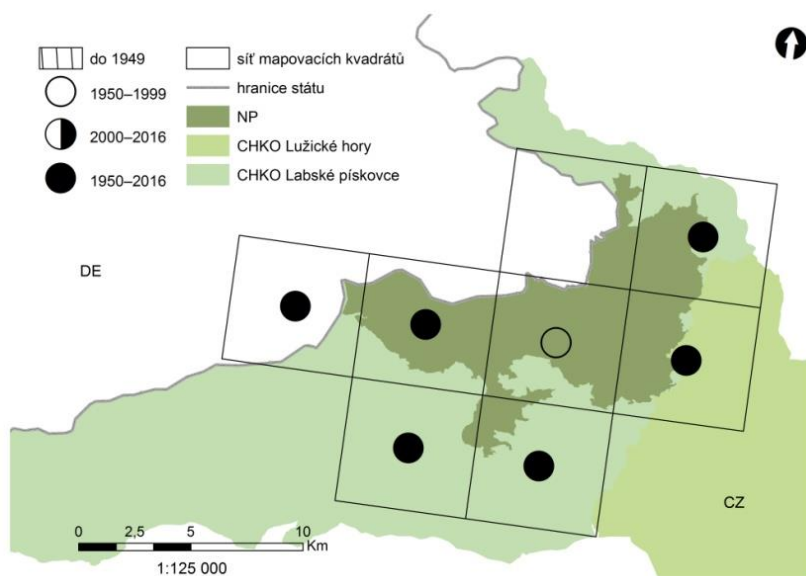
Do roku 2000 byl znám pouze ze tří subkvadrátů (37,5 %) a z 8 lokalit. Nicméně během období 2000–2016 byl zjištěn již v pěti subkvadrátech (62,5 %) a na 25 lokalitách. Jedná se o druh primárně vázaný na krasové oblasti, přestože k zimování využívá i štol, případně sklepů. Krajina Českého Švýcarska poskytuje však prostor zejména pro další nálezy mateřských kolonií v budovách. Bohužel ty jsou tvořeny většinou menším počtem samic (10–200), a v domech mohou osidlovat špatně přístupné prostory. Jelikož osidlují i běžné domy a nejen výškové budovy typu kostelů a zámků, snadno jejich kolonie unikají pozornosti. To je ostatně doloženo daleko většími počty jedinců na zimovištích než z mateřských kolonií. Vrápenec malý preferuje loviště v listnatých lesích nebo břehových porostech, kterých je na území NPČŠ taktéž dostatek.



Obr. 3.2.2.2 Výskyt druhu *Rhinolophus hipposideros* v čase

Netopýr velký (*Myotis myotis*)

Do roku 2000 byl druh zjištěn v sedmi kvadrátech (87,5 %) s celkovými 26 nálezy. V období 2000–2016 byl zjištěn úbytek lokalit a celkových 40 nálezů pochází z šesti subkvadrátů. Jedná se o hojný druh, jehož početnost významně roste. Úkryty mateřských kolonií jsou v oblasti vázány na starší budovy, zimoviště pak zejména na systémy pseudokrasových jeskyní, sklepů, výjimečně na štoly. Úbytek lokalit v posledních 15 letech může souviset s nedostatečným chiropterologickým průzkumem oblasti. Na druhou stranu n. velký je dobře monitorovatelným druhem, a pozornosti uniká zřídka. Současné jsou z území NPČŠ a těsného okolí známy početné mateřské kolonie.

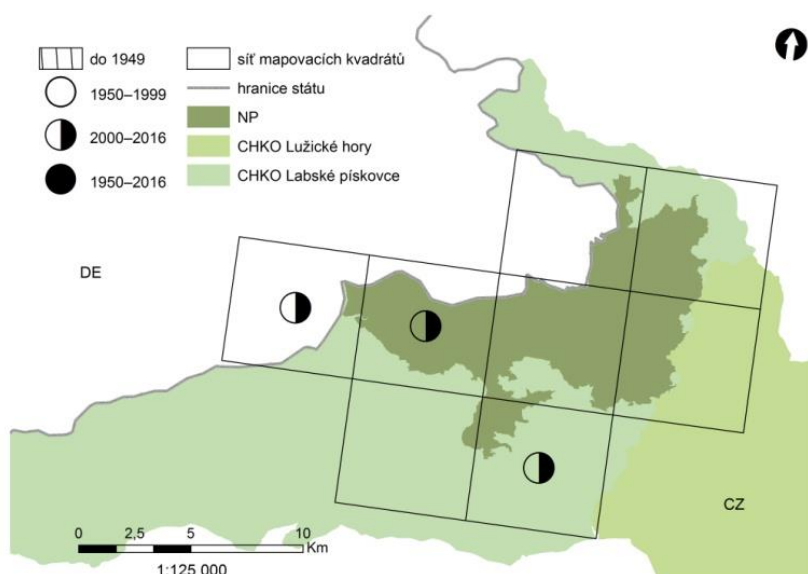


Obr. 3.2.2.3 Výskyt druhu *Myotis myotis* v čase

Netopýr pestrý (*Vespertilio murinus*)

Nálezy tohoto druhu pocházejí z území NPČŠ až z období 2000–2016, jde o tři obsazené subkvadráty se třemi nálezy. Jedná se o nálezy soliterních jedinců bez bližšího určení. Přestože se jedná spíše o druh vzácný, malý počet nálezů více koreluje s nedostatečnou prozkoumaností území a výskyt tohoto druhu bude s ohledem na množství pískovcových

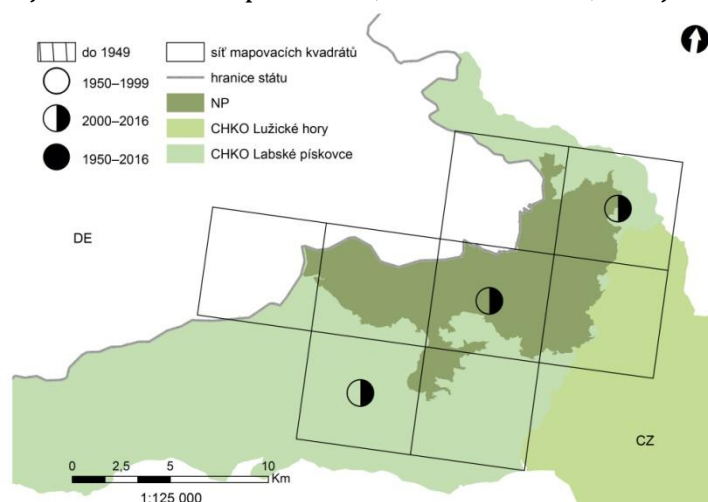
skal s řadou štěrbinových úkrytů silně podhodnocen. Mateřské kolonie jsou na území celé ČR velmi vzácné, na druhou stranu jsou poměrně početné (nad 100 samic) a i přes využívání štěrbinových úkrytů dohledatelné. Cenné budou i nálezy samčích skupin, které jsou daleko častější.



Obr. 3.2.2.4 Výskyt druhu *Vespertilio murinus* v čase

Netopýr severní (*Eptesicus nilssonii*)

Nálezy tohoto druhu pocházejí z území NPČŠ až z období 2000–2016, jde o tři obsazené subkvadráty se třemi nálezy. Bohužel všechny nálezy jsou nahrávky echolokačních signálů. Je to druh tradičně vázaný na vyšší polohy. Průměrná nadmořská výška letních i zimních nálezů odpovídá 600 m n. m. a průměr týkající se mateřských kolonií je jen o málo nižší (Anděra & Gaisler 2012). Jako boreomontánní druh je vázán především na lesnaté oblasti. V posledních desetiletích se však tento druh šíří a setkáváme se s ním nikoliv už nejen v hornatém pohraničí, ale i v nížinách, kde jsou lesní porosty více fragmentovány.

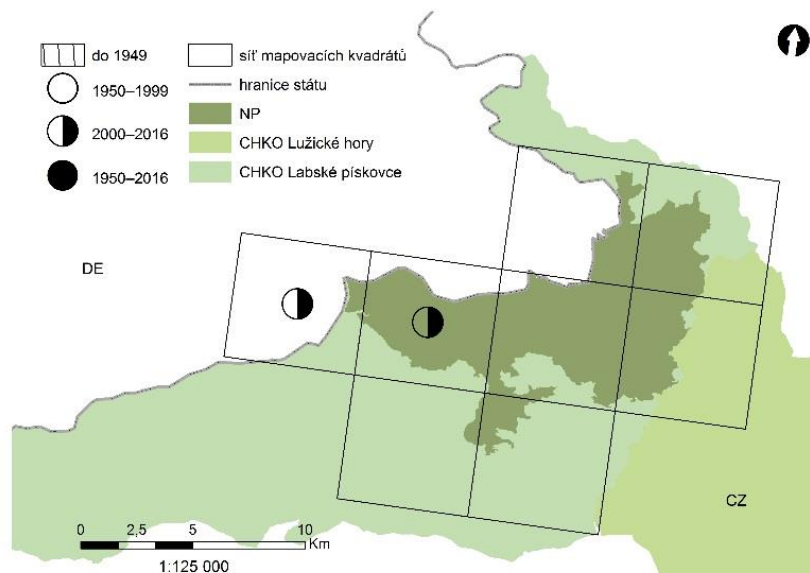


Obr. 3.2.2.5 Výskyt druhu *Eptesicus nilssonii* v čase

Netopýr parkový (*Pipistrellus nathusii*)

Nálezy tohoto druhu pocházejí teprve z období 2010–2016. V průběhu dvou let byl zjištěn se dvou subkvadrátů (25 %) s celkově čtyřmi nálezy. V tomto ohledu se jedná o druh

vzácný. Na druhou stranu jej lze na území NPČŠ očekávat jednak v období jarních a podzimních migrací v souvislosti s blízkým kaňonem Labe, ale také díky řadě přírodních lesů s dostatkem vodních biotopů. Mateřské kolonie tohoto druhu jsou často nacházeny v dutinách stromů, budkách a v posledním desetiletí i v budovách. Často jde o rodinné domy s dřevěným obložením. Zimní nálezy jsou v rámci celé ČR vzácné.



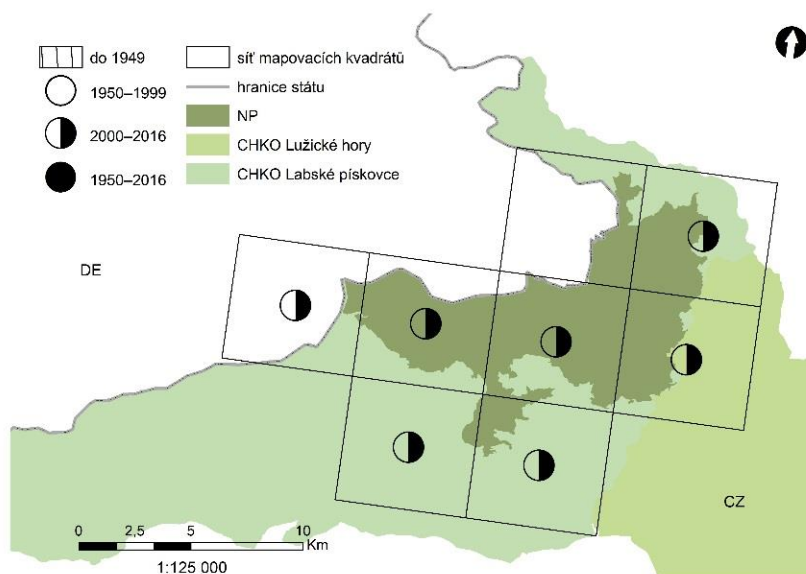
Obr. 3.2.2.6 Výskyt druhu *Pipistrellus nathusii* v čase

Netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*)

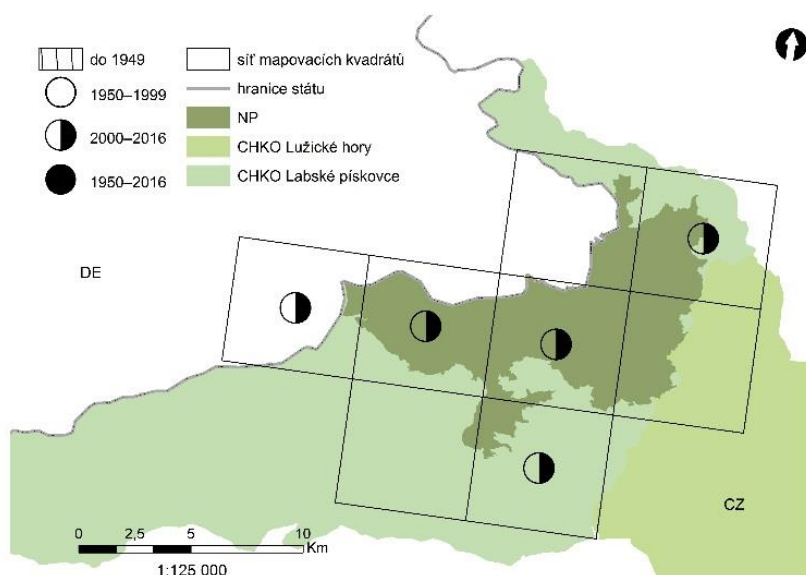
Druh je znám z území parku již od roku 2000, ovšem většina nálezů spadá až do let 2010–2016 (sedm subkvadrátů, 87,5 %) s 10 nálezy z celkových 14. S ohledem na skutečnost, že jde o nejhojnější druh na území ČR, je vidět, že historický vývoj obsazenosti jednotlivých subkvadrátů odpovídá pouze intenzitě výzkumu, nikoliv reálnému výskytu druhu v NPČŠ. Jedná se o druh jednoznačně a jednoduše zjištělý akustickým výzkumem, který je navíc jinak velmi běžný zejména v intravilánech, kde také v budovách nacházejí úkryty jeho mateřské kolonie. Údaje ze zimního období jsou naopak sporadické a týkají se většinou jednotlivých kusů. Podmínky pro zimování jsou však na území NPČŠ vhodné, neboť n. hvízdavý, jak se předpokládá, využívá k masovým zimovištím právě skalních štěrbin.

Netopýr nejmenší (*Pipistrellus pygmaeus*)

Druh potvrzený z území NPČŠ teprve v posledních letech. Doposud je znám z akustického výzkumu z pěti subkvadrátů (67,2 %) a sedmi nálezů z let 2014 a 2015. I přes malý počet nálezů lze výskyt druhu považovat za sporadický až běžný. Při pravidelném, zejména akustickém výzkumu, lze očekávat rychlý nárůst lokalit. Záznamy netopýra nejmenšího sice ze západních Čech obecně chybí, nicméně v sousedním Německu (Horní Lužice) jde o druh relativně hojný. Na území NPČŠ lze předpokládat výskyt mateřských kolonií, které jsou ve srovnání s n. hvízdavým, častější v dutinách a štěrbinách stromů.



Obr. 3.2.2.7 Výskyt druhu *Pipistrellus pipistrellus* v čase



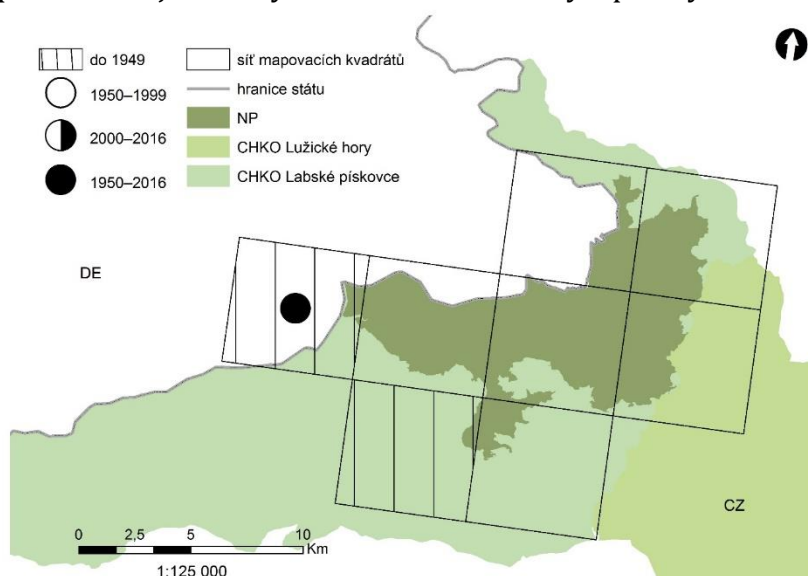
Obr. 3.2.2.8 Výskyt druhu *Pipistrellus pygmaeus* v čase

Bobr evropský (*Castor fiber*)

Výskyt bobra evropského v subkvadrátech navazujících na NPČŠ je vázán na tok Labe a Kamenice. Historicky zde byl druh zjištěn v roce 1722 na panství Bynovec (Michel 1929). V roce 1967 byl v soutěsce Kamenice jeden zatoulaný bobr ubit převozníky, další dílčí záznam pochází z roku 1996 z Hřenska a od roku 2004 je zde (na Labi od Hřenska po Ústí nad Labem) druh zjišťován pravidelně (Vorel et al. 2012; Rybář 2004; Anděra & Červený 2004).

Bobr si vybírá stanoviště při tekoucích i stojatých vodách s hustými příbřežními porosty zejména měkkého, ale i tvrdého luhu. Upřednostňuje nízký spád a nekamenité břehy či koryto, naopak čistota vody a antropické vlivy pro něj nejsou příliš omezující (Kostkan et al. 2014; Vorel et al. 2014; Vorel et al. 2012). Jádru výskytu bobra v ČR leží ve výškách do 400 m n. m. (Anděra 2011).

Jako vhodné biotopy pro bobra evropského vylišil habitatový model stanovištních preferencí na základě dosavadních pozorování v první řadě přírodní vodní toky, mokřady a pobřežní vegetaci, makrofytní vegetaci stojatých vod, lužní a mokřadní lesy. Reálná pozorování jsou vždy vázána na vodní toky a plochy.



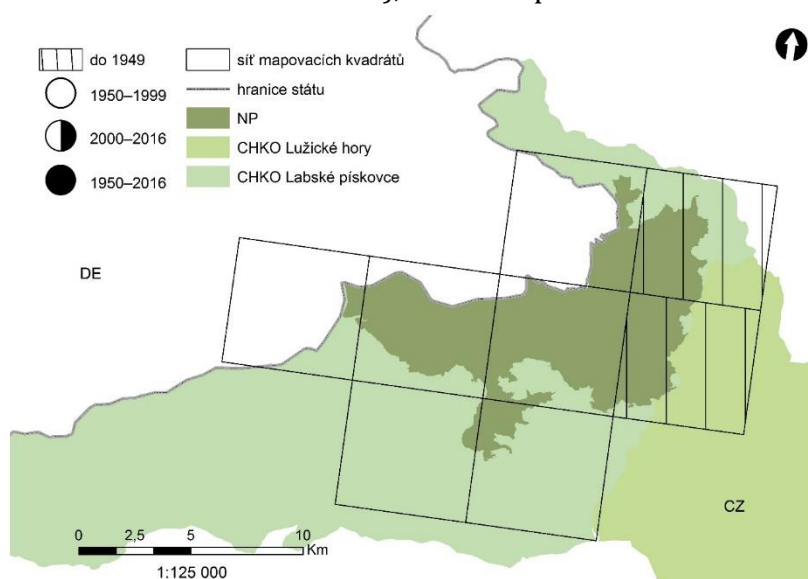
Obr. 3.2.2.9 Výskyt druhu *Castor fiber* v čase

Sysel obecný (*Spermophilus citellus*)

Druh je zde pro úplnost: z roku 1894 pocházejí pozorování od Dolní Chřibské v dnešní CHKO Lužické hory (Wurm 1894). Od té doby se jej v rámci dostupných literárních zdrojů zaznamenat nepodařilo.

Sysel obecný se dnes na území ČR vyskytuje jen ostrůvkovitě zejména na neoraných nepodmáčených travnatých plochách (Gaisler & Dungel 2003). Naprostá většina jím obývaných lokalit leží v nadmořských výškách 200–340 m. n. m. (Anděra & Červený 2004).

Na základě dosavadních pozorování vylišil habitatový model jako nejvhodnější biotopy pro sysla obecného suché trávníky, vřesoviště, dopravní síť (zřejmě důsledek nálezů kadavérů na silnicích), vinice a sportovní a rekreační plochy.



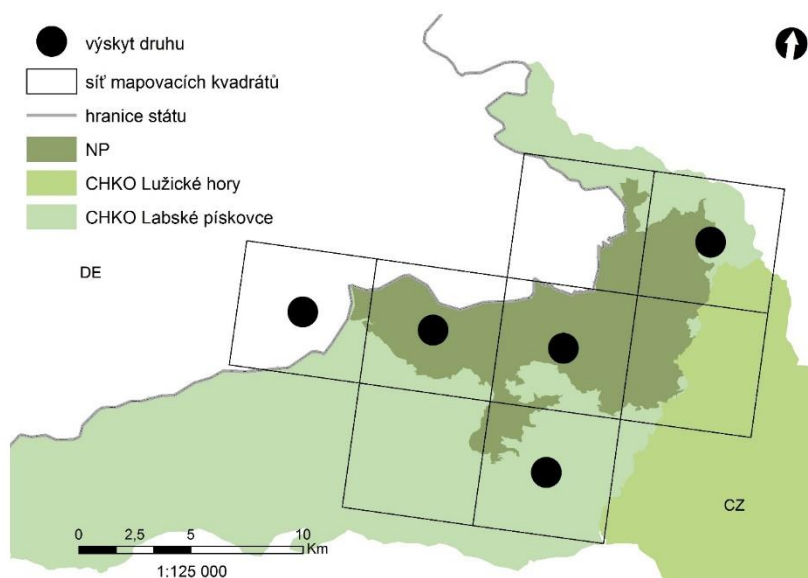
Obr. 3.2.2.10 Výskyt druhu *Spermophilus citellus* v čase

Plch velký (*Glis glis*)

Plch velký patří v NPČŠ k poměrně běžným druhům, které jsou zde průběžně dokumentovány od 20. let 20. století až dosud (Hrubá 1997; Hrubá 1995; Adamík 2015; Anděra & Beneš 2001; Michel 1929; Anděra 2011).

Plch velký obývá listnaté a smíšené lesy vrchovin, pahorkatin a podhorských oblastí, v jehličnatých lesích obvykle zcela chybí (Gaisler & Dungel 2003). V oblíbě má geomorfologicky výrazně členité oblasti, jako jsou suťoviska, krasové útvary, skaliska, kvádrové pískovce atp. (Anděra & Beneš 2001). Horní hranice jeho výskytu obvykle kopíruje přirozenou horní hranici buku (Anděra 1986), naše známé lokality obvykle mají rozpětí nadmořských výšek 170–950 m n. m. (Anděra & Beneš 2001).

Habitatový model stanovištních preferencí na základě dosavadních pozorování plcha velkého vylíčil na území NPČŠ jako velmi vhodné biotopy především bučiny, dubohabřiny, skály a sutě, částečně také suché bory. Významná byla preference i pro přírodní křoviny, které jsou však v NP zastoupeny jen minimálně. Jako vhodné jsou dále hodnoceny suchý trávník, sportovní a rekreační plochy, hospodářské smíšené lesy, umělé skály a lomy, rovněž na území NP zastoupené zcela minimálně nebo vůbec. Poměrně velkou plochu národního parku tvoří bývalé hospodářské jehličnaté lesy, které jsou pro plcha velkého průměrným biotopem. Jak jsou reálně vhodné, by ukázala až detailnější analýza na úrovni mikrohabitatu.



Obr. 3.2.2.11 Výskyt druhu *Glis glis* v čase

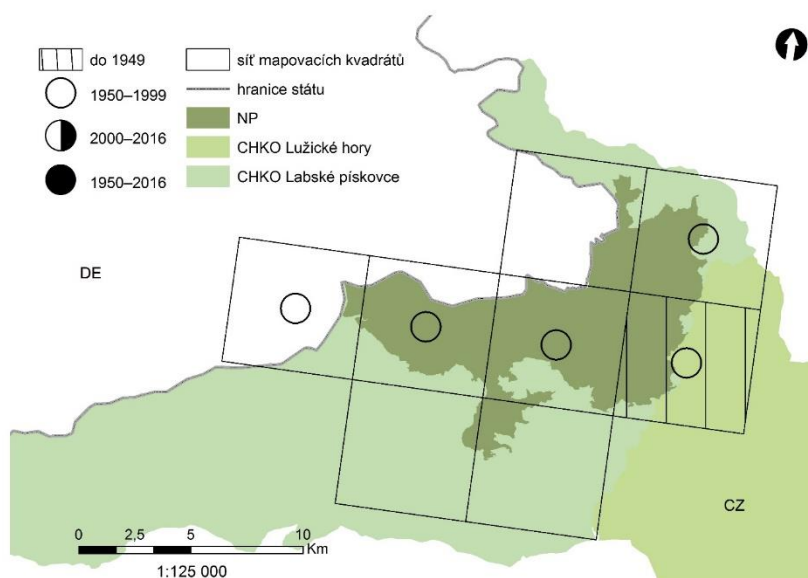
Plch zahradní (*Eliomys quercinus*)

Záznamy zmiňující přítomnost plcha zahradního v dnešním NPČŠ a blízkém okolí jsou evidovány už od konce 19. století (Wurm 1894; Michel 1929; Hrubá 1997), což naznačuje, že ani tehdy nešlo o druh běžný. Ač se plch zahradní vyskytoval v 5 z 8 subkvadrátů, byl zde zjišťován jen vzácně až do 90. let 20. století (Anděra & Beneš 2001). Poslední záznamy jsou z roku 1994 hned ze čtyř míst: Doubice, Hřensko, Kyjov a Mezná (Hrubá 1995; Hrubá 1997). Od té doby o něm bohužel žádné věrohodné záznamy nejsou, což může souviset i s absencí systematického monitoringu tohoto druhu.

Nejvýraznějším rysem stanovištních nároků plcha zahradního je preference geomorfologicky členitých lokalit (sůťoviště, břehy potoků, zaříznutá údolí řek, hromady kamení, břehy potoků atp.), často relativně chladnější a vlhčí místa ve členité krajině (Hanák & Figala 1960; Anděra 1986; Anděra & Beneš 2001). Naopak nadmořská výška

patrně v jeho preferenci nehraje velkou roli – nálezy jsou v rozpětí od Kamenice u Hřenska (140 m n. m.; Hodková 1979) až po 1300 m n. m. na vrcholech Šumavy (Anděra & Beneš 2001).

Habitatový model vylišil jako nejvhodnější biotopy pro plcha zahradního skály a sutě, suché bory, doubravy a dubohabřiny a suťové lesy. Všechny uvedené biotopy se na území NPČŠ nacházejí v součtu zhruba na třetině plochy, což naznačuje, že potenciál pro výskyt plcha zahradního na území parku stále je.



Obr. 3.2.2.12 Výskyt druhu *Eliomys quercinus* v čase

Křeček polní (*Cricetus cricetus*)

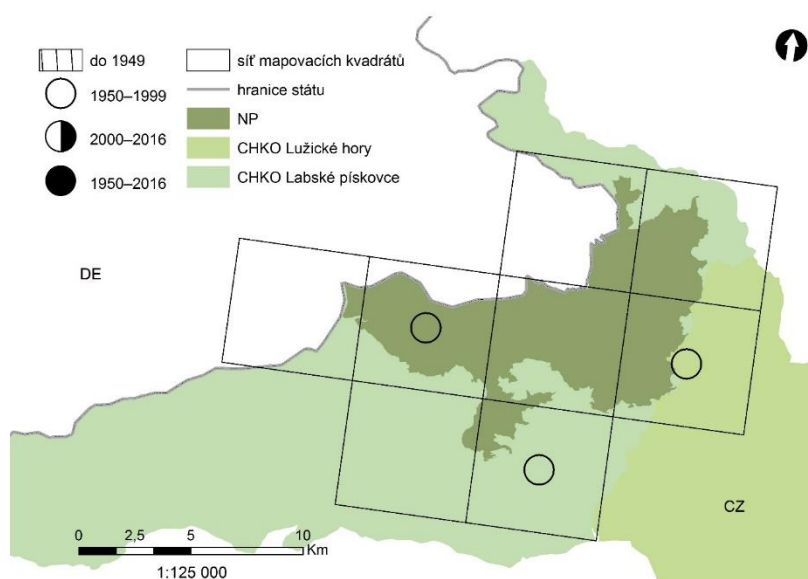
Na základě aktuálních znalostí lze považovat křečka polního pro území NPČŠ za vymřelého. Záznamy o pozorování pocházejí vesměs z dotazníkové akce v 70. letech (Vohralík & Anděra 1976; Anděra & Beneš 2001). Od té doby spolehlivý záznam z území tohoto NP chybí. Na území NPČŠ nachází křeček polní s ohledem na jeho stanovištní preference málo vhodných lokalit.

Křeček typicky obývá odlesněnou kulturní krajinu (pole, louky, meze, zahrady a sady) do nadmořské výšky kolem 400 m n. m. (Gaisler & Dungel 2003).

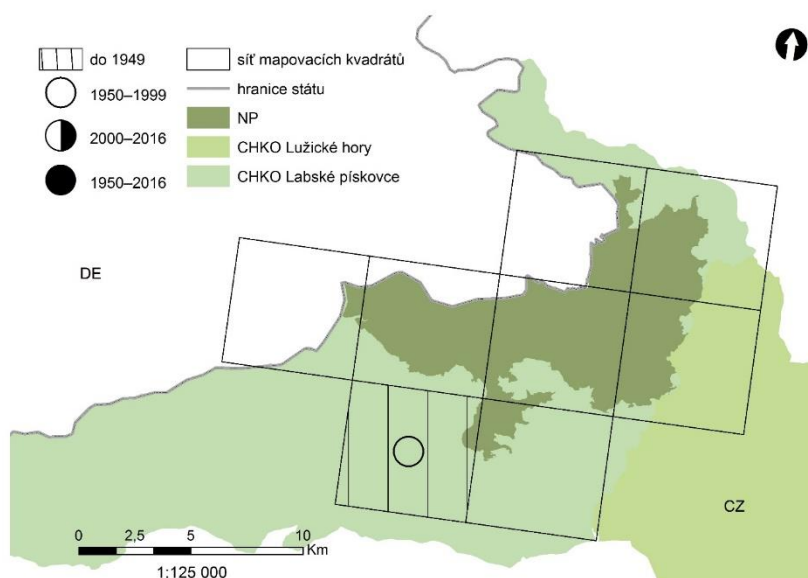
Na základě dosavadních pozorování vylišil habitatový model stanovištních preferencí jako vhodné biotopy pro křečka polního v první řadě dopravní síť, což je patrně zkreslení způsobené nálezy kadáverů u silnic. Až jako další vhodné biotopy byly rozpoznány skládky a staveniště, průmyslová a obchodní zástavba, orná půda, ovocné sady, zahrady a parky.

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

Ondatra k nám byla cíleně introdukována od počátku 20. století a následně se v podstatě „invazně“ rozšířila prakticky po celém území. V 70. a 80. letech pak došlo k výraznému poklesu na počty, které patrně drží dodnes (Anděra & Beneš 2001). První záznamy z dnešního NPČŠ jsou již z 20. let (Michel 1929). Ze stejného subkvadrátu je i pozitivní hlášení v rámci dotazníkové akce Národního muzea z počátku 90. let (Anděra & Beneš 2001), což je prozatím i poslední oficiální záznam o přítomnosti druhu v NP.



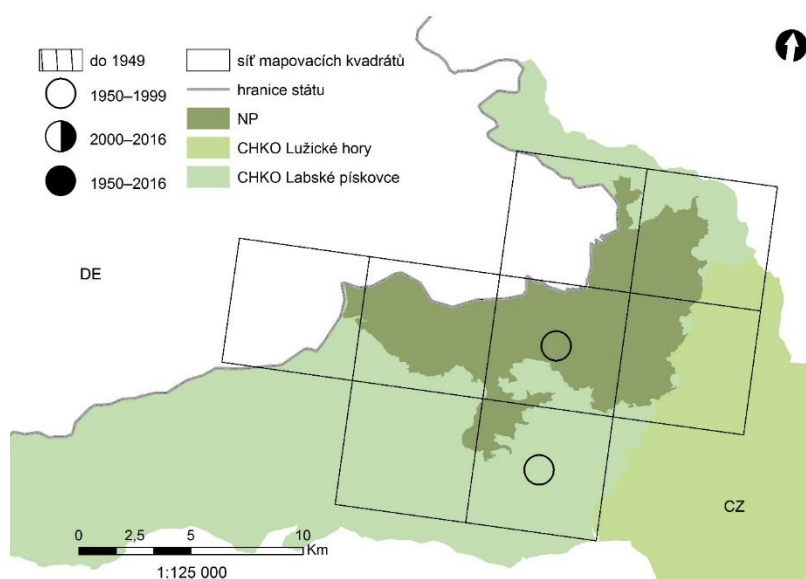
Obr. 3.2.2.13 Výskyt druhu *Cricetus cricetus* v čase



Obr. 3.2.2.14 Výskyt druhu *Cricetus cricetus* v čase

Potkan (*Rattus norvegicus*)

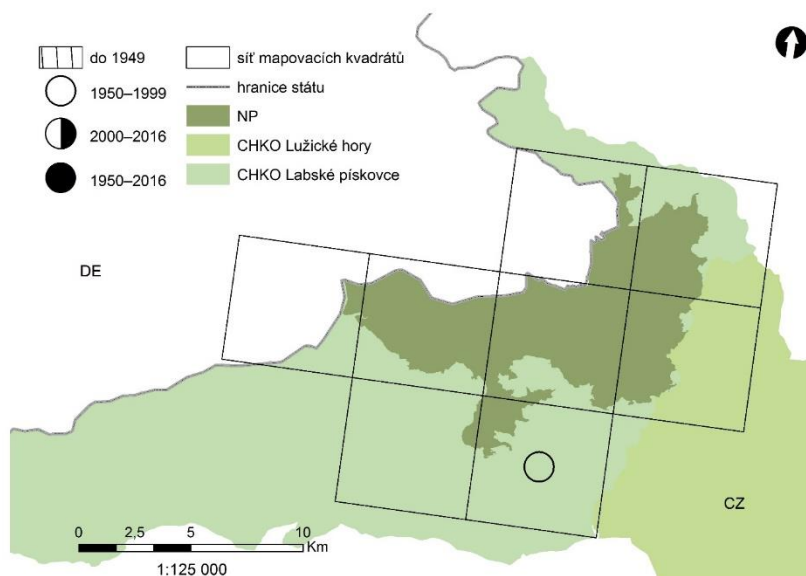
Potkan je druh s úzkou synantropní vazbou, který nicméně často pro svou velikost a etologická specifika uniká klasickým metodám vzorkování drobných savců (klasické sklapovací pasti, padací pasti, rozbor vývržků dravců a sov). Patrně proto je z vlastního území NPČŠ jediné přímé pozorování (Bárta 1984), z blízkého okolí (CHKO Labské pískovce) je pak několik záznamů ze 70. let a poslední z roku 1996 (Zima & Benda 1998; Bárta 1984). Je v podstatě jisté, že potkan je v oblasti mnohem rozšířenější, než vyplývá z existujících distribučních dat (Anděra & Beneš 2001).



Obr. 3.2.2.14 Výskyt druhu *Cricetus cricetus* v čase

Krysa obecná (*Rattus rattus*)

Z vlastního území NPČŠ výskyt krysy obecné dokázán není, z lokalit v přímo navazujícím CHKO Labské pískovce jsou poslední pozorování z 90. let (Hanzal 1992; Zima & Benda 1998).

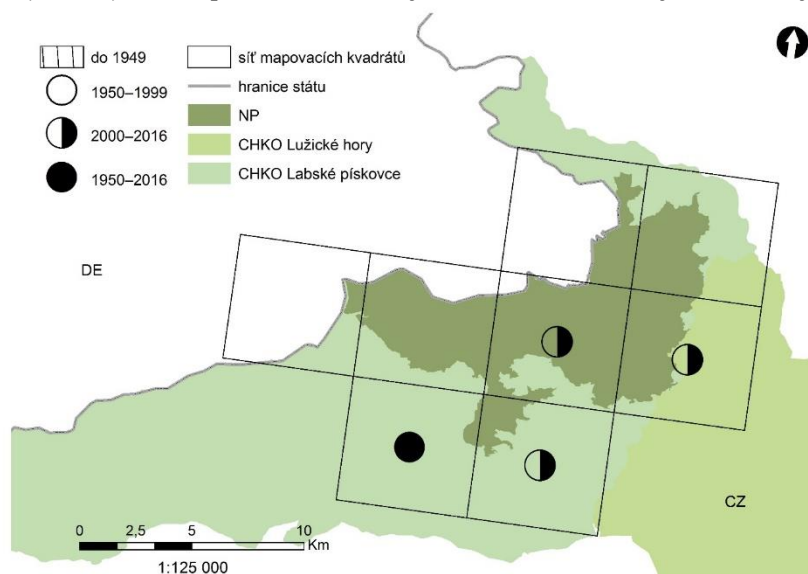


Obr. 3.2.2.15 Výskyt druhu *Rattus rattus* v čase

Tchoř tmavý (*Mustela putorius*)

Dlouhodobější výskyt (1950–2016) tchoře tmavého je potvrzený v jednom mapovacím subkvadrátu mimo území národního parku, na území CHKO Labské pískovce. Recentně je druh z dostupných záznamů zaznamenán v 50 % mapovacích subkvadrátů, pouze jeden záznam (Jetřichovice, 2006) však pochází z území národního parku. Ačkoliv v posledních desetiletích došlo k výraznému poklesu úlovků tchoře tmavého (Anděra & Červený 2009), nelze říct, zda dochází k poklesu populace či je menší zájem o lov tohoto druhu. Také množství dat ze zájmového území je nedostatečné pro vyhodnocení populačního trendu.

Tchoře tmavého můžeme na základě modelování vhodného habitatu najít v bezlesých biotopech, jako jsou travnaté plochy, hospodářské louky, pastviny s různým typem křovinné vegetace. Mohou mu vyhovovat i biotopy situované v nesouvislé městské zástavbě jako jsou například zahrady nebo ovocné sady s remízky.



Obr. 3.2.2.16 Výskyt druhu *Mustela putorius* v čase

Tchoř stepní (*Mustela eversmanii*)

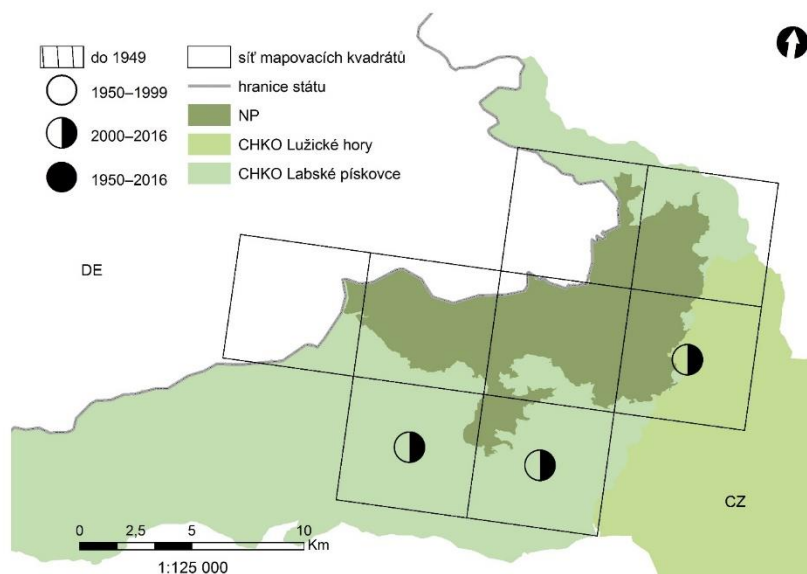
Výskyt tchoře stepního není na základě dostupných dat na území NPČŠ ani přilehlých CHKO potvrzen. Nejbližší věrohodné lokality výskytu se nacházejí v katastru obcí Teplice z roku 1904 (Jirsík 1951, 1952a) a z roku 1951 v katastru obcí Lbín (Jirsík 1951, Jirsík 1952a, Flasar 1974, Flasarovi 1979) a Kladruby (Kratochvíl 1962, Flasar 1974, Flasarovi 1979).

Potencionálně vhodný habitat pro tchoře stepního tvoří na území národního parku a přilehlých CHKO travnaté plochy nebo hospodářské louky s křovinnou vegetací. Vzhledem k tomu, že výskyt tchoře stepního nebyl z dostupných dat na zájmovém území potvrzen a patří mezi vzácné a kriticky ohrožené druhy živočichů, je jeho výskyt na území v budoucnu málo pravděpodobný.

Norek americký (*Neovison vison*)

Do konce 20. století nebyl výskyt norka amerického na území národního parku ani přilehlých CHKO doložen. První záznamy (2009) pochází ze zimního sčítání vyder na sněhu a odchytů jedinců na rybníku Malá Oleška z území CHKO Labské Pískovce a na toku Chřibská Kamenice (Anděra & Červený 2009), který tvoří hranice národního parku. I pozdější záznamy (2011) pohází také z odchytů jedinců na území CHKO Labské Pískovce na rybníku Malá Oleška a podél vodního toku Kamenice. Výskyt v posledních letech na území parku není doložen, lze však očekávat postupnou expanzi do dalších lokalit.

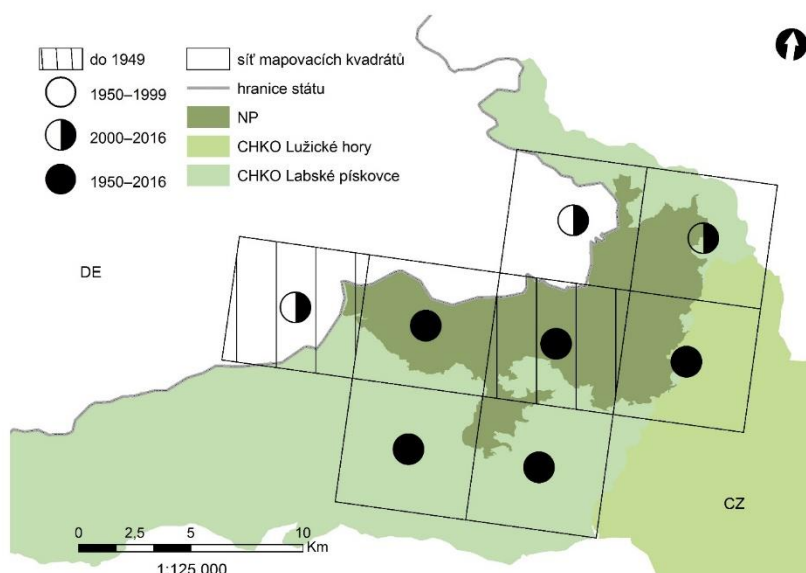
Na základě habitatové analýzy byly pro norka amerického vytipované jako vhodné a velmi vhodné biotopy všechny akvatické a semiakvatické biotopy. V zájmovém území to jsou všechny řeky, potoky a jejich přítoky (např. řeka Kamenice), nebo rybníky, vodní nádrže a mokřady spolu s veškerou břehovou vegetací.



Obr. 3.2.2.17 Výskyt druhu *Neovison vison* v čase

Vydra říční (*Lutra lutra*)

Historický (do 1949) je výskyt vydry doložen na dvou lokalitách v katastru obce Jetřichovice a Hřensko (Flasar & Flasarová 1975). Recentně (2010–2016) byl výskyt vydry potvrzen ve všech mapovacích subkvadrátech, kde až 62,5 % z nich bylo vydrou obývaných už v období 1950–2016, co značí, že druh je dlouhodobě stálou součástí fauny národního parku. Vydra je vázaná zejména na řeku Kamenici, Křinici a Labe. Nárůst obsazenosti subkvadrátů je zřejmý také ze srovnání mezi roky 2009 a 2011 (Poledník et al. 2012).

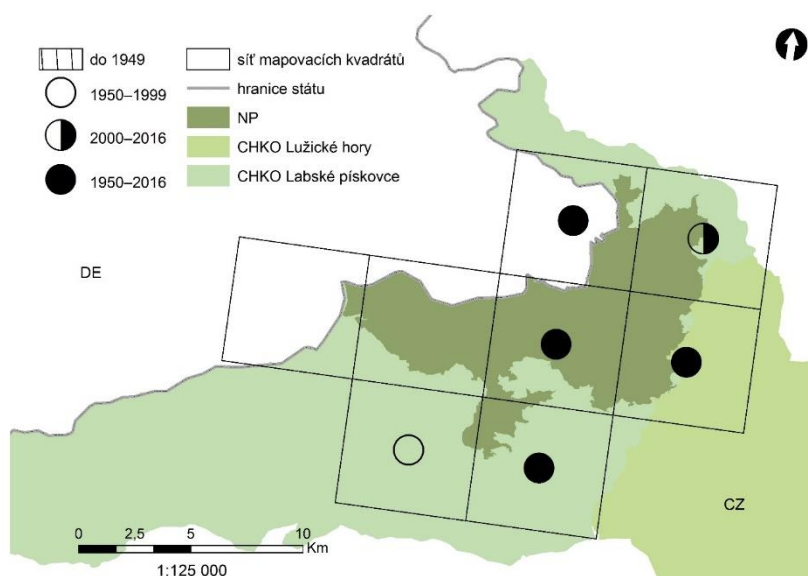


Obr. 3.2.2.18 Výskyt druhu *Lutra lutra* v čase

Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

Obsazenost 62,5 % mapovacích subkvadrátů (1950–2016) nasvědčuje etablovanosti druhu v zájmovém území a stabilní rozmnožující se populaci. První údaj o výskytu pochází z roku 1980 z katastru obce Doubice (Bárta 1984) odkud pochází i většina dostupných záznamů v dalších desetiletích.

Vzhledem k tomu, že se psík mývalovitý vyskytuje napříč různými typy biotopů (Anděra & Gaisler 2012), můžeme na základě habitatové analýzy a nadmořské výšky předpokládat jeho výskyt na celém území národního parku a přilehlých chráněných územích. Přednostně ho můžeme najít v lesnatých biotopech, jako jsou suťové lesy, bučiny, bývalé hospodářské listnaté lesy, ale i v nelesních lokalitách včetně nesouvislé městské zástavby.



Obr. 3.2.2.19 Výskyt druhu *Nyctereutes procyonoides* v čase

Vlk obecný (*Canis lupus*)

Vlk se na území dnešního NPČŠ vyskytoval až do začátku 18. století, poslední vlk byl zastřelen u České Kamenice v roce 1756 (Flousek et al. 2014). Opětovně byl druh v okolí NPČŠ zaznamenán až v roce 2012 poblíž německého Hohwaldu u státní hranice (Flousek et al. 2014). Od té doby je pravidelně zaznamenáván především na Šluknovsku (Kutal et al. in prep.).

Habitatový model prokázal preferenci především různých druhů lesních biotopů, což je v souladu i s jinými evropskými studiemi. Například podrobnější habitatová analýza provedená v Polsku ukázala, že vlci preferují lesnaté oblasti, mokřady využívají zhruba ve stejném poměru s ohledem na jejich procentuální zastoupení, mírně se vyhýbají loukám a silněji orné půdě a zástavbě (Jędrzejewski et al. 2008). Pravděpodobnost jejich výskytu také klesala se vzrůstající hustotou silnic a zvyšovala se s rostoucím počtem kopytníků. Stejné trendy byly zaznamenány v řadě dalších studií v Evropě a Severní Americe, které se preferencemi vlků zabývaly (Kaartinen et al. 2005; Potvin et al. 2005; Mladenoff et al. 1995). Polská studie však prokázala také značnou přizpůsobivost vlků: v případě, že lesy byly v širším okolí málo zastoupené, vlci preferovali mokřady a louky (Jędrzejewski et al. 2008). Jiná studie v severovýchodním Polsku navíc ukázala, že pokud není antropogenní tlak příliš vysoký, vlci se biotopům s vyšší lidskou aktivitou (sídla, silnice, bezlesí) vyhýbali více ve dne než v noci (Theuerkauf et al. 2003).

Habitatový model ukázal, že vhodné a velmi vhodné biotopy pro trvalý výskyt vlka se nacházejí na většině národního parku. Území je však příliš malé, aby mohlo poskytovat dostatek prostoru byť jediné smečce, která se zpravidla pohybuje na ploše 80–240 km² (Okarma et al. 1998; Findo & Chovancova 2004). Přestože se zdá, že expandující středoevropská nížinná populace vlka se vyšším nadmořským výškám a členitějším územím zatím vyhýbá, vlk je schopen značné přizpůsobivosti k různým typům biotopů a

v následujícím desetiletí lze jeho výskyt vzhledem expanzi středoevropské nížinné populace očekávat stále častěji.

Mýval severní (*Procyon lotor*)

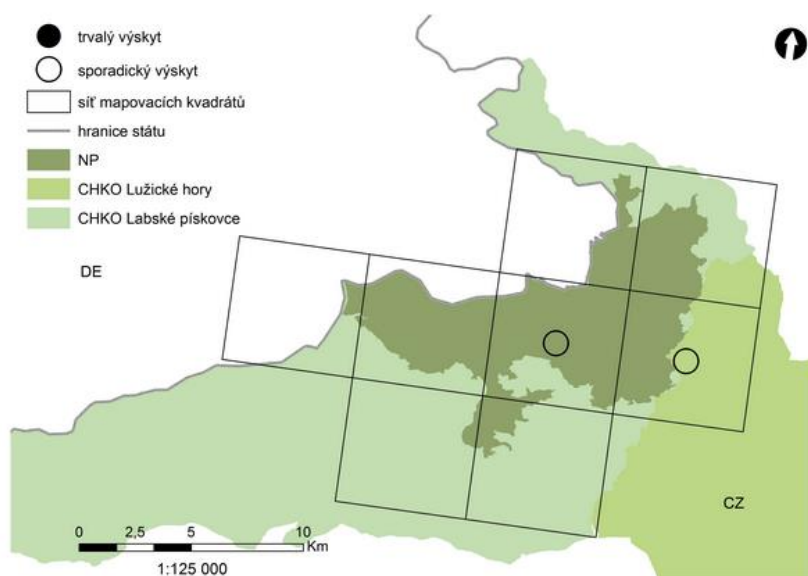
Z historických záznamů není výskyt mývala na území Národního parku České Švýcarsko ani jeho ochranného pásma potvrzen. Jediný nález kadavéru pochází ze silnice v kaňonu Labe mezi Děčínem a Hřenskem až z dubna 2016 (leg. T. Bartonička). Další věrohodné lokality výskytu se nacházejí v katastru obce Huntířov u Františkova vrchu, asi 5 km jižně od hranic národního parku, kde byl jedinec odchycen v roce 2005 (Anděra & Červený 2009).

Mýval severní je vázán převážně na listnaté nebo smíšené lesy, semiakvatické biotopy a také okraje urbánních zón (Anděra & Horáček 2005, Křišťofík et al. 2012), proto se může z hlediska vhodnosti habitatu a potenciální distribuce vyskytovat téměř na celém území národního parku.

Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Rys ostrovid byl v Českém Švýcarsku vyhuben v polovině 18. století (Flousek et al. 2014) a opakovaně zaznamenáván v průběhu 20. století se zřetelným nárůstem v 80. a 90. letech (Benda 1996). Na přelomu 20. a 21. století však frekvence pozorování poklesla (Anděra & Červený 2009) a patrně posledním věrohodně doloženým údajem je snímek z fotopasti a nálezy stop z roku 2011 (Benda & Klitsch 2011; Flousek et al. 2014). Druh je tedy v NPČŠ hodnocen jako sporadicky se vyskytující a od roku 2010 znám jen ze dvou kvadrátů.

Naprostou většinu biotopů uvnitř národního parku habitatový model vyhodnotil jako velmi vhodných a vhodných, což odráží převahu lesních stanovišť s významným podílem členitých skalních útvarů. Zjištěné preference jsou v souladu s jinými poznatky z Evropy zaměřených na habitatové preference rysa ostrovida (Niedziałkowska et al. 2006; Zimmermann & Breitenmoser 2002; Podgórski et al. 2008), ovšem vzhledem k velkým domovským okrskům rysa (Herfindal et al. 2005; Bufka 2003) je samotný park příliš malé území pro zajištění základních životních potřeb druhu. Výskyt rysa na území NP znamená jeho současný výskyt na území, zahrnující i navazující chráněné krajinné oblasti.



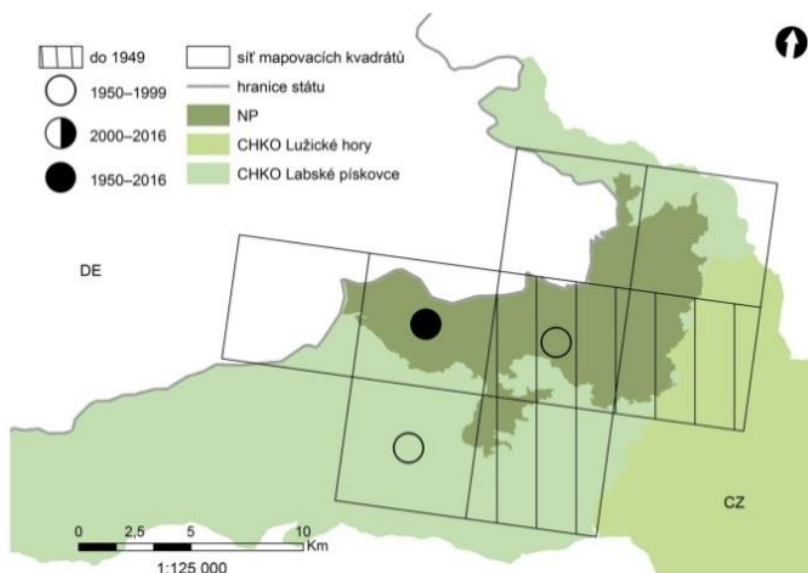
Obr. 3.2.2.19 Výskyt druhu *Lynx lynx* v letech 2010–2016.

Muflon (*Ovis aries musimon*)

Nepůvodní druh, který se v národním parku, díky geomorfologii stanoviště, vyskytuje omezeně a neočekává se proto žádné významné šíření (Anděra & Červený 2009). V současné době (1950–2016) byl trvale zaznamenán v jednom mapovacím čtverci, což představuje asi 12,5 % rozlohy národního parku a přilehlých monitorovaných oblastí CHKO Labské pískovce. Vzhledem k nepůvodnosti by mělo být cílem vyloučení druhu z území NP.

Optimálními stanovišti jsou pro muflona zejména nižší polohy listnatých a smíšených lesů s kamenitým až skalnatým podkladem (suťové svahy), zcela se pak vyhýbá bezlesým nížinám a vyšším polohám horských oblastí (Anděra & Červený 2009). Vyhýbá se i rozlehlým jehličnatým lesům a oblastem s vysokou sněhovou pokrývkou (Anděra & Hanzal 1995, Kubala 1997, Červený et al. 2004). Téměř 80 % záznamů spadá do nadmořské výšky 200–600 m n. m. (Anděra & Červený 2009).

Podle vytvořeného habitatového modelu poskytuje národní park pro potenciální výskyt muflona na většině území vyhovující podmínky, lokality v centrální části parku i v řadě jeho okrajových zón lze považovat dokonce za velmi vhodné. Primární analýza vstupních dat predikovala jako vhodné biotopy zejména skály, suť a suťové lesy, což odpovídá preferencím uváděným v literatuře.



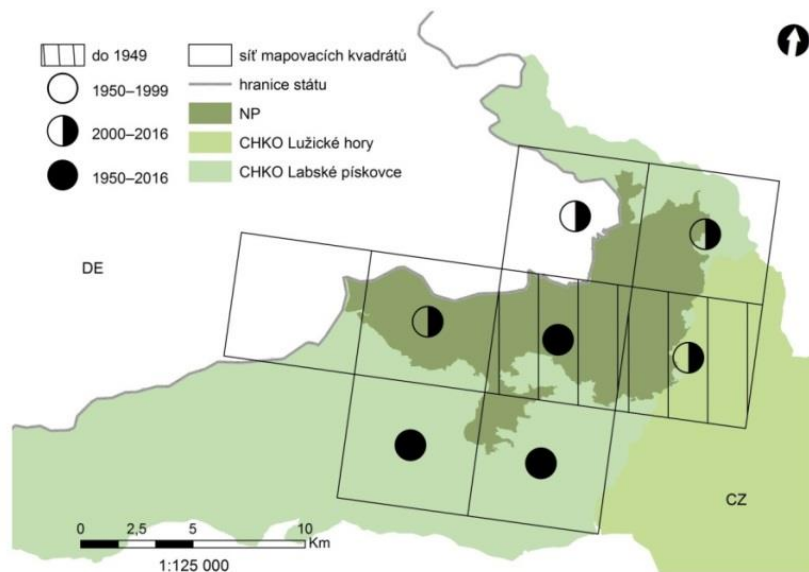
Obr. 3.2.2.20 Výskyt druhu *Ovis aries musimon* v čase

Kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*)

Kamzík horský byl v národním parku zaznamenán na cca 88 % mapovacích čtverců, které svým přesahem zahrnují i části CHKO Lužické hory a Labské pískovce. Kamzík je součástí severočeské populace, která představuje jednu ze dvou míst (druhé je oblast Hrubého Jeseníku) trvalého výskytu kamzíka v ČR (Anděra & Červený 2009). Jedná se o nepůvodní druh introdukovaný z Alp na počátku 20. století (Anděra & Hanzal 1995).

V severních Čechách preferují kamzíci kopcovitou lesnatou krajinu Lužických hor a západního okraje Děčínské vrchoviny s těžištěm v nadmořské výšce 300–600 m n. m. (max. 736 m). Obývají zde jak lesní porosty s dominancí jehličnanů (smrk, popř. borovice), tak bučiny relativně přirozeného složení. S oblibou vyhledávají místa se suťovými poli a vyvýšenými skalními terény (Anděra & Červený 2009). Za potravou vycházejí z lesů i na louky a do polí s obilím, řepkou a jetelotravními směskami (Štill 1975).

Podle vytvořeného habitatového modelu je většina území národního parku pro výskyt kamzíka potenciálně nevhodná. Výjimku představují jen vybrané geomorfologické prvky, které představují vhodná až velmi vhodná stanoviště, ovšem jejich rozsah je omezený a proto by i v případě výskytu druhu neměla být zdejší populace nikdy příliš početná. Primární analýza na základě vstupních dat predikovala jako velmi vhodné habitaty alpské louky, skalnaté stanoviště s kosodřevinou, sutě, suťové lesy, jako vhodné pak horské smrčiny. Kamzík je tedy z hlediska preferencí specifických horských stanovišť habitatovým specialistou, což odpovídá i informacím v literatuře. Vzhledem k tomu, že nebyl prokázán žádný negativní dopad na prostředí v zájmové oblasti, lze jej na území tolerovat, nutný je však monitoring populace a její management lovem.



Obr. 3.2.2.21 Výskyt druhu *Rupicapra rupicapra* v čase

Shrnutí a doporučení pro Národní park České Švýcarsko

Hmyzožravci a hlodavci

NPČŠ je výměrou malý, ale velmi členitý a navíc náš nejmladší NP. To je patrně soubor důvodů, proč lze z hlediska hmyzožravců a hlodavců považovat **NPČŠ za náš nejméně zmapovaný NP**. V samotném NP dosud chybí publikovaná přímá pozorování celé řady druhů nejběžnějších (myš domácí, hryzec vodní) i relativně početných (hrabošík podzemní, plšík lískový, ondatra, myška drobná, rejsek vodní).

Zjištěné druhy hmyzožravců budou patrně rozšířenější, než plyne z distribučních mapek. Je pravděpodobné, že při podrobnějším průzkumu by se podařilo objevit i rejsce vodního a možná i bělozubku bělobřichou (pro tu se jako nejnadějnější lokalita jeví okolí Mezné nad Divokou soutěskou – viz mapovou přílohu). Čistě teoreticky je třeba uvažovat o možném výskytu bělozubky tmavé (*Crocidura russula*), na našem území dosud neprokázané, avšak s řadou lokalit severně v oblasti mezi Pirnou a Drážďany (SRN). Uzavřená není otázka možného ostrůvkovitého výskytu rejska horského (*Sorex alpinus*), neboť dosavadní úroveň průzkumu vhodných stanovišť (zejména výrazně inverzní lokality) není uspokojivá; nejbližší známá lokalita druhu přitom leží necelých 10 km východně od hranic NP.

Synuzii autochtonních hlodavců by bylo vhodné zmapovat podrobněji jako celek. Patrně nejatraktivnějšími druhy jsou plch zahradní a plch velký. O prvně jmenovaném již dlouhou dobu z NPČŠ chybí ověřené pozorování. Vhodné lokality pro oba

druhy se nicméně na základě habitatového modelu téměř překrývají: jde zejména o skalní města v okolí Pravčické brány, Ostrohu a Kamenného vrchu (viz mapovou přílohu). Na základě výše uvedeného by bylo vhodné **věnovat maximální pozornost jak plchovi velkému, tak zejména plchovi zahradnímu** (jakožto druhu v ČR kriticky ohroženému).

Bobr evropský může nalézt dlouhodobě vhodné prostředí podél toku Labe a Kamenice, jeho výskyt ale nelze zcela vyloučit ani na Křinici (viz mapovou přílohu). To má vzhledem k jeho schopnostem a roli v ekosystému pro národní parky pozitivní efekt a činí bobra zajímavým objektem pro další výzkum (podrobněji viz kapitola 4.1.1).

Letouni

Hodnocení druhové pestrosti a početnosti jednotlivých druhů netopýrů je v NPČŠ omezeno jeho **malou prozkoumaností**. Území je navíc velmi členité a především poskytuje letounům adaptovaným na štěrbinu výbornou úkrytovou základnu. Na druhou stranu jde však o relativně malé území, které je možno s využitím moderních např. akustických přístupů v relativně krátké době několika let intenzivních faunistických výzkumů zmonitorovat. **Systematický výzkum budov může vést k nálezům početných mateřských kolonií synantropních druhů (např. vrápenec malý nebo netopýr velký). Je nutné se však zaměřit nejen na tradiční výškové budovy typu kostelů nebo zámeků, ale věnovat pozornost i osamoceně stojícím, opuštěným budovám, budovám s většími sklepy, dřevěným obložením, okenicemi atd.** Takové úkryty mohou využívat menší skupiny netopýra dlouhouchého nebo vrápence malého. Početné mateřské kolonie (např. netopýra velkého) jsou ohroženy v důsledku značné filopatrie samic a jsou plně závislé na dostatečné ochraně dlouhodobě využívaných úkrytů. V posledních letech dochází k postupným rekonstrukcím budov tohoto typu. **Nedostatečná preventivní opatření zaručující zachování nezměněných vletových otvorů a načasování rekonstrukcí do období přítomnosti mateřských kolonií vedou k opuštění úkrytů.** Spektrum tradičně monitorovaných zimovišť lze rozšířit o drobné pseudokrasové prostory. Takové lokality, přestože nejsou hromadnými zimovišti, mohou hrát významnou roli v období přeletů a páření. Lze doporučit i tvorbu drobných vodních ploch a tůní pro zatraktivnění lovišť v hodnotných porostních komplexech. Navíc blízkost vodního zdroje je jedním z hlavních předpokladů pro výběr úkrytu mateřské kolonie u štěrbin využívajících druhů netopýrů. Dále je možno zvýšit úkrytový potenciál dřevěných objektů instalací náhradních úkrytů jako jsou např. slepé okenice, dřevocementové budky apod.

S ohledem na doplnění údajů o štěrbinových druzích jako jsou netopýři rodu *Pipistrellus*, netopýr pestrý, černý či severní **lze doporučit intenzivní monitoring drobných staveb, jako jsou lesní chaty, hospodářská stavení, stodoly, ale i dalších sídelních objektů. Velmi hodnotný by byl systematický výzkum kaňonu Labe, který může tvořit významný migrační koridor pro migrující populace letounů obecně.**

Invazní druhy šelem

Na území národního parku České Švýcarsko a přilehlých území CHKO Lužické hory a Labské pískovce žijí stabilně dva druhy invazních šelem a to norek americký a psík mývalovitý, které jsou hrozbou pro většinu semiakvatických živočichů, zvláště kriticky ohrožených jako je např. rak kamenáč. **V zájmu ochrany původní fauny je nutným krokem v blízké budoucnosti nastartovat projekt zaměřený na mapování a následnou eradikaci invazních druhů pomocí doporučených metodik dle Minárikové et al. (2015) nebo Poledníka et al. (2015) v celém území národního parku a přilehlých území. V letech 2010–2011 v národním parku už projekt na regulaci norka**

amerického proběhl („Regulace norka amerického v NP České Švýcarsko a jejím okolí“). Eliminace norka neproběhla plošně, protože byli odchyceni jenom dva jedinci na dvou různých lokalitách (Alka Wildlife 2011). Je však nutné podotknout, že plošná eradikace je velice komplikována a ve své podstatě nereálná, vzhledem k vysoké ekologické flexibilitě a chování invazních druhů (Poledníková et al. 2014).

V případě **psíka mývalovitého**, jehož negativní dopad na původní faunu není dostatečně zdokumentován, je doporučeno **obecně podporovat regulační odchyt a lov**, i navzdory tomu, že plošná eradikace není vzhledem k etablovanosti druhu a plošnému rozšíření možná (Mináriková et al. 2015). Případný další výskyt **mývala** je nutné **mapovat a po zjištění jej bezodkladně eliminovat**.

Velké šelmy

Rozloha NPČŠ není dostačující pro zajištění základních životních potřeb ani jednoho jedince vlka či rysa. Habitatová analýza však ukázala, že pro oba druhy park nabízí vhodné podmínky a šelmy by tedy potenciálně mohly využívat NP jako jednu z částí svého domovského okrsku nebo teritoria. Správa NPČŠ je pak logickým kontaktním místem pro řešení konfliktních situací, které s výskytem velkých šelem souvisí. **Doporučujeme minimálně na území NPČŠ pokračovat v extenzivní formě deterministického fotomonitoringu rysa ostrovida, která probíhala v letech 2015–2016 (Kutal et al. in prep.) a v ideálním případě rozšířit fotomonitoring také do navazujících CHKO Labské pískovce a Lužické hory**, které by v případě výskytu teritoriálního jedince rysa ostrovida tvořily logickou součást domovského okrsku.

V případě vlka monitoring nemusí být zaměřen ani tak zjištění přesného počtu jedinců, ale na prokázání reprodukčních jednotek, tedy párů nebo smeček, podobně jako v Německu (Kaczensky et al. 2009) nebo v Polsku (Nowak & Mysłajek 2016). Doporučujeme proto pokračovat na území NPČŠ a v jeho okolí stejnou metodiku monitoringu vlků, která probíhá v Západních Karpatech a v severních Čechách, jejímž cílem je lokalizace smeček a potvrzení reprodukce, nejčastěji pomocí záznamů z fotopasti nebo hlasových projevů (Kutal et al. 2016, Kutal et al. in prep.).

Pro zajištění vstřícného postoje veřejnosti doporučujeme průběžně informovat o výskytu vlka, pokud se objeví věrohodné informace o jeho výskytu v NPČŠ nebo blízkém okolí. Je vhodné, aby prvním, kdo bude o události informovat, byla správa NP, případně ve spolupráci s dalšími organizacemi, které se na monitoringu podílí.

Bez ohledu na to, kdy se nakonec smečka objeví, je nutné s chovateli ovcí a koz začít komunikovat o možném návratu vlka již nyní, aby svá stáda měli zabezpečená proti útoku vlků ještě před trvalým usazením této velké šelmy – významně se sníží riziko škod i následné mediální kontroverze. Zajištění několika set nebo tisíc ovcí na rozlehlých pastvinách pouze elektrickým ohradníkem nemusí být účinné a výchova pasteveckých psů, kteří jsou schopni stádo účinně chránit, je záležitost 2–3 let. **S tím souvisí i potřeba odborné a finanční podpory chovatelů, například prostřednictvím Operačního programu životní prostředí, nebo jiných nástrojů MŽP, distribuce existujících metodických materiálů souvisejících se správnou výchovou pasteveckých psů (Rigg 2010) nebo i individuální konzultace se zkušenějšími chovateli pasteveckých psů.**

Kopytníci

Výskyt nepůvodních druhů kopytníků (muflon, daněk, kamzík) by měl být z podstaty národního parku vyloučen. Muflon a daněk jsou druhy se zvyšujícími se početními stavy na řadě míst v České republice (Forejtek 2016), jejich absence v národních parcích by proto neměla vést k výraznému konfliktu s mysliveckou veřejností. Kamzík horský je přítomen v ČR pouze ve dvou izolovaných populacích (kromě severních Čech i na Jesenicku), které obě vznikly introdukcí v prvních dekádách 20. století. Návrh na jejich likvidaci (byť z pohledu ochrany přírody opodstatněný) může vést k bouřlivé reakci veřejnosti (nejen myslivecké) jak se v nedávné minulosti ukázalo v případě jesenických kamzíků (Latner 2012). Vzhledem k tomu, že v NP České Švýcarsko není ze strany kamzíků potenciální hrozba omezování populací endemických druhů rostlin jako v CHKO Jeseníky, kde navíc při nízkých počtech ani nebyl prokázán negativní vliv spásáním na místní ekosystémy (Homolka & Heroldová 2001), **je možno kamzíka teoreticky v národním parku tolerovat**. Navíc může být i lokálně prospěšný udržováním bezlesí, částečně kompenzovat někdejší pastvu a udržovat stávající biodiverzitu (Homolka & Heroldová 2001). **V případě ponechání druhu v parku je nutný monitoring populace, management lovem a doporučuje se výzkum vlivu na místní ekosystémy, který z této oblasti dosud chybí.** V případě zjištění nějakého negativního vlivu je pak možno využít tento argument pro odstranění druhu z národního parku.

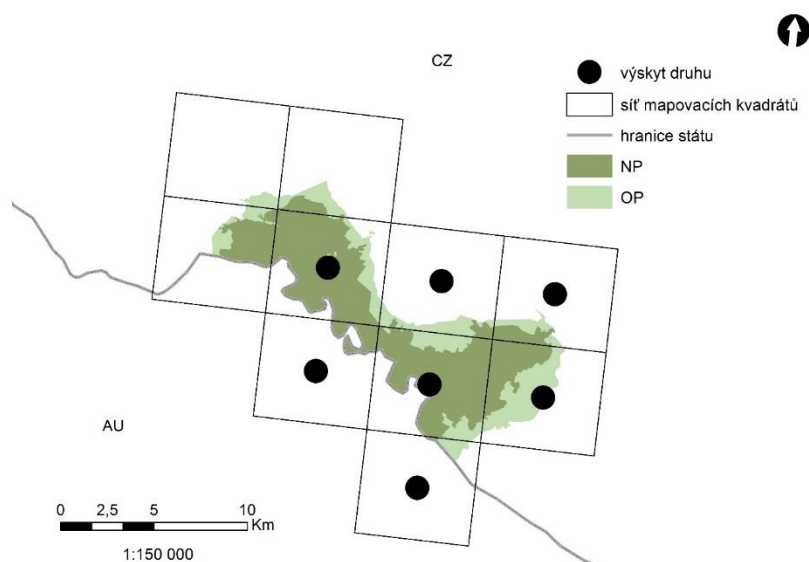
3.2.3 Národní park Podyjí

Bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*)

Bělozubku bělobřichou se v rámci našich NP podařilo potvrdit jen v Podyjí. Vyskytuje se zde na 70 % ze subkvadrátů NPP. Byla zde pozorována relativně často a pravidelně od 50. let až po současnost (Anděra 2000; Reiter et al. 1997; Hanák et al. 1998). Zdá se, že druh je zde běžný.

Bělozubka bělobřichá u nás žije jednak na xerothermních stanovištích stepního charakteru (Pelikán et al. 1979), jednak na vlhkých místech, jako jsou břehy tekoucích i stojatých vod (Hanák et al. 1998). V lesním prostředí se vyskytuje výjimečně (Anděra 2000; Hodková 1979). Příležitostně ji lze zastihnout v obytných a hospodářských budovách (Nesvadbová 1979), ale zdá se, že sklony k synantropnímu životu má nižší než bělozubka šedá (Anděra 2000). Dosud u nás byla zjištěna v nadmořských výškách od 150 m n. m. v moravských úvalech (Anděra & Hůrka 1984) do 650 m n. m. v Krušných horách (Frühbauer 1965).

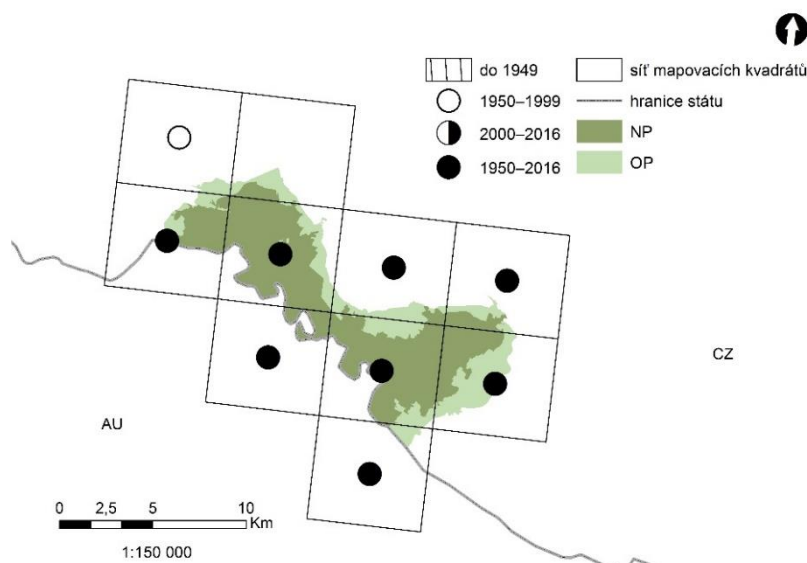
Na základě dosavadních pozorování vylišil habitatový model stanovištních preferencí jako vhodné biotopy pro bělozubku bělobřichou v první řadě suché trávníky a nepůvodní křoviny, dále suťové lesy, ovocné sady, parky a zahrady.



Obr. 3.2.3.1 Výskyt druhu *Crocidura leucodon* v čase

Netopýr dlouhouchý (*Plecotus austriacus*)

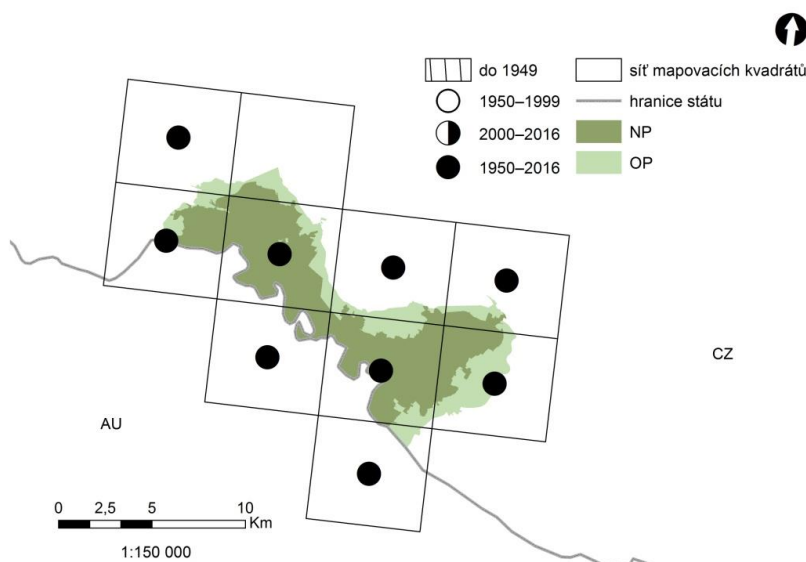
Netopýr dlouhouchý se vyskytuje na naprosté většině území národního parku dlouhodobě. Obsazenost území je již do roku 2000 velmi vysoká, devět (90 %) subkvadrátů, 127 nálezů. V letech 2000–2016 byl výskyt potvrzen z osmi subkvadrátů (80 %) s 108 nálezy. Druh je na území NPP hodnocen jako stálý (Anděra a Gaisler 2012). V rámci České republiky území NPP představuje významnou oblast výskytu tohoto druhu a je zde zastoupen daleko více než v jiných národních parcích. Přestože byl druh na území ČR zjištěn ve 424 kvadrátech (67,5 %), je počet kvadrátů menší než u n. ušatého. V rámci Evropy jde o jediný druh letouna, který dlouhodobě mizí (Horáček et al. 2005). Současně je to jediný druh preferující teplou otevřenou krajinu parkového typu, který vykazuje signifikantní trend v úbytku počtu obsazených lokalit (Van der Mejn et al. 2015). Tradiční monitoring populací vychází ze sčítání na zimovištích, kde se však vyskytuje v malých počtech, a v revizích letních kolonií.



Obr. 3.2.3.2 Výskyt druhu *Plecotus austriacus* v čase

Vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*)

Vrápenec malý patří k hojným druhům, který byl za celou dobu výzkumu zjištěn v devíti subkvadrátech (90 %) s 321 nálezy. Do roku 2000 by zjištěn sice již na většině území NPP v devíti subkvadrátech, ale jen s 112 nálezy. Početní nárůst druhu dokládá skutečnost, že v letech 2000–2016 je druh zastoupen již 201 nálezy. Početnost druhu stoupá od osmdesátých let a v současnosti jde o jeden z nejpočetnějších druhů na většině zimovišť v ČR. Jeho stavy jsou vyšší na Moravě, neboť preferuje krajinu otevřeného typu primárně s krasovými oblastmi, které jsou pro tento druh typickým životním prostředím. Na území NPP a těsném okolí se však setkáme spíše s hibernujícími vrápenčí v různých sklepeních.

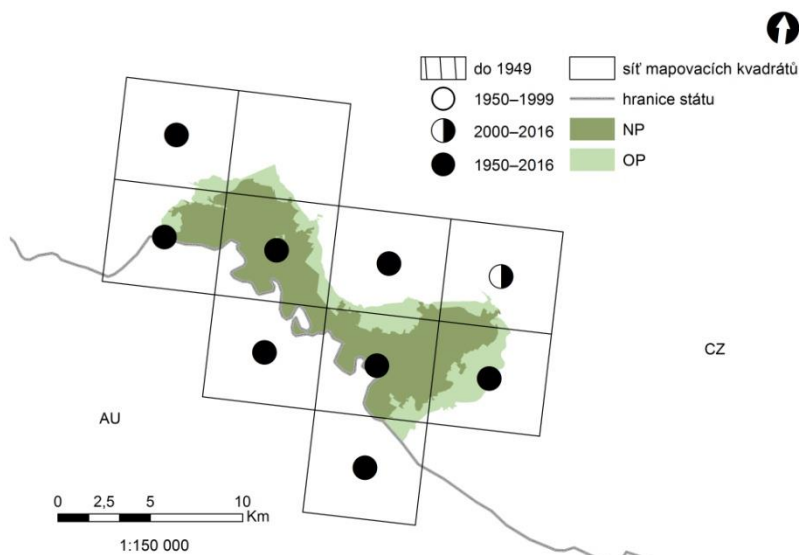


Obr. 3.2.3.3 Výskyt druhu *Rhinolophus hipposideros* v čase

Netopýr velký (*Myotis myotis*)

Netopýr velký byl na území NPP do roku 2000 zjištěn v osmi subkvadrátech (80 %) se 104 nálezy. Z období 2000–2016 je znám již z devíti subkvadrátů a 141 záznamy. Jde o druh hojný, preferující teplou otevřenou krajinu s lesními fragmenty. Od počátku 90. let jeho početnost stejně jako u vrápence malého roste (Van der Meijn et al. 2015) a to

v celoevropském měřítku. Na některých zimovištích dosáhla až 5× vyšších hodnot než po poklesu koncem 70. let (Anděra a Gaisler 2012). Netopýři velcí přezimují v jeskyních, sklepích nebo štolách. Mateřské kolonie jsou tradičně tvořeny několika sty až tisíci samicemi a úkryty nacházejí obecně ve starších budovách např. kostelů, škol nebo zámků. V těsném okolí je známa řada mateřských kolonií a přímo na území NPP se vyskytují pseudokrasové lokality, významná sociální stanoviště a zimoviště nejen pro tento druh, ale i řadu dalších.



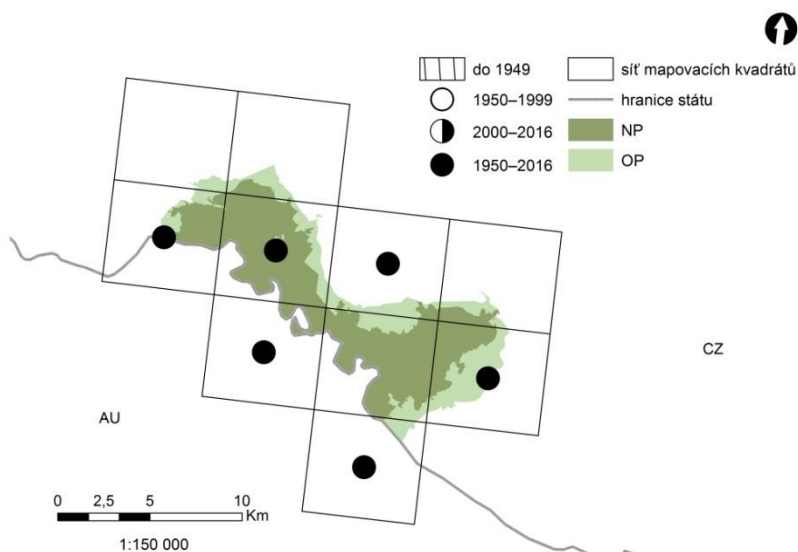
Obr. 3.2.3.4 Výskyt druhu *Myotis myotis* v čase

Netopýr brvitý (*Myotis emarginatus*)

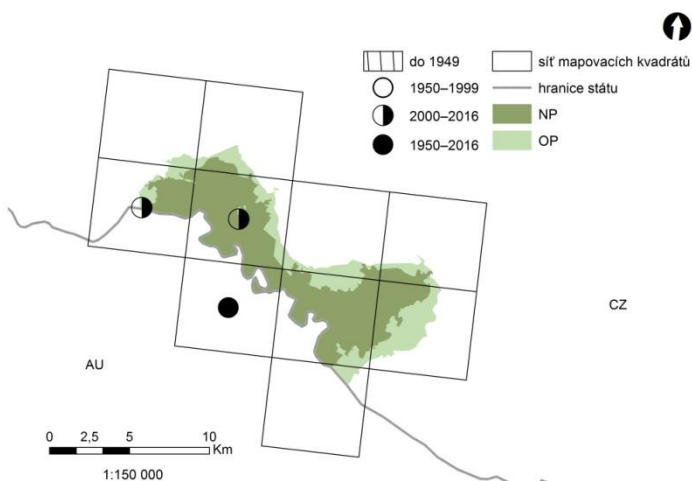
Netopýr brvitý stejně jako dva předchozí druhy patří k druhům preferující teplou otevřenou krajinu parkového typu, kdy těžiště výskytu v ČR leží především na území Moravy. Z území NPP byl druh do roku 2000 znám z šesti subkvadrátů (60 %) a ze 42 nálezů. Mírný nárůst v počtu nálezů (77) z období 2000–2016 ukazuje na pozvolnou rostoucí početnost. Patří tedy k běžným druhům, ačkoliv hojnosti předešlých dvou druhů nedosahuje. Rostoucí početnost souvisí i s šířením druhu do nových lokalit. Na území NPP jsou známy mateřské kolonie, které tento druh vytváří v počtech několika set samic ve starších budovách. Zimuje ve štolách, jeskyních a sklepích.

Netopýr pestrý (*Vespertilio murinus*)

Nálezy netopýra pestrého do roku 2000 z území NPP pocházejí z jediného subkvadrátu (10 %) a jsou zastoupeny pouhými třemi záznamy v databázi. V období 2000–2016 je již patrný nárůst počtu nálezů (10) ze tří subkvadrátů. Druh je v NPP hodnocen spíše jako vzácný. Letní kolonie jsou na území ČR ojedinělé a z území NPP nejsou známy. Zimních nálezů v posledních letech významně přibývá, zejména z větších měst. Preference nadmořské výšky je nejasná, jsou známy nálezy z nížin, ale i z horských poloh, v letním i zimním období. Druh je pokládán původně za petrofilní, v současnosti mu skalní prostředí nahrazují vysoké panelové budovy, kde je opakovaně nacházen zejména v zimním období. Předpokládá se, že je schopen hibernovat i ve skalních štěrbinách, odkud však existuje jen málo nálezů.



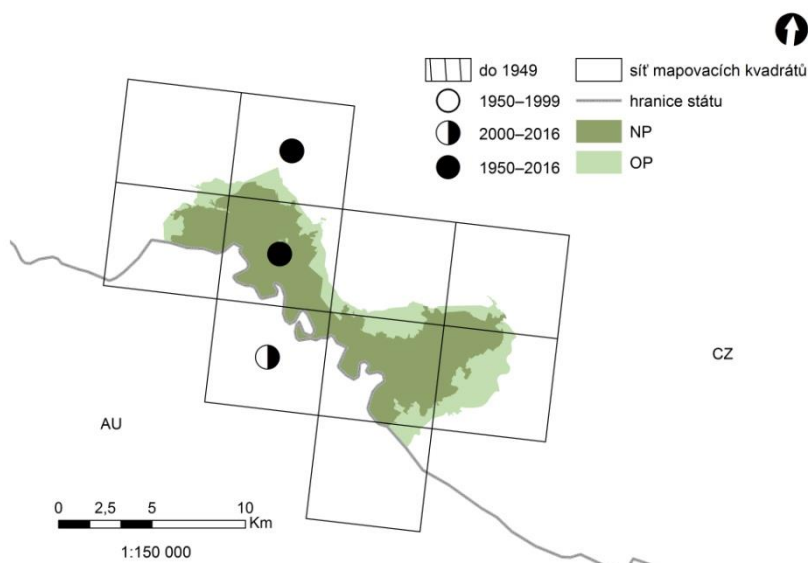
Obr. 3.2.3.5 Výskyt druhu *Myotis emarginatus* v čase



Obr. 3.2.3.6 Výskyt druhu *Vespertilio murinus* v čase

Netopýr severní (*Eptesicus nilssonii*)

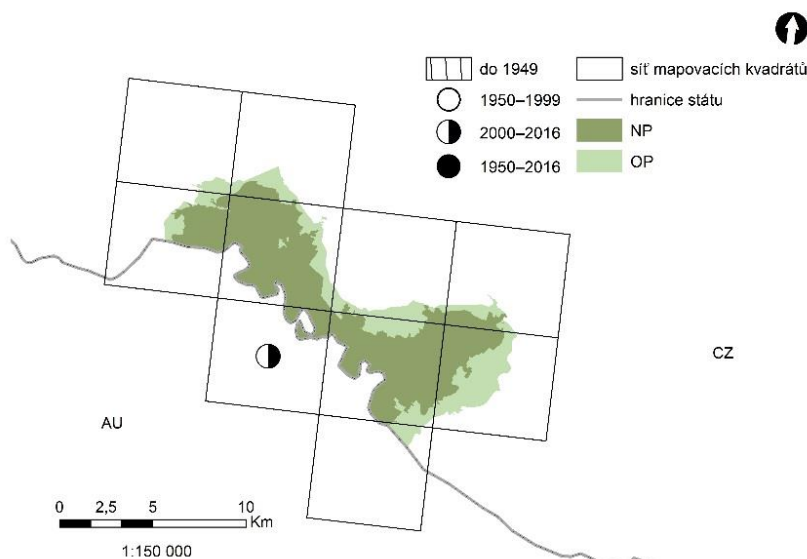
Tento druh byl do roku 2000 znám z území NPP pouze ze dvou subkvadrátů (20 %) a třech nálezů. Nicméně v období 2000–2016 je patrný nárůst počtu záznamů na 31 ze tří subkvadrátů (30 %). Jde o druh spíše vzácnější, donedávna s těžištěm ve vyšších polohách. V posledních desetiletích se však šíří i do nížin a jeho početnost roste. Příčiny šíření tohoto původně boreomontánního druhu nejsou zcela jasné. Mateřské kolonie zakládá ve štěrbinách a na půdách lidských staveb. V oblastech, kde chybí štoly, které tento druh hojně využívá k zimování, je na budovy vázán zřejmě celoročně.



Obr. 3.2.3.7 Výskyt druhu *Eptesicus nilssonii* v čase

Netopýr parkový (*Pipistrellus nathusii*)

Druh je znám z území NPP jediným nálezem v jednom subkvadrátu (10 %). Tento stav evidentně neodpovídá skutečnosti, jelikož se jedná o hojný druh říčních aluvií na území Moravy. Nález navíc pochází z lokality Nový Hrádek, kde byl druh potvrzen akusticky. Zjištění druhu akusticky je nesrovnatelně snazší než jinými tradičními metodami. O zimování tohoto druhu existuje pouze minimum informací. V létě druh vytváří početné mateřské kolonie (až 200 samic) v dutinách stromů, ale i ve štěrbinách budov.

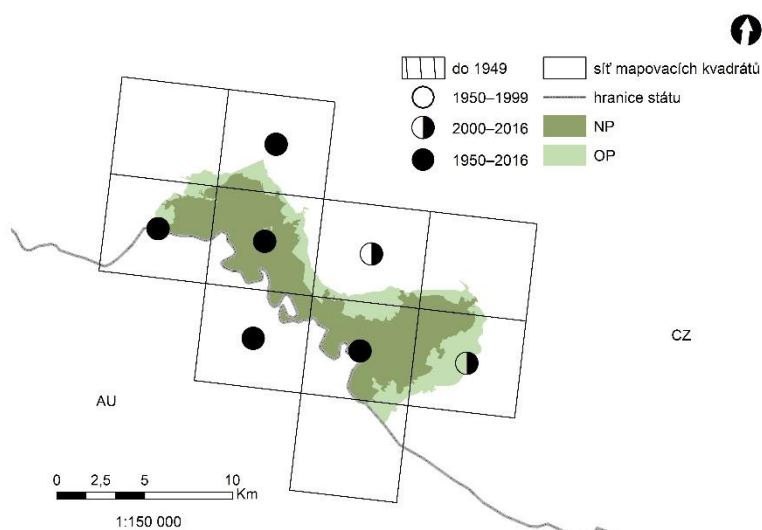


Obr. 3.2.3.8 Výskyt druhu *Pipistrellus nathusii* v čase

Netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*)

Do roku 2000 byl druh z území NPP zjištěn v pěti subkvadrátech a s 46 nálezy. V období 2000–2016 již pozorování pochází ze sedmi subkvadrátů a 71 nálezů. Bezsporu se jedná o hojný druh, zejména v obcích nižších a středních poloh. Jde o druh využívající štěrbinové úkryty. V zimním období je sporadicky nacházen ve sklepích, jeskyních či různých dutinách v budovách, zatímco v letním období je vázán převážně na lidská sídla, kde ve

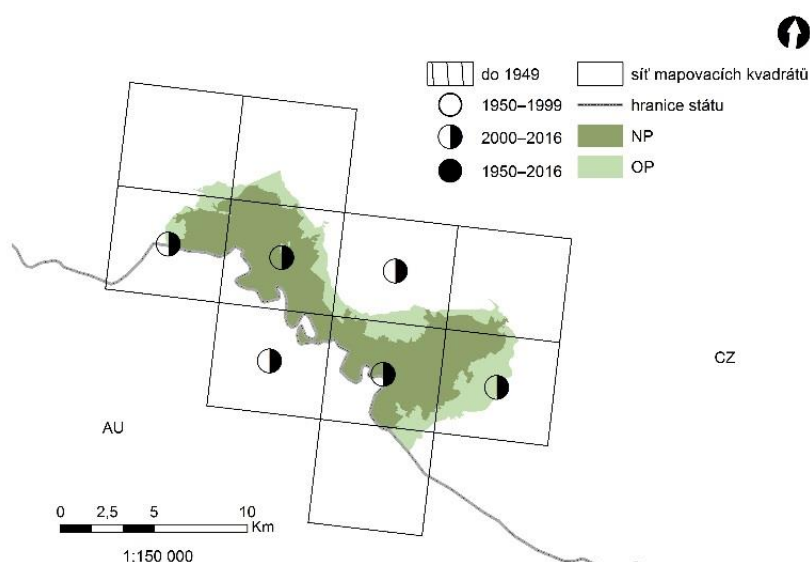
štěrbinách domů tvoří početné mateřské kolonie. O přeletech druhu je známo jen málo, ale zdá se, že vytváří jak usedlé, tak migrující populace.



Obr. 3.2.3.9 Výskyt druhu *Pipistrellus pipistrellus* v čase

Netopýr nejmenší (*Pipistrellus pygmaeus*)

Informace o výskytu druhu na území NPP pocházejí až z období 2000–2016, kdy rok 1999 je chápán jako mezník v odlišení netopýra nejmenšího od předešlého druhu. V tomto období byl zjištěn z šesti subkvadrátů (60 %) s 27 záznamy. Jde o šířící se druh, v nížinách (zejména Moravy) běžný až hojný. V posledních letech se předpokládá, že ve srovnání s podobným n. hvízdavým je schopen migrovat na velké vzdálenosti (Bryja et al. 2009). Druh je ve srovnání s druhem předchozím více vázán na přírodní biotopy v blízkosti vodních ploch a toků. Mateřské kolonie jsou početné (do 300 samic) a využívají úkryty v dutinách stromů, byť sporadicky je lze najít i ve štěrbinách budov.



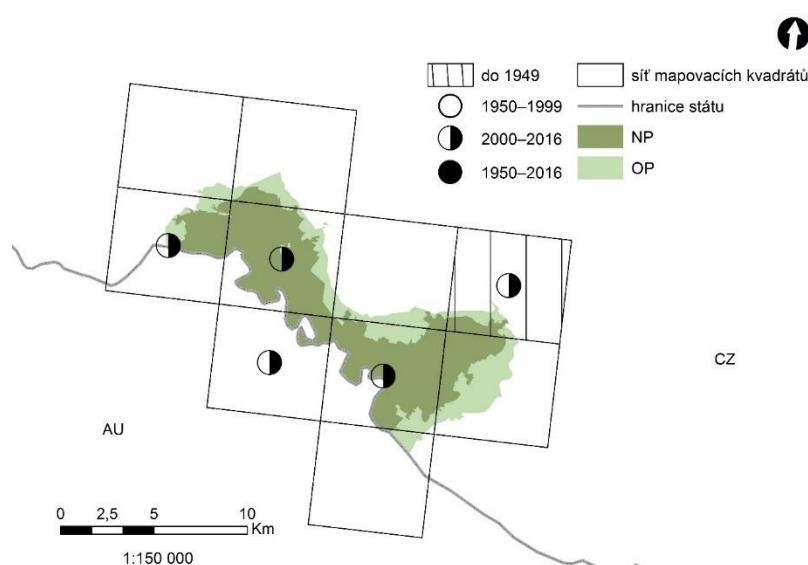
Obr. 3.2.3.10 Výskyt druhu *Pipistrellus pygmaeus* v čase

Bobr evropský (*Castor fiber*)

Historický záznam o přítomnosti bobra je datován neurčitě asi k roku 1400 (Anděra & Červený 2004). Z území NP Podyjí je druh nově znám až od roku 2007. Během následujících několika let až dosud stabilně osídlil tok Dyje v podstatě v celém NP (Vorel et al. 2012; Anděra & Červený 2004).

Bobr si vybírá stanoviště při tekoucích i stojatých vodách s hustými přibřežními porosty zejména měkkého, ale i tvrdého luhu. Upřednostňuje nízký spád a nekamenité břehy či koryto, naopak čistota vody a antropické vlivy pro něj nejsou příliš omezující (Kostkan et al. 2014; Vorel et al. 2014; Vorel et al. 2012). Jádru výskytu bobra v ČR leží ve výškách do 400 m n. m. (Anděra 2011).

Jako vhodné biotopy pro bobra evropského vylíčil habitatový model stanovištních preferencí v první řadě přírodní vodní toky, mokřady a pobřežní vegetaci, makrofytní vegetaci stojatých vod, lužní a mokřadní lesy. Reálná pozorování jsou vždy vázána na vodní toky a plochy.



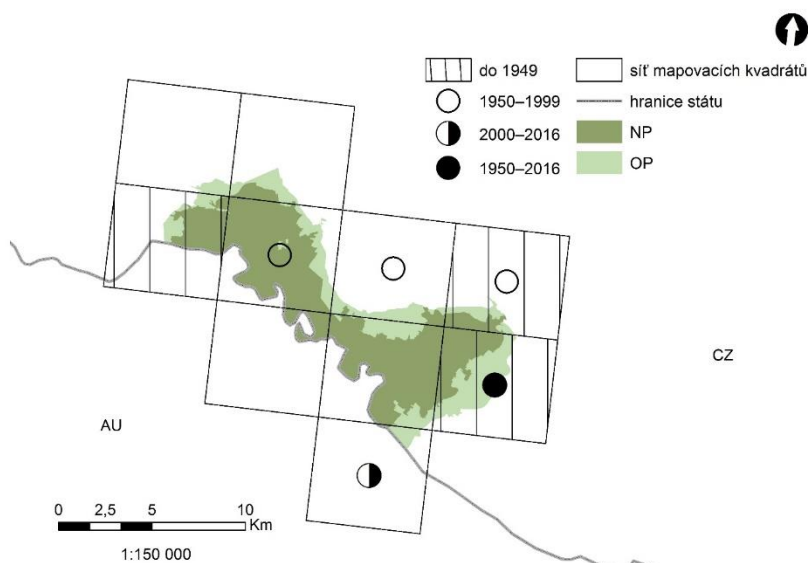
Obr. 3.2.3.11 Výskyt druhu *Castor fiber* v čase

Sysel obecný (*Spermophilus citellus*)

Podyjí je jediným z našich NP, ve kterém se sysel ještě prokazatelně vyskytuje, ačkoliv i zde byl dříve mnohem rozšířenější (Priegelhof 1959; Anděra & Červený 2004). Většina posledních dokladů pochází z 90. let. Jelikož se často jedná o pozůstatky získané z vývržků, zejména výra velkého (*Bubo bubo*), je přesná lokalita výskytu nejistá (Reiter et al. 1997; Anděra & Červený 2004). Z období 1949–1999 je známo 22 záznamů sysla ze čtyř kvadrátů (40 % území parku), po roce 2000 existuje jen 5 údajů ze dvou kvadrátů (20 %) – pozorování z Konic (Cepáková & Hulová 2002) a Hnanic (A. Reiter, os. sdělení).

Sysel obecný se dnes na území ČR vyskytuje jen ostrůvkovitě, zejména na neoraných nepodmáčených travnatých plochách (Gaisler & Dungel 2003). Naprostá většina jím obývaných lokalit leží v nadmořských výškách 200–340 m n. m. (Anděra & Červený 2004).

Na základě dosavadních pozorování vylíčil habitatový model stanovištních preferencí jako nejvhodnější biotopy pro sysla obecného suché trávníky, vřesoviště, dopravní síť (zřejmě důsledek nálezů kadavérů na silnicích), vinice a sportovní a rekreační plochy.



Obr. 3.2.3.12 Výskyt druhu *Spermophilus citellus* v čase

Plch velký (*Glis glis*)

Plch velký patří v NPP k běžným druhům, které jsou zde průběžně dokumentovány od 60. let 20. století až dosud (Reiter et al. 1997; Adamík 2015; Anděra & Beneš 2001; Anděra 2011); 56 nálezů z tohoto období až do současnosti spadá do všech subkvadrátů.

Plch velký obývá listnaté a smíšené lesy vrchovin, pahorkatin a podhorských oblastí, v jehličnatých lesích obvykle zcela chybí (Gaisler & Dungel 2003). V oblibě má geomorfologicky výrazně členité oblasti, jako jsou suťoviska, krasové útvary, skaliska, kvádrové pískovce atp. (Anděra & Beneš 2001). Horní hranice jeho výskytu obvykle kopíruje přirozenou horní hranici buku (Anděra 1986), naše známé lokality obvykle mají rozpětí nadmořských výšek 170–950 m n. m. (Anděra & Beneš 2001).

Habitatový model stanovištních preferencí na základě dosavadních pozorování plcha velkého vylišil v NPP jako velmi vhodné biotopy především dubohabřiny, které tvoří naprostou většinu vhodných biotopů i většinu celého národního parku. Významná byla preference i pro suťové lesy, skály a sutě, bučiny, přírodní křoviny, suché trávníky, které jsou však v NPP zastoupeny jen minimálně. Jako vhodné jsou dále hodnoceny, sportovní a rekreační plochy, hospodářské smíšené lesy, suché bory a umělé skály a lomy, rovněž na území NPP zastoupené zcela minimálně nebo vůbec. Zjištěné rozšíření plcha velkého vcelku věrně kopíruje výsledek habitatového modelu, kdy reálné nálezy odpovídají nejvyšší koncentraci vhodných a velmi vhodných biotopů.

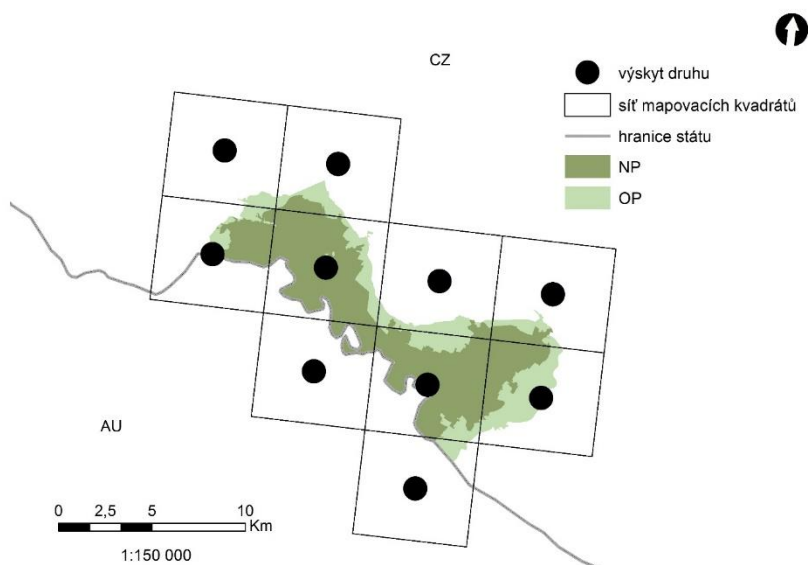
Křeček polní (*Cricetus cricetus*)

Přítomnost druhu je NPP zaznamenávána od 70. let (Vohralík & Anděra 1976); několik záznamů z 90. let je z vývržků a proto s otázkou přesné lokace (Reiter et al. 1997; Anděra & Beneš 2001). Do roku 2000 se podařilo získat 15 údajů ze dvou subkvadrátů a po roce 2000 už jen jeden údaj z roku 2013 z ochranného pásma na východě (subkvadrát 7162c – A. Reiter, osobní sdělení).

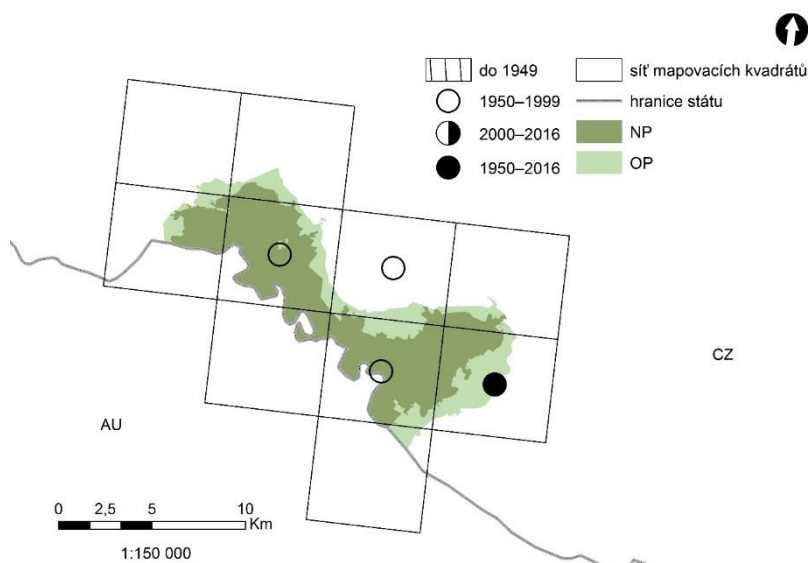
Křeček typicky obývá odlesněnou kulturní krajinu (pole, louky, meze, zahrady a sady) do nadmořské výšky kolem 400 m n. m. (Gaisler & Dungel 2003).

Na základě dosavadních nálezových dat vylišil habitatový model jako vhodné biotopy pro křečka polního především suché trávníky a skládky a staveniště. Je zřejmé, že

vhodné biotopy bude křeček nacházet spíše v okolí národního parku než v lesnatém kaňonu Dyje.



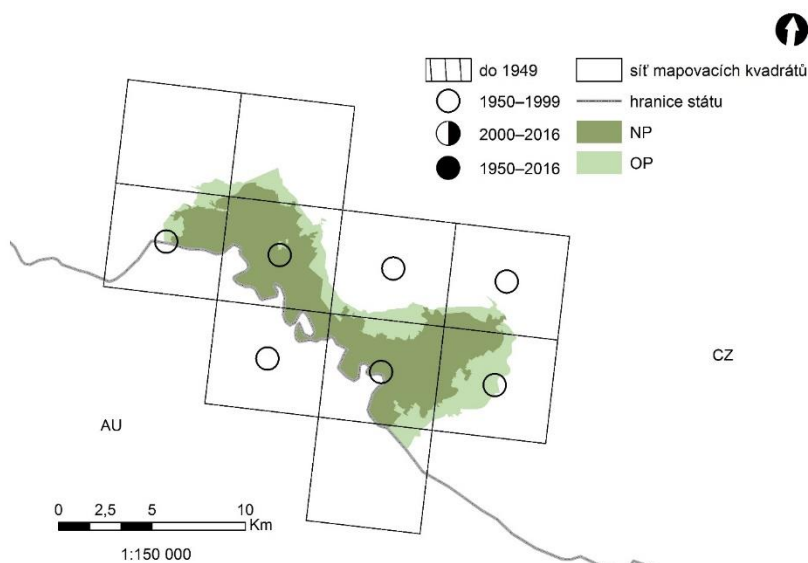
Obr. 3.2.3.13 Výskyt druhu *Glis glis* v čase



Obr. 3.2.3.14 Výskyt druhu *Cricetus cricetus* v čase

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

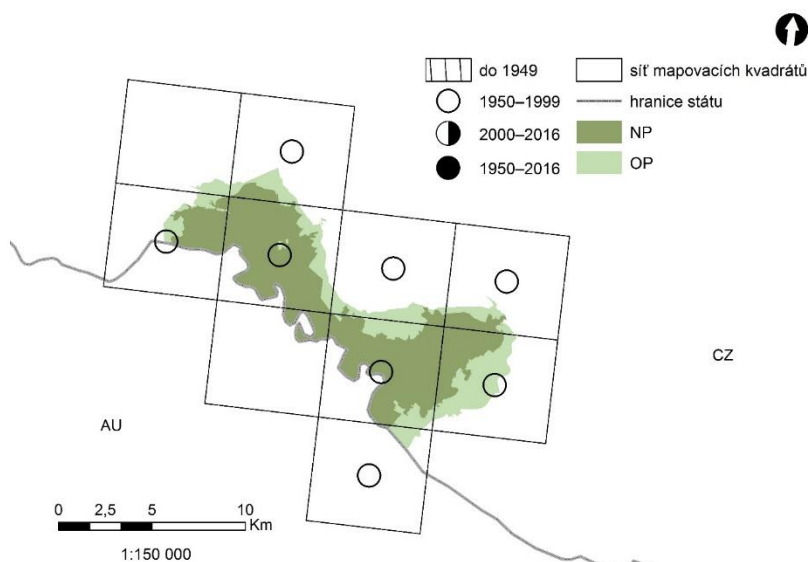
První zprávy o přítomnosti ondatry pižmové na území dnešního NPP jsou již z 20. let (Hrůza 1920). Poslední záznamy pak pocházejí jednak z dotazníkové akce Národního muzea počátkem 90. let (Anděra & Beneš 2001), dílem z konce 90. let (Reiter et al. 1997). Celkem existuje 25 záznamů z 8 subkvadrátů (80 % území parku). O výskytu druhu v NPP po roce 2000 známé záznamy nejsou.



Obr. 3.2.3.15 Výskyt druhu *Ondatra zibethicus* v čase

Potkan (*Rattus norvegicus*)

Přítomnost potkana v NPP byla sledována a potvrzena téměř ve všech subkvadrátech, zejména pomocí rozborů vývržků zejména výra velkého (*Bubo bubo*) a v jednom případě i puštíka obecného (*Strix aluco*), méně často pomocí přímých pobytových stop (Reiter et al. 1997). Nemáme indikace, že by populace potkana měla po roce 2000 v ČR klesat (Anděra & Gaisler 2012) a přesto, že většina pozorování z NPP pocházejí převážně z 90. let, je velmi pravděpodobné, že areál výskytu druhu se porce 2000 se nezměnil.



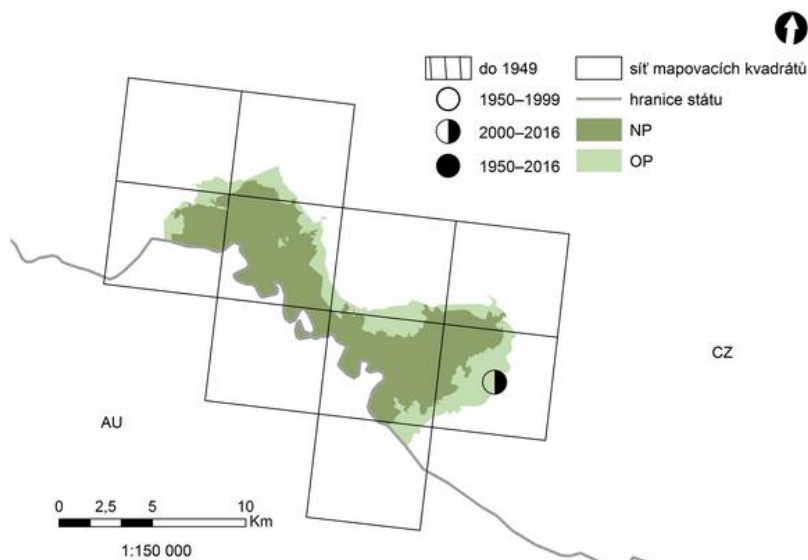
Obr. 3.2.3.16 Výskyt druhu *Rattus norvegicus* v čase

Nutrie (*Myocastor coypus*)

Zatím jediný publikovaný nález potenciálního invazního druhu v Podyjí se týká kadavéru u silnice při Konicích u Znojma v roce 2005 (Anděra 2011).

Nutrie je neotropický druh, který u nás ve volnosti často nepřežije tuhou zimu a naprostá většina pozorování pochází z nižších poloh do 400 m n. m. (Anděra & Červený 2003). Dnes se nutrie již v přírodě ČR pravidelně rozmnožují (Anděra & Gaisler 2012). Druh má úzkou vazbu na zarostlé břehy stojatých i pomalu tekoucích vod.

Na základě dosavadních pozorování vylišil habitatový model stanovištních preferencí jako preferované biotopy pro nutrii rybníky a nádrže, makrofytní vegetaci stojatých vod, přírodní i nepřírodní vodní toky, mokřady a pobřežní vegetace a lužní a mokřadní toky a městské zelené plochy. Tyto biotopy se vyskytují na území NPP jen na plošně velmi omezené míře.

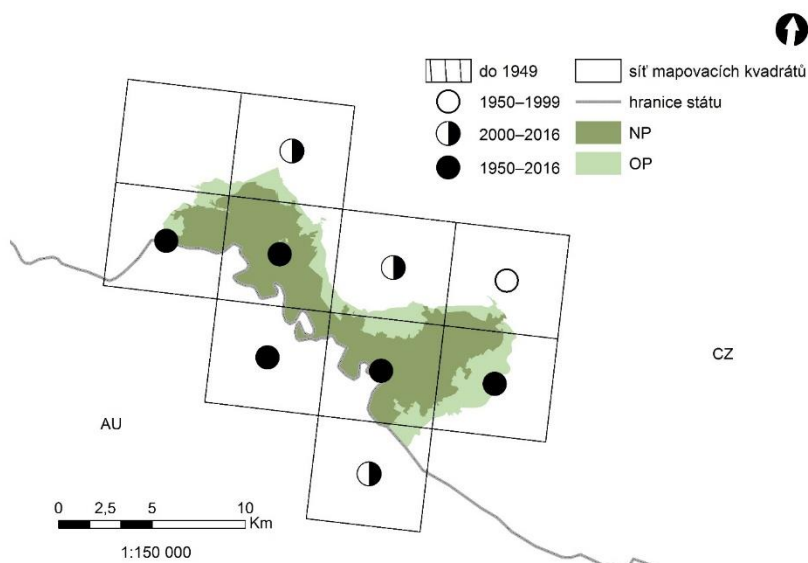


Obr. 3.2.3.17 Výskyt druhu *Myocastor coypus* v čase

Tchoř tmavý (*Mustela putorius*)

Tchoř tmavý je na území národního parku Podolí a jeho ochranného pásma znám 16 údaji z 60 % mapovacích subkvadrátů v období do roku 2000. V současnosti (2000–2016) byl tento druh potvrzený celkem 23 údaji z celkem 8 mapovacích subkvadrátů, také se vyskytuje zhruba na 80 % území NPP. Detailní monitoring (Poledník et al. 2015) ukazuje na příznivý stav populace tchoře tmavého.

Vzhledem k tomu, že tchoř tmavý obývá členitou otevřenou krajinu (Anděra & Horáček 2005, Brezinski et al. 2010), můžeme tento druh najít v zájmovém území na lokalitách situovaných spíše v nelesních biotopech: na loukách s remízky, pastvinách, vinicích nebo vřesovištích, ale i v agrární krajině nebo na okraji lidských sídel. Nejvhodnější lokality vylišené habitatovým modelem (suché trávníky, vinice, přírodní i nepůvodní křoviny, nesouvislá městská zástavba, částečně i vřesoviště a ovocné sady) jsou situované zejména ve východní části NP a jeho ochranného pásma. Zastihnout ho můžeme vzácněji i v lese (Weber 1989), ale souvislým lesním komplexům se z pravidla vyhýbá (Anděra & Červený 2009).

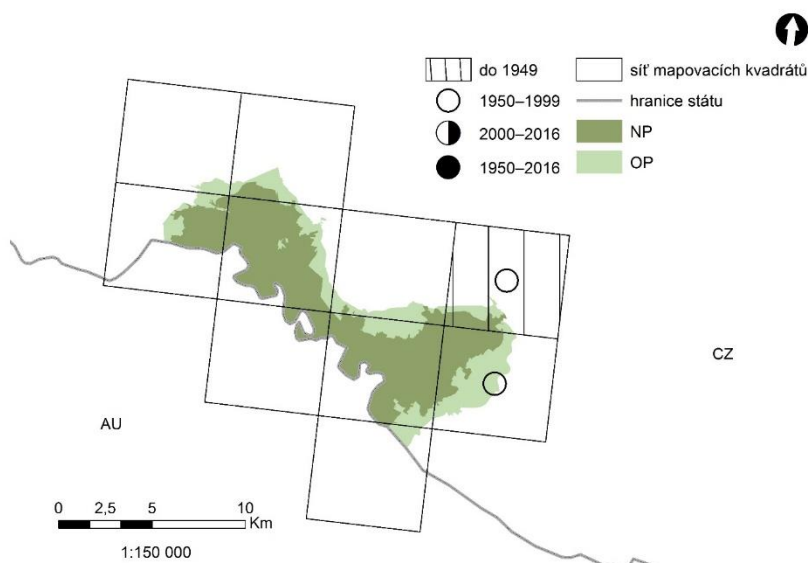


Obr. 3.2.3.18 Výskyt druhu *Mustela putorius* v čase

Tchoř stepní (*Mustela eversmanii*)

Recentní výskyt (2000–2016) tchoře stepního na území Národního parku Podyjí a ochranného pásma není podle dostupných údajů známý, i navzdory poměrně blízkému území jádrového výskytu druhu v ČR, za kterou je označovaná oblast Jižní Moravy vymezená Brnem, Židlochovicemi, Klobouky a Slavkovem u Brna (Koubek & Červený 2001). Nepotvrdil ho ani poslední intenzivní fotomonitoring šelem v letech 2014–2015 (Poledník et al. 2015). Poslední recentní hlášení je z roku 2013 z katastru obce Šatov v blízkosti ochranného pásma NP (Poledník et al. 2015). Historicky výskyt (do roku 1999) je potvrzený třemi věrohodnými údaji (Kostroň 1948, Kratochvíl 1962, Reiter et al. 1997) ve 20 % mapovacích subkvadrátů ve východní části národního parku. Jeho výskyt koreluje s historickým výskytem králíka divokého, jako potencionálně významné kořisti nejen ve stejném období (1950–1999), ale i lokalitami výskytu, které jsou situované ve východní části národního parku a jeho ochranného pásma. Přímá souvislost ústupu tchoře s poklesem početnosti králíka však doposud na celostátní úrovni prokázána nebyla (Anděra & Červený 2008).

Ze zoogeografického rozšíření druhu v rámci ČR a Evropy, ekologických, klimatických a habitatových nároků je z národních parků a jejich ochranných pásem vhodný pro trvalý výskyt jen Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo. Habitatová analýza vylišuje jako potenciálně nejvhodnější habitaty suché trávníky, vinice, vřesoviště a hospodářské louky, které odpovídají i habitatovým nárokům druhu. Lokality vhodného a velmi vhodného habitatu jsou situované zejména ve východní části NP a OP (katastry obce Hnanice, Havraníky, Popice, Konice, Znojmo, Mašovice). Potencionální výskyt druhu je na základě habitatové analýzy možný také v západní části v katastru obce Čížov (příloha mapa).

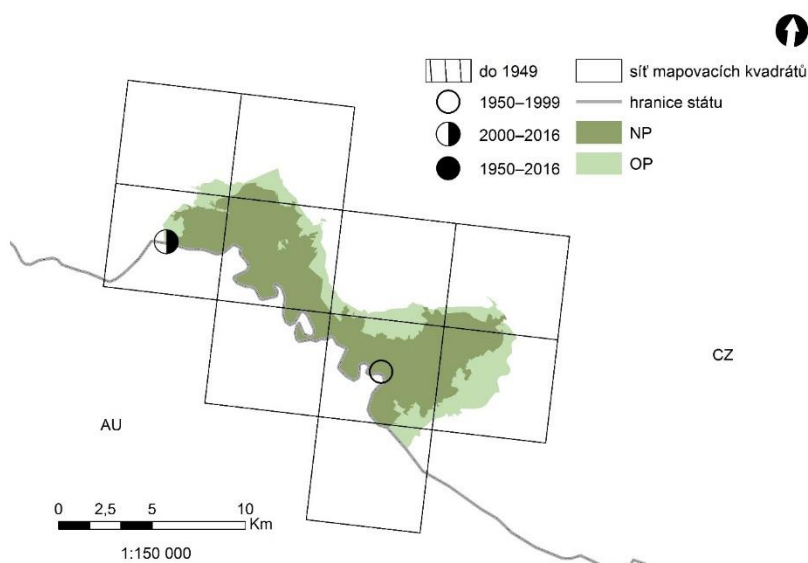


Obr. 3.2.3.19 Výskyt druhu *Mustela eversmanii* v čase

Norek americký (*Neovison vison*)

V období 1950–1999 je známý z jednoho subkvadrátu v katastru obce Havraníky (Anděra & Hanzal 1996, Reiter et al. 1997). V současnosti (2014–2015) byl jeho výskyt zaznamenán v okolí Vranovské přehrady a také přímo v Národním parku Podyjí a jeho ochranném pásmu na rybnících u Jejkaly v katastru obce Podmyče (6 záznamů z jednoho subkvadrátu; Poledník et al. 2015).

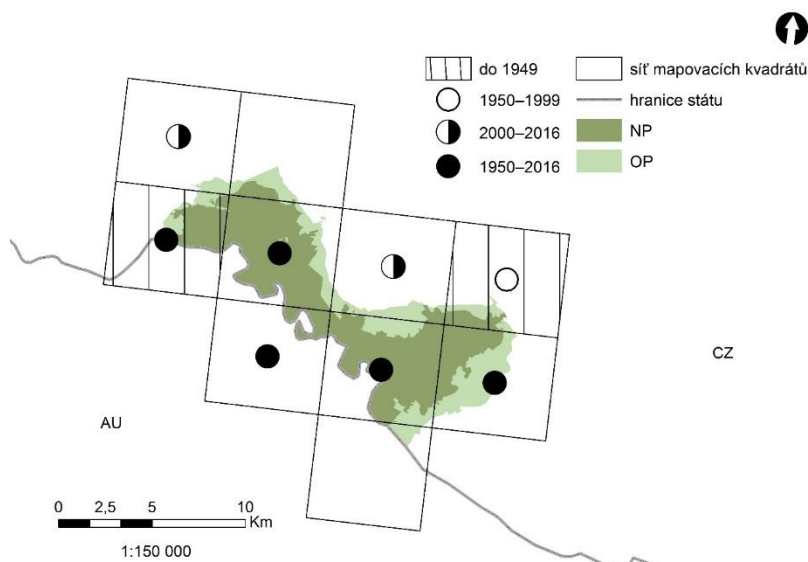
Obecně je druh vázán na všechny akvatické a semiakvatické habitaty (Anděra & Horáček 2005, Šálek 2009, Poledník et al. 2015), proto se nejvíce vhodné biotopy vylišené habitatovým modelem nacházejí v okolí Vranovské přehrady, řeky Dyje a jejich přítoků. Další můžeme najít v okolí všech vodních ploch, jako jsou rybníky, vodní nádrže nebo sádky. Vhodným biotopem je také veškerá břehová vegetace, mokřady a záplavové plochy.



Obr. 3.2.3.20 Výskyt druhu *Neovison vison* v čase

Vydra říční (*Lutra lutra*)

Vydra říční se vyskytuje na většině území národního parku. Od poloviny 20. století rozšířila areál výskytu z 20 % pokrytých subkvadrátů (na základě dvou údajů) na dnešních 70 %, které je založeno na 31 nálezových záznamech. Zatímco ještě v letech 1989–1992 a 1997–2001 byl výskyt na území NPP hodnocen jako nepravidelný (Toman 1992, Kučerová et al. 2011), v roce 2006 a 2011 již zde byl výskyt definován jako stálý (Poledník et al. 2007, Poledník et al. 2011).



Obr. 3.2.3.21 Výskyt druhu *Lutra lutra* v čase

Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

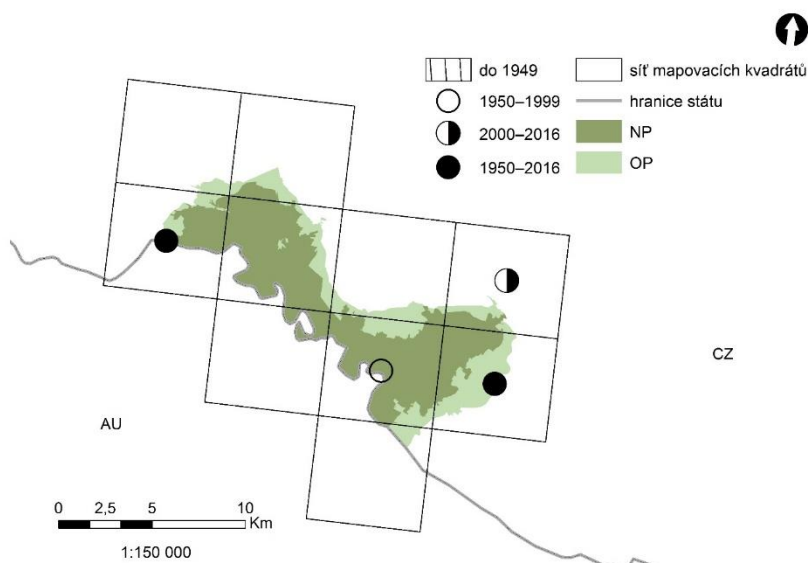
Výskyt psíka mývalovitého je recentně (2000–2016) znám z pěti údajů ve třech subkvadrátech (30 %). Hlavní lokality výskytu (historické i recentní) se nacházejí ve východní části území, zejména v ochranném pásmu (Reiter et al. 1997, Mrštný 2005), ale také v západní části přímo v národním parku u rybníka Jejkal (Mrštný 2005). Poslední intenzivní mapování šelem (2014–2015), které proběhlo v NP a OP Podýjí (Poledník et al. 2015), výskyt psíka na zájmovém území nepotvrdilo.

Z pohledu vhodného habitatu jsou pro psíka, jakožto biotopového generalistu, potenciálně vhodné všechny lesní i nelesní biotopy území NP a OP, tedy naprostá většina území NPP.

Mýval severní (*Procyon lotor*)

Z dostupných údajů není historický ani recentní výskyt mývala na území NPP známý. O jeho výskytu se nezmiňuje ani Poledník et al. (2015), který prováděl v NP a OP intenzivní výzkum.

Mýval se může podobně jako psík vyskytovat na poměrně široké škále biotopů od listnatých lesů po velkoměsta (Křištofík et al. 2012). Dosud nejsou známy jeho stanovištní nároky, což dokladují i záznamy z různých typů biotopů a nadmořských výšek (Anděra & Červený 2009, Anděra & Gaisler 2012). Z pohledu NP a OP Podýjí tvoří vhodné habitaty pro mývala hlavně lesní stanoviště, jako jsou doubravy a dubohabřiny, suťové lesy, lužní a mokřadní lesy, listnaté lesy a také semiakvatické biotopy s veškerou břehovou vegetací. Vysloveně nevhodným habitatem je intenzivně obhospodařovaná agrární krajina.

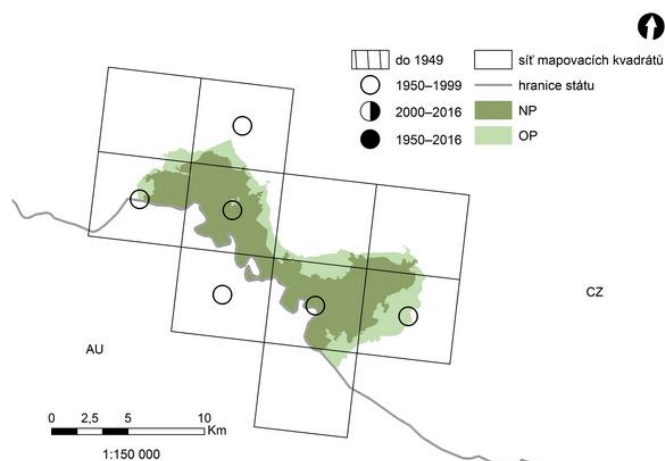


Obr. 3.2.3.22 Výskyt druhu *Nyctereutes procyonoides* v čase

Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Rys ostrovid je z národního parku Podyjí znám z 21 záznamů z druhé poloviny 20. století celkem zahrnujících šest subkvadrátů (60 % z území NP). Naprostá většina záznamů pochází z let 1993–1994, kdy byli v území ilegálně vypuštěni 4 jedinci rysa ostrovida (Reiter 1996). Ojedinělé záznamy rozptylujících se jedinců pocházejí z let 1956–1960 (Kratochvíl & Vala 1968) a z 80. let 20. století (Reiter 1996).

Naprostou většinu biotopů uvnitř národního parku habitatový model vyhodnotil jako velmi vhodných a vhodných, což odráží převahu lesních stanovišť. Zjištěné preference jsou v souladu s jinými poznatky z Evropy zaměřených na habitatové preference rysa ostrovida (Niedziałkowska et al. 2006; Zimmermann & Breitenmoser 2002), ovšem vzhledem k velkým domovským okrskům rysa (Herfindal et al. 2005; Bufka 2003) je samotný park příliš malé území pro zajištění základních životních potřeb druhu. Výskyt rysa na území NP by znamenal jeho současný výskyt i v okolní kulturní krajině, kterou tvoří vesměs nevhodný biotop (především orná půda). Domovské okrsky rysa mohou zahrnovat i relativně vysoký podíl nevhodných a velmi nevhodných biotopů (až 18 %), ovšem měly by tvořit relativně spojitou matrix (Romportl 2014). Habitatový model naznačuje propojenost s dalšími vhodnými biotopy severozápadně od NPP, ovšem vzhledem k izolovanosti parku od všech dalších oblastí trvalého výskytu rysa předpokládáme, že území NPP bude fungovat spíše jako potenciální migrační koridor než oblast trvalého výskytu rysa (Reiter 1996; Anděl et al. 2010).



Obr. 3.2.3.23 Výskyt druhu *Lynx lynx* v čase

Kočka divoká (*Felis silvestris*)

Z literatury nejsou známy věrohodné doklady o výskytu koček divokých z území NPP, avšak geneticky byla kočka divoká v letech 2006–2011 pomocí chlupových pastí potvrzena sousedním NP Thayatal v Rakousku (Übl 2012). Důkaz, že kočka divoká žije v NPP, se nepodařilo získat ani během intenzivního fotomonitoringu zaměřeného na malé šelmy v letech 2014–2014 (Poledník et al. 2015).

Habitatový model ukázal, že většina parku je pro kočku divokou velmi vhodným habitatem, což souvisí s výraznou vazbou druhu na les, lesní okraje a strukturované porosty ve středních a nižších polohách. Model predikoval silnou preferenci suťových lesů, doubrav a dubohabřiny (ty tvoří většinu území NPP), bučin, lehce nižší preferenci pro suché bory, přírodní křoviny a hospodářské listnaté lesy. Jako jeden z nejčastěji uváděných faktorů limitujících výskyt kočky divoké je výška sněhové pokrývky (Nowell & Jackson 1996; Mermoud & Liberek 2002; Kilshaw & MacDonald 2011). Lesní prostředí je typickým prostředím pro kočky divoké v Evropě, lesnatost v oblastech jejich výskytu se pohybuje od 30 do 65 % (Pospíšková 2015). Důležitou strukturou využívanou kočkami divokými v lesích jako odpočinková místa je strukturovaný lesní okraj a mrtvé dřevo: vývraty, spadlé kmeny, dutiny, pokroucené stromy s tlustými větvemi (Hupe et al. 2004). Při volbě optimálního biotopu kočky preferují přírodně zarůstající polomy před uměle vytěženými a obnovovanými plochami, extenzivně obdělávané křovinaté louky nad intenzivní zemědělskou krajinou (Klar 2005).

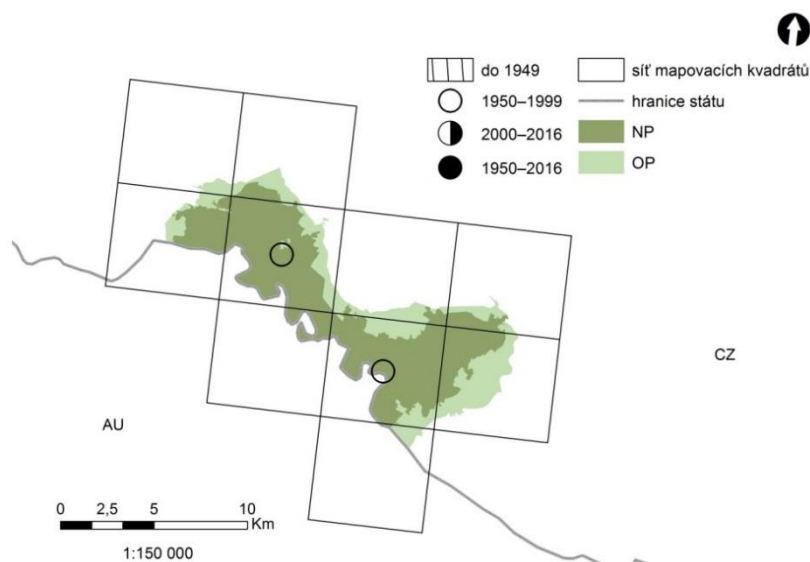
Sika (*Cervus nippon*)

V současné době se v parku nevyskytuje, ojedinělý výskyt byl zaznamenán v 2. polovině 20. století (2 mapovací subkvadráty). Jedná se o nepůvodní druh s invazním potenciálem (Anděra & Červený 2009), proto je jeho výskyt v národním parku nežádoucí a v případě zjištění je nutná jeho totální eliminace.

Z hlediska habitatových preferencí je sika nenáročný druh, schopný se adaptovat na různé podmínky prostředí (Anděra & Červený 2009). V našich podmínkách nejvíce preferuje prosvětlené (rozvolněné) listnaté a smíšené lesy prostoupené zemědělskými plochami (louky, pastviny, pole), což odpovídá charakteru národního parku a jeho okolí (Anděra & Hanzal 1995, Červený et al. 2004, Wolf & Vavruněk 1975-1976). Většina výskytu se soustřeďuje do nadmořské výšky 250–800 m (Anděra & Červený 2009).

Podle vytvořeného habitatového modelu je většina území národního parku Podyjí pro výskyt siky vyhovující až vhodná, což odpovídá jeho širokým habitatovým

preferencím uváděným v literatuře. Habitatová analýza predikuje jako vhodné řadu různých typů lesních i nelesních biotopů a potvrzuje siku jako habitatového generalistu. Je zde tedy riziko, že v případě rozšíření do NPP by se zde mohla vytvořit početná a životaschopná populace.



Obr. 3.2.3.24 Výskyt druhu *Cervus nippon* v čase

Daněk evropský (*Dama dama*)

Nepůvodní druh zavlečený na území parku v druhé polovině 20. století (Anděra & Červený 2009). Na území zasahuje ve třech monitorovacích čtvercích (přičemž jejich značná část leží v Rakousku), které představují asi 30 % rozlohy parku a přilehlého sledovaného území. Po zrušení ženíjně-technických zátarasů po roce 1990 došlo k výraznému rozptýlení daňka do okolní krajiny a jeho početní stavy v NP se tak zredukovaly na jednotlivé migrující kusy. Tento stav platí i v současné době (Reiterová & Škorpík 2012).

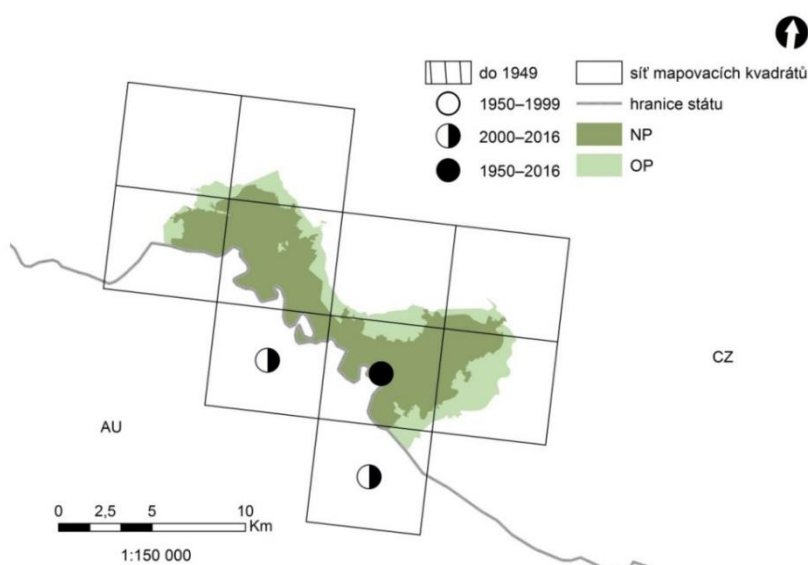
Daněk obývá převážně nesouvislé listnaté a smíšené lesy s bohatým podrostem (Anděra & Hanzal 1995, Červený et al. 2004). Za nejvhodnější se považují území s délkou vegetačního období 160–190 dní a listnatými a smíšenými lesy s převahou dubů a podílem luk vyšším než 15% (Klusák 2006). Rozhodujícím faktorem pro výskyt daňka je nadmořská výška, optimálně se koncentruje ve 200–600 m n. m. (přes 90 % nálezů) (Anděra & Červený 2009). Habitatová analýza predikovala jako vhodné všechny lesní biotopy s dominancí listnatých dřevin jako doubravy a dubohabřiny, suťové lesy, bučiny, hospodářské listnaté lesy a také nelesní biotopy – zejména suché trávníky s přírodními křovinami. Naprostá většina NPP tedy daňkovi nabízí velmi vhodné podmínky pro život.

Muflon (*Ovis aries musimon*)

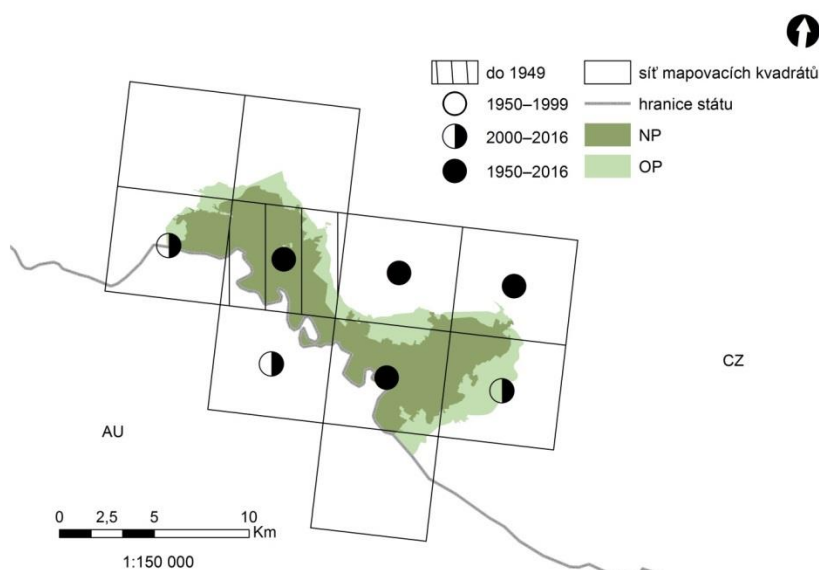
Běžný druh s dlouhodobým výskytem po celém území národního parku. Na území NP byl zavlečen v průběhu 30. let minulého století (Anděra & Hanzal 1995). V době jeho vyhlášení se zdejší stavy odhadovaly na 500–600 ks. S ohledem na nepůvodnost druhu se již v prvním Plánu péče stanovilo cílové vyloučení muflona z území parku (Škorpík 1994). Po několikaleté intenzivní redukci se dnes v území vyskytuje asi 50 ks, které se nacházejí v centrální a západní části zájmové oblasti (Reiterová & Škorpík 2012).

Optimálními stanovišti jsou pro muflona listnaté a smíšené lesy s kamenitým až skalnatým podkladem (suťové svahy) nejčastěji v pahorkatinách a vrchovinách, dokáže

se však přizpůsobit i devastovaným biotopům (např. rekultivované výsypky dolů v severozápadních Čechách, či okrajové partie velkoměstských aglomerací), zcela se pak vyhýbá bezlesým nížinám a vyšším polohám horských oblastí (Anděra & Červený 2009). Vyhýbá se i rozlehlým jehličnatým lesům, podmáčeným terénům s měkkou půdou (např. lužní lesy) a oblastem s vysokou sněhovou pokrývkou (Anděra & Hanzal 1995, Kubala 1997, Červený et al. 2004). Téměř 80 % záznamů spadá do nadmořské výšky 200–600 m (Anděra & Červený 2009). Habitatová analýza predikovala pro muflona jako velmi vhodné různé typy lesních biotopů, především doubravy a dubohabřiny, hospodářské listnaté lesy, suché bory suťové lesy, skály a sutě, proto je naprostá většina národního parku potenciálně velmi vhodná pro výskyt muflona, čemuž odpovídají i vysoké stavy tohoto kopytníka před počátkem jeho eliminace v NPP.



Obr. 3.2.3.25 Výskyt druhu *Dama dama* v čase



Obr. 3.2.3.26 Výskyt druhu *Ovis aries musimon* v čase

Shrnutí a doporučení pro Národní park Podyjí

Hmyzožravci a hlodavci

Hmyzožravce i hlodavce lze v NPP považovat za relativně dobře zmapované.

V parku byly zjištěny s výjimkou rejska horského všechny u nás žijící druhy hmyzožravců; bělozubka bělobřichá zatím v žádném jiném našem NP zjištěna nebyla. Zdá se navíc, že v posledních letech dochází k expanzi tohoto druhu. Naopak v poslední době v oblasti jižní Moravy klesá abundance rejska obecného a malého (Suchomel & Heroldová, 200; Suchomel et al. 2012). Proto by bylo vhodné **průběžně sledovat změny početnosti a rozšíření rejsků**.

NPP je jedním z mála míst, na jehož okraji lze nalézt funkční populace dříve běžných hlodavců sysla obecného a křečka polního. **Populace obou druhů by bylo vhodné v NP sledovat, podporovat a udržet**, protože tu mají (přinejmenším oproti našim ostatním NP) výjimečně příznivé podmínky. Sysel především na vřesovištích v okolí Havraníků, křeček pak v zahradách a orné půdě rovněž kolem Havraníků, ale nadějně se jeví i okolí Podmolí a Šumné. Myšice malooká se v jiném našem NP nevyskytuje, ale v okolí je vcelku běžná. Introdukované druhy jsou buď výrazně synantropní (myš domácí, potkan), nebo s ohledem na spíše výjimečný výskyt (nutrie) či klesající početnost (ondatra) sice aktuálně nepředstavují pro park výrazné riziko, nicméně i tak lze jejich výskyt chápat jako nežádoucí. Bobr evropský se opět rozšířil sice až v posledních cca 15 letech, ale je již poměrně běžný. To má vzhledem k jeho schopnostem a roli v ekosystému pro národní parky pozitivní efekt a činí bobra zajímavým objektem pro další výzkum (podrobněji viz 4.1.1). Ostatní druhy hrabošovitých a myšovitých hlodavců lze na základě současných znalostí považovat za běžné, nicméně časoprostorové změny v jejich populačních hustotách mohou být důležitým ekologickým indikátorem.

Základní metodou monitoringu těchto skupin savců je a patrně dlouho zůstane přímý odchyt do pastí. Všechny ostatní metody mají až na výjimky (bobr) výrazné slabiny (relativní zkreslení při náhodném pozorování; nepřesná lokace výskytu u rozborů vývržků dravců a sov; pracnost při užití trusových destiček; vzájemná podobnost až nerozlišitelnost druhů při použití fotopastí či sledování pobytočných znaků).

Letouni

Území NPP je dobře a dlouhodobě po chiropterologické stránce zkoumáno. Nacházejí se zde významná sociální stanoviště netopýrů (Ledové sluje, Nový Hrádek a další). Z území, ve srovnání s ostatními národními parky, existuje k většině druhů reprezentativní počet záznamů. U většiny druhů letounů na území NPP dále existují doklady o výskytu jak mateřských kolonií, tak zimovišť. Praktická ochrana druhů této mobilní a skrytě žijící skupiny tradičně spočívá v ochraně míst dlouhodobého výskytu, tedy zejména jejich úkrytů. Druhy preferující štěrbinové úkryty, které navíc často střídají (fission-fusion model) své úkryty velmi často volí v blízkosti drobných vodních biotopů. V podmínkách dobře propustného podloží a v posledních letech suchých letních období se voda z krajiny ztrácí. Proto lze doporučit budování drobných nádrží. Nicméně výstavba nádrže by měla připadat v úvahu pouze tam, kde ekologickou hodnotu proti současnému stavu pozvedne. Není vhodné stavět nádrž tam, kde jsou v současnosti **mokřady, přirozené vodní toky, přírodě blízké louky, přírodě blízké lesní nebo hájové porosty, protože tyto formace jsou vesměs z ekologického hlediska hodnotnější než zátopa nádrže**. Takové přírodní stanoviště lze však drobně upravit tak, aby místy vznikla volná vodní hladina, udržitelná po většinu roku. Naproti tomu třeba území degradované

zemědělským obhospodařováním, s vodním režimem rozvráceným odvodňovacími zařízeními a technickými úpravami vodních toků, může být **výstavbou malé vodní nádrže obohaceno**. Není však nutné ve většině případů vytvářet velké plochy, netopýři potřebují především volnou vodní hladinu a plně dostačující jsou drobné několika metrové tůně, které navíc mohou plnit roli reprodukčního stanoviště obojživelníkům. Důležité je obklopení takové tůně vzrostlými stromy a napojení na liniové porosty a lesní komplexy, pokud se tůň nenachází přímo v lese.

U analyzovaných druhů, které mají úkrytovou vazbu na budovy, je třeba dbát zvýšené opatrnosti v případě oprav střech, týká se zejména druhů *R. hipposideros*, *M. myotis* a *M. emarginatus*. *R. hipposideros* a *M. emarginatus* na rozdíl od *M. myotis*, využívají pro mateřské kolonie i půdy drobnějších i nedávno postavených budov, mohou tak uniknout pozornosti a kolonie jsou více ohroženy nevhodnými rekonstrukcemi. Snad ještě větší pozornost zasluhuje druh *P. austriacus*, který vytváří mateřské kolonie taktéž v budovách, pro svoji malou početnost však taktéž unikají pozornosti. Dále lze doporučit systematický průzkum vhodných budov (kostely, zámky a podobné stavby) ve snaze nalézt nové mateřské kolonie. U druhů *E. nillsonii* a *P. nathusii* chybí doklad o mateřské kolonii z území parku. U obou druhů pozorujeme plošné šíření a bude vhodné se na dohledání jejich mateřských kolonií v budoucnu zaměřit.

Kaňon Dyje bude pravděpodobně významnou migrační trasou. Vybrané druhy rodu *Pipistrellus* (*P. nathusii*, *P. pipistrellus* a *P. pygmaeus*) a *V. murinus* patří k dálkovým migrantům (např. Hutterer et al. 2005), **bude tedy vhodné zjistit, zda je oblast NP významná i pro migrující jedince v evropském měřítku**.

Na území NPP se vyskytují významná zimoviště a současně sociální místa druhů *P. pipistrellus* a *P. pygmaeus*, z nichž jednomu (Nový Hrádek) byla již věnována vědecká pozornost (Bartoničková et al. 2016). Je však pravděpodobné, že podobných míst je v NPP více. Takové lokality mají enormní význam související s výměnou genů (genový tok) pro lokální i migrující populace.

Malé šelmy

Poslední intenzivní monitoring šelem v NP Podyjí proběhl v letech 2014–2015 pomocí systematického fotomonitoringu, monitorovacích průchozích tunýlků, stopování a dalších metod a byl zaměřen převážně na invazní a ohrožené druhy šelem, jako jsou tchoř stepní nebo vydra říční (Poledník et al. 2015). Výskyt tchoře stepního ani kočky divoké nebyl výzkumem potvrzen (Poledník et al. 2015), navzdory tomu se však jeví jako potřebné, vzhledem k ohroženosti druhu, **nastartovat pilotní studii zaměřenou na systematický dlouhodobý monitoring obou druhů včetně území mimo NPP**. Vzhledem k absenci spolehlivé metody monitoringu tchoře stepního (Poledník et al. 2015) **doporučujeme fotomonitoring inovovat použitím fotopastí s bílým bleskem, které se používají například pro identifikaci jedinců velkých šelem (Kutal et al. 2014) a zaměřit se na oblasti potenciálního výskytu predikované habitatovým modelem**. Fotopasti s bílým bleskem se ukázaly i jako vhodný nástroj pro monitoring kočky divoké (Pospíšková et al. 2013). Pro robustnější výstup doporučujeme fotomonitoring realizovat **v síti, kde budou fotopasti od sebe vzdálené minimálně 0,8–1,5 km** (Kilshaw et al. 2015; Kilshaw & MacDonald 2011) aby byly spolehlivě pokryty všechny potenciální domovské okrsky koček. **Po vzoru monitoringu v Rakousku (Übl 2012) doporučujeme sledování kombinovat s atraktantem a chlupovou pastí, umožňující neinvazivní získání materiálu pro genetickou analýzu**.

Pro vydru říční je území NPP ideálním biotopem, především z důvodu absence dopravy (která jinak patří mezi nejvýznamnější faktor mortality), dostatku přirozené potravy (malé riziko konfliktu s rybáři) a přirozených břehových porostů. Pokud nedojde k významnému poklesu rybích společenstev, nejsou kromě průběžného monitoringu druhu třeba žádná aktivní managementová opatření (Poledník et al. 2015).

Dále doporučujeme intenzivní monitoring invazních druhů šelem, zejména norka amerického a psíka mývalovitého. Přestože v případě norka amerického se plošná invaze vzhledem k přítomnosti konkurenčně zdatnější vydry a geomorfologických podmínek NPP neočekává, může dojít k lokálním nárůstům na některých přítocích (Poledník et al. 2015). Studie provedená Poledníkem et al. (2015) je cenným příspěvkem k lepšímu poznání o populacích malých šelem. Kromě jednorázových projektů je však nutné nastavit systém, který bude dlouhodobě udržitelný a prováděn v ideálním případě přímo Správou NPP, s potenciální možností outsourcingu některých specializovaných typů monitoringů nebo konzultací.

Vzhledem k negativnímu dopadu invazních druhů zejména na populace místních obojživelníků je po jejich zjištění přistoupit k okamžité eliminaci druhu, tedy ideálně již v počáteční fázi invaze (Mináriková et al. 2015).

Kopytníci

Všechny druhy kopytníků žijící na území parku představují běžné a myslivecky obhospodařované druhy, bez nutnosti zvláštních opatření pro udržení či posílení populací. Populace původních druhů (prase divoké, srnec, jelen evropský) jsou dlouhodobě zajištěny, naopak je nutné jejich počty důsledně regulovat lovem, aby nedocházelo k poškozování ekosystémů v národním parku. U nepůvodních druhů (muflon, daněk) se pak v plánu péče počítá s jejich úplným vyloučením. Tato vize je reálná, protože početnost těchto druhů se již nyní podařilo významně snížit. Doporučujeme ji tedy naplnit. V budoucnu je v parku teoreticky možný i výskyt jelena siky, pravděpodobnost je však zatím malá z důvodu velké vzdálenosti nejbližší stálé zdrojové populace (střední Morava). V případě výskytu je pak nutná jeho okamžitá eliminace.

V rámci managementu ekosystémů, ke kterému v parku patří prosvětlování lesů a udržování bezlesí (Šebek et al. 2016), je plánováno i vysazování velkých druhů spásáčů (koně, tuři). Velcí býložravci jsou vhodní k pastevnímu managementu velkých ploch (minimálně 5-10 ha, Dostál et al. 2014), kde mohou přispět k fragmentaci krajinného zrna a diferenciaci habitatů. Velcí spásáči, na rozdíl od ostatních našich původních druhů kopytníků (okusovačů, jako je srnec či los a potravních oportunistů jako je jelen evropský) představují specifickou ekologickou skupinu s výrazně odlišnou potravní strategií (primárně se živí zemní vegetací bylinného patra), která dlouhodobě v naší krajině chybí a její návrat může být využit k přírodní formě udržování cenných bezlesých biotopů (Jirků & Dostál 2015, blíže také v rešerši v kap. 4.3). Aktuálně se připravuje vysazení „divokých“ koní, v druhém sledu lze doporučit i vysazení zpětně šlechtěného „pratura“ z důvodu jeho odlišného působení na vegetaci a stanoviště. Oba druhy lze chovat společně, každou lokalitu je však nutné oplotit, alespoň elektrickým ohradníkem. S postupným nárůstem početnosti populací koní a turů, bude časem nutné zajistit jejich management a regulaci. U obou druhů je třeba postupovat odlišně. Populaci koní lze regulovat odchytom (nahánky), což je systém, který je dnes dobře propracovaný. Pro udržení jejich početně stabilní populace je potřebné každoročně odebrat množství zvířat odpovídající 50 % v daném roce narozených hříbat (Dostál & Jirků 2015). Velcí tuři sice mohou mít tempo populačního růstu pomalejší než koně, avšak u mladých rozvíjejících se populací může dojít ke zdvojnásobení už za 5 let. Při regulaci praturů lze postupovat obdobně jako u

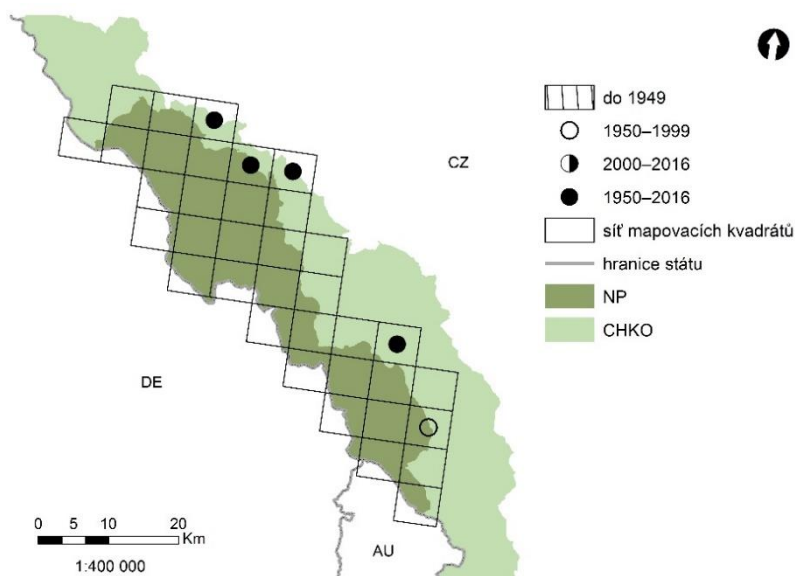
zubrů. U prosperující populace zubrů nemá ani každoroční odlov 11 % zvířat negativní vliv na její růst (Krasińska & Krasiński 2010), u praturů lze tedy teoreticky očekávat procento obdobné, nebo i o něco vyšší (Dostál & Jirků 2015). Regulace se zpravidla provádí odlovem starých post-reprodukčních býků ve věku přes 12 let, zvířat ve špatné kondici, zvířat zraněných apod., většinou tedy jedinců, jejichž ztráta neovlivní reprodukční potenciál populace. Pokud není důvodem přesídlení na novou lokalitu, hendikep, či nemoc, je regulace odlovem samic krajně nevhodná, neboť narušuje sociální strukturu stád. Vlastní lov turů (popř. i koní) musí být samozřejmě ošetřen i legislativně (zákon o myslivosti).

S přítomností velkých herbivorů se nastolí i otázka nakládání s jejich kadávery. Optimální je ponechávat je na místě jako zdroj živin v ekosystému, v případě nutnosti je možná jejich likvidace podle dodržování zásad a nařízení Státní veterinární správy (Dostál & Jirků 2015). U koní lze kadávery odstraňovat přímo zahrabáním na vhodném místě do hloubky nejméně 80 cm s použitím dezinfekčních prostředků, u turů je pak nutné je zlikvidovat v kafilerii. Po vysazení velkých spásačů se doporučuje výzkum jejich vlivu na ekosystémy, ohrožené druhy organismů a výzkum interakcí s jinými druhy kopytníků, popř. dalšími živočichy.

3.2.4 Národní park Šumava

Netopýr dlouhouchý (*Plecotus austriacus*)

Netopýr dlouhouchý je obecně vázán spíše na nižší nadmořské polohy čili v NPŠ jsou jeho nálezy ojedinělé. V letech 1950–1999 byl výskyt potvrzen z pěti subkvadrátů (17,9 %) a ze 42 lokalit, v pozdějším období 2000–2016 je znám již jen ze čtyř subkvadrátů (11,1 %) a 18 lokalit. Většina nálezů tedy spadá do období před rokem 2000. Přestože jde o nížiny preferující druh, právě z oblasti Šumavy pocházejí nálezy nejvýše položených mateřských kolonií (Blažejovice 780 m n. m.) (Anděra & Gaisler 2012). Jedná se o druh, který horské a podhorské prostředí využívá pouze omezeně.



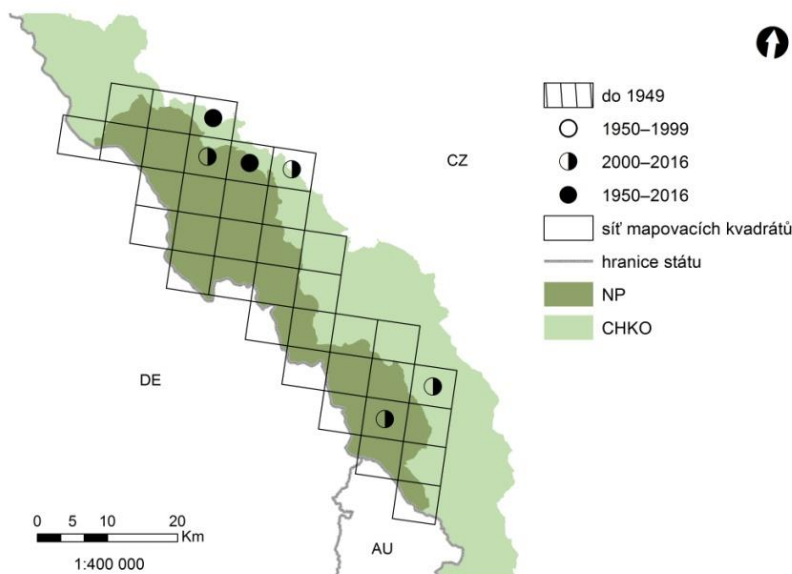
Obr. 3.2.4.1 Výskyt druhu *Plecotus austriacus* v čase

Vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*)

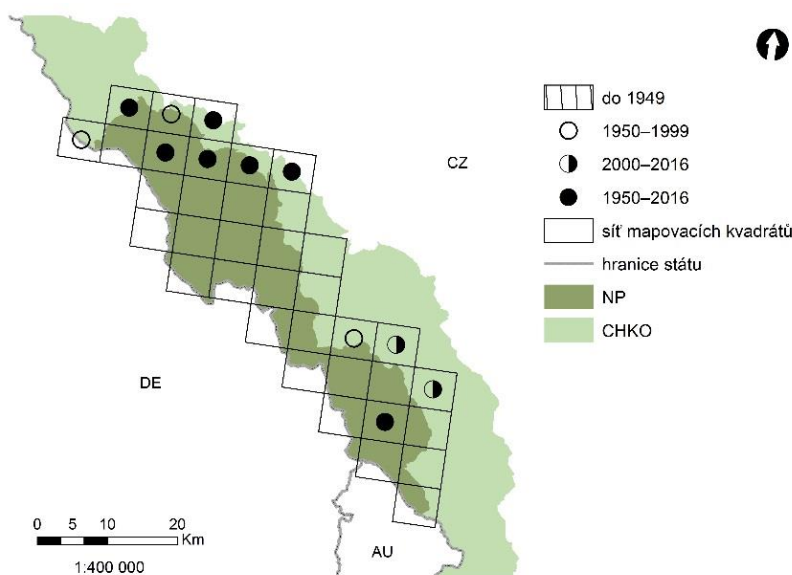
Vrápenec malý je druh vázaný na teplou otevřenou krajinu a je hojnější na Moravě. Do roku 2000 byl v NP Šumava znám pouze ze dvou subkvadrátů (5,6 %) a 27 lokalit. Ale v letech 2000–2016 byl již zjištěn v šesti subkvadrátech (16,7 %) a na 67 lokalitách. Tak jako na většině území ČR je druh charakteristický rostoucí početností. Na území NPŠ byly zjištěny úkryty mateřských kolonií vůbec v nejvyšší nadmořské výšce v ČR. V NPŠ vrápenec malý nalézá řadu štol, kde tradičně zimuje. Jedná se o druh filopatrický a mateřské kolonie preferují úkryty v lidských budovách.

Netopýr velký (*Myotis myotis*)

Netopýr velký byl na území NPŠ zjištěn do roku 2000 z 10 subkvadrátů (27,8 %) a z 81 nálezů. V období 2000–2016 však můžeme pozorovat nárůst počtu nálezů na 156 nálezů. Na území NPŠ tedy patří k hojným druhům s rostoucím početnostním trendem již od počátku 90. let. Jsou zde známy mateřské kolonie z nejvyšších poloh v ČR vůbec (Kundratice, Ruda, Planá, 600–700 m n.m.). Jde o druh, který hibernuje zejména ve štolách a na území NPŠ se nachází celá řada republikově významných zimovišť.



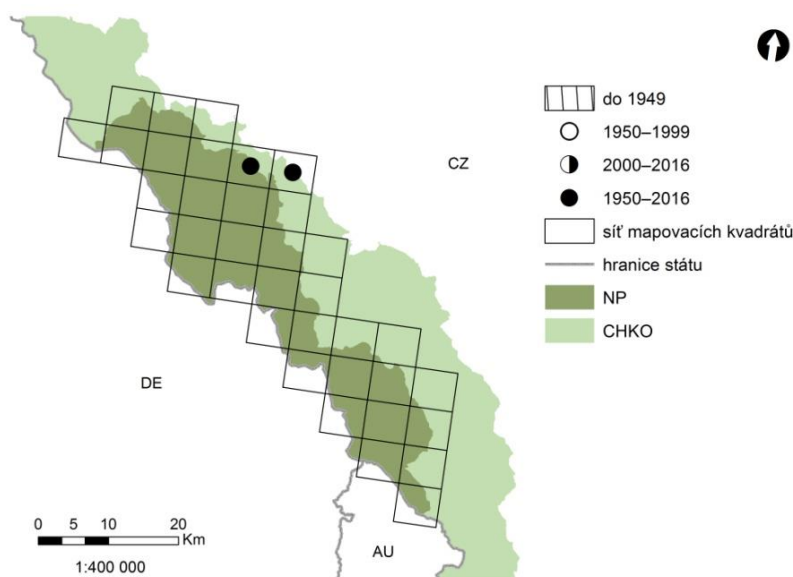
Obr. 3.2.4.2 Výskyt druhu *Rhinolophus hipposideros* v čase



Obr. 3.2.4.3 Výskyt druhu *Myotis myotis* v čase

Netopýr brvitý (*Myotis emarginatus*)

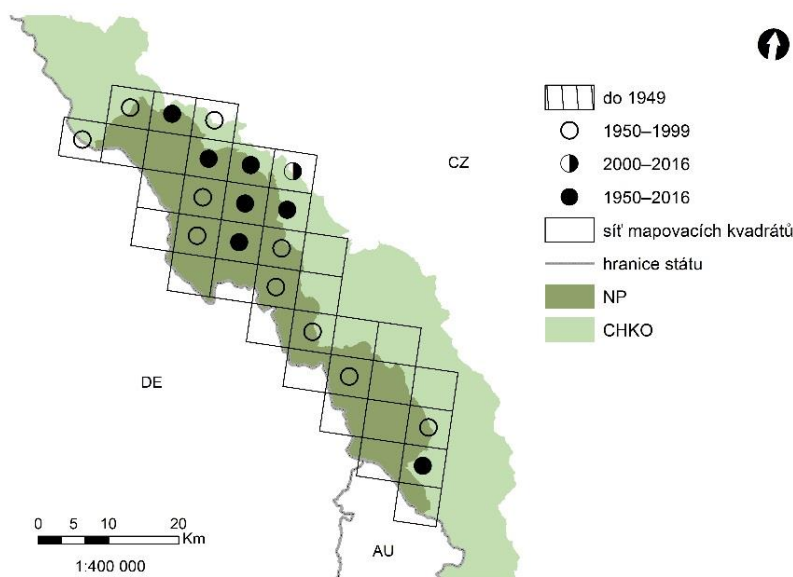
Netopýr brvitý byl z území NPŠ zjištěn do roku 2000 pouze ve dvou subkvadrátech (5,6 %) se dvěma nálezy. Z období 2000–2016 je počet obsazených subkvadrátů stejný, pouze nálezy jsou čtyři. Všechny dosavadní nálezy jsou ze zimovišť. Netopýr brvitý je synantropním druhem, který pro mateřské kolonie využívá zejména úkrytů v různých typech budov. Mateřské kolonie však nejsou z území parku známy a v blízké budoucnosti jsou nepravděpodobné. Zimní výskyt ve štolách v Amálině údolí je relativně izolovaný a vždy byly pozorovány pouze jednotliví jedinci. Z jižních a západních Čech je záznamů tohoto druhu obecně minimum. Přestože se s tímto druhem setkáváme i v horských zimovištích, jedná se o druh teplomilný s nejvýše položenou známou mateřskou kolonií ve výšce 530 m n.m. Na moravských lokalitách je u tohoto druhu v posledních 20. letech pozorováno významné zvýšení početnosti, v budoucnu je možné další šíření do Čech.



Obr. 3.2.4.4 Výskyt druhu *Myotis emarginatus* v čase

Netopýr pestrý (*Vespertilio murinus*)

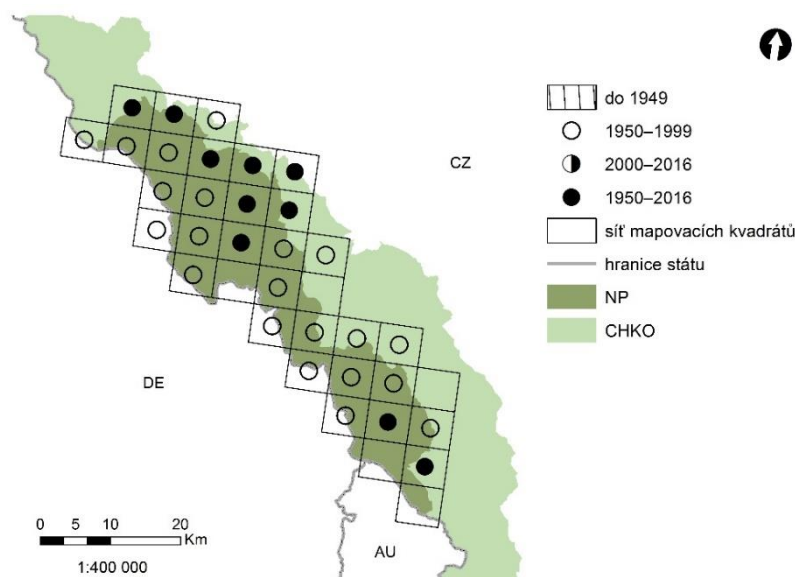
Z období do roku 2000 byl tento druh zjištěn v 17 subkvadrátech (47,2 %) s celkem 55 nálezy. Z období 2000–2016 je již nálezů daleko méně, z osmi subkvadrátů (22,2 %) jen 23. Jde o relativně běžný druh. Zjištěný pokles v početnosti může souviset s intenzitou výzkumu, resp. záznamu nálezů jednotlivců, které patrně již není tak systematické jako v období před rokem 2000. Snad proto, že Šumava je oblastí s nejvíce nálezy tohoto druhu z území ČR. Většina nálezů jsou jednotlivci nebo skupiny samců ze štěrbinových úkrytů v budovách. Početné skupiny samců v letním období nejsou žádnou výjimkou, naopak zcela chybí údaje o mateřských koloniích. V budovách je jako původně petrofilní druh nacházen i zimním obdobím. I tady se však jedná o jednotlivce. Ve větších počtech pravděpodobně zimuje v panelových domech anebo skalních štěrbinách, nicméně takových pozorování je dosud málo.



Obr. 3.2.4.5 Výskyt druhu *Vespertilio murinus* v čase

Netopýr severní (*Eptesicus nilssonii*)

Z období do roku 2000 byl tento druh zjištěn v 31 subkvadrátech (86,1 %) s celkem 244 nálezy. Z období 2000–2016 je pak již nálezů daleko méně, 131 z 10 subkvadrátů (27,8 %). Zaznamenaný pokles v počtu lokalit může podobně jako u n. pestrého souviset s méně systematickým záznamem nálezů jednotlivých jedinců, kdy je monitoring realizován zejména na tradičně sčítaných zimovištích. I přesto n. severní patří k hojným druhům na území NPŠ. Většina údajů pochází ze zimního období ze štol a sklepů. Nálezy z letního období jsou spíše ojedinělé. Obecně je to však druh, se kterým se setkáváme na hřebenech hor poměrně běžně. V posledních letech existuje řada informací díky rozvoji akustického výzkumu s použitím bat detektorů.



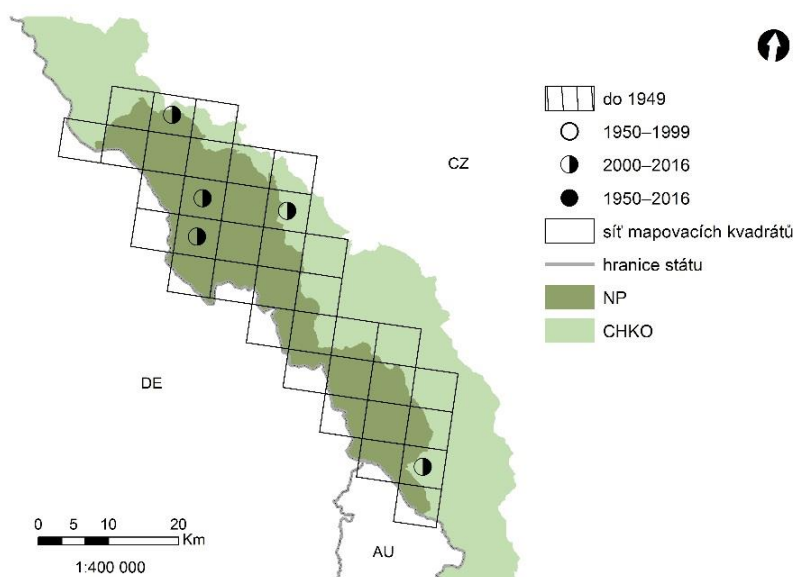
Obr. 3.2.4.6 Výskyt druhu *Eptesicus nilssonii* v čase

Netopýr parkový (*Pipistrellus nathusii*)

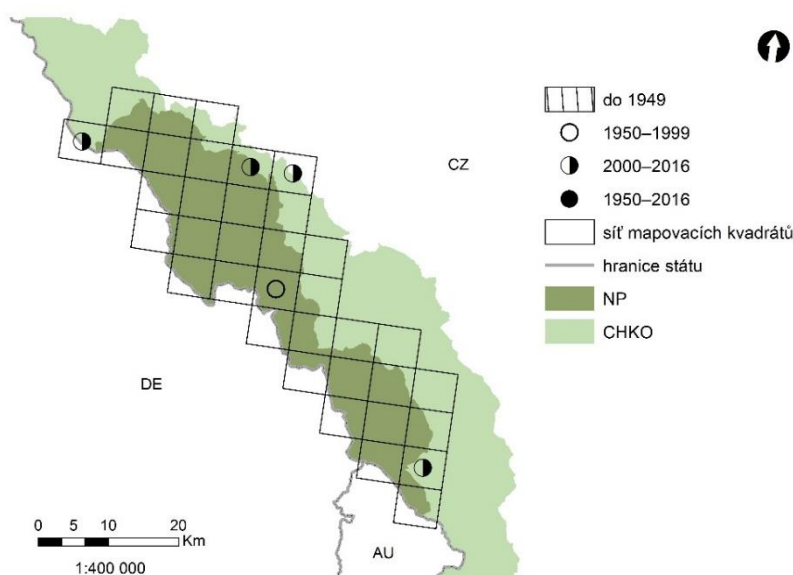
Do roku 2000 pozorování tohoto druhu z území NPŠ chybí. Nicméně z období 2000–2016 již existuje 13 nálezů z pěti subkvadrátů (13,9 %). Druh se na území NPŠ vyskytuje sporadicky. Jedná se o druh, který se v posledních přibližně 15 letech šíří, např. v jižních Čechách byly objeveny početné mateřské kolonie. Druh vzácně sice v letním období do vyšších poloh vystupuje, ale jinak preferuje nížiny, přirozené biotopy v aluviích větších řek. Hromadná zimoviště nejsou z území ČR známa, ale předpokládá se, že druh zimuje v dutinách, skalních štěrbinách nebo budovách. Druh je řazen k dálkovým migrantům.

Netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*)

I v případě netopýra hvízdavého se jedná o postupně se šířící druh. Dokládají to v období 2000–2016 čtyři obsazené subkvadráty s 11 nálezy v porovnání s nálezem do roku 2000, kdy existoval z území NPŠ nález jediný. V posledních letech je tento druh opakovaně zaznamenáván ve vyšších polohách po celém území ČR a je dosti pravděpodobné, že z území Šumavy jsou údaje sporadické z důvodu pouze minimálního akustického výzkumu. N. hvízdavý je druhem synantropním, který je vázán v horském prostředí zejména na drobná sídla.



Obr. 3.2.4.7 Výskyt druhu *Pipistrellus nathusii* v čase



Obr. 3.2.4.8 Výskyt druhu *Pipistrellus pipistrellus* v čase

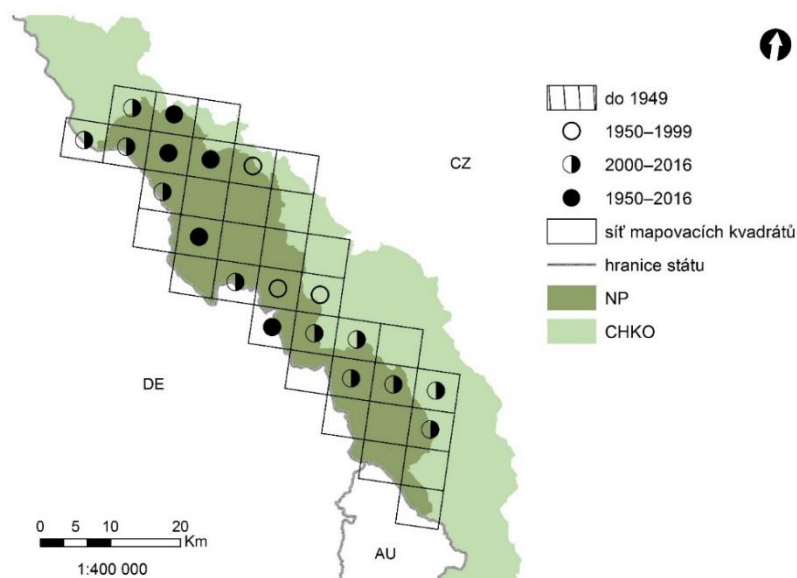
Bobr evropský (*Castor fiber*)

Území NP Šumava, na rozdíl od většiny okolí, není zahrnuto do zóny, ve které by měl být výskyt bobra evropského s ohledem na rizika škod aktivně eliminován (Kostkan et al. 2014). Z hlediska populace bobrů ve zbytku ČR by se tedy mělo výhledově jednat v podstatě o exklávu. Bobr se zde opětovně objevil (patrně z Německého Hammerklause) v roce 1997 (Červený et al. 2000) a od té doby až dosud se zvolna šíří, přičemž lze očekávat, že tento trend bude sílit (Vorel et al. 2014; Vorel et al. 2012; Anděra & Červený 2004; Kostkan et al. 2014).

Bobr si vybírá stanoviště při tekoucích i stojatých vodách s hustými přibřežními porosty zejména měkkého, ale i tvrdého luhu. Upřednostňuje nízký spád a nekamenité břehy či koryto, naopak čistota vody a antropické vlivy pro něj nejsou příliš omezující (Kostkan et al. 2014; Vorel et al. 2014; Vorel et al. 2012). Jádrem výskytu bobra v ČR leží ve

výškách do 400 m n. m. (Anděra 2011), nicméně populace na území NPŠ vystupuje do vyšších výšek s nejčastějším výskytem v zóně 700–900 m n. m. (Vorel et al. 2014).

Jako vhodné biotopy pro bobra evropského vylišil habitatový model stanovištních preferencí na základě dosavadních pozorování v první řadě přírodní vodní toky, mokřady a pobřežní vegetaci, makrofytní vegetaci stojatých vod, lužní a mokřadní lesy. Reálná pozorování jsou vždy vázána na vodní toky a plochy.



Obr. 3.2.4.9 Výskyt druhu *Castor fiber* v čase

Sysel obecný (*Spermophilus citellus*)

Z roku 1952 pochází pozorování od Volar v dnešním CHKO Šumava (Grulich 1954; Anděra & Červený 2004). Od té doby se jej zde zaznamenat nepodařilo.

Sysel obecný se dnes na území ČR vyskytuje jen ostrůvkovitě zejména na neoraných nepodmáčených travnatých plochách (Gaisler & Dungel 2003). Naprostá většina jím obývaných lokalit leží v nadmořských výškách 200–340 m n. m. (Anděra & Červený 2004).

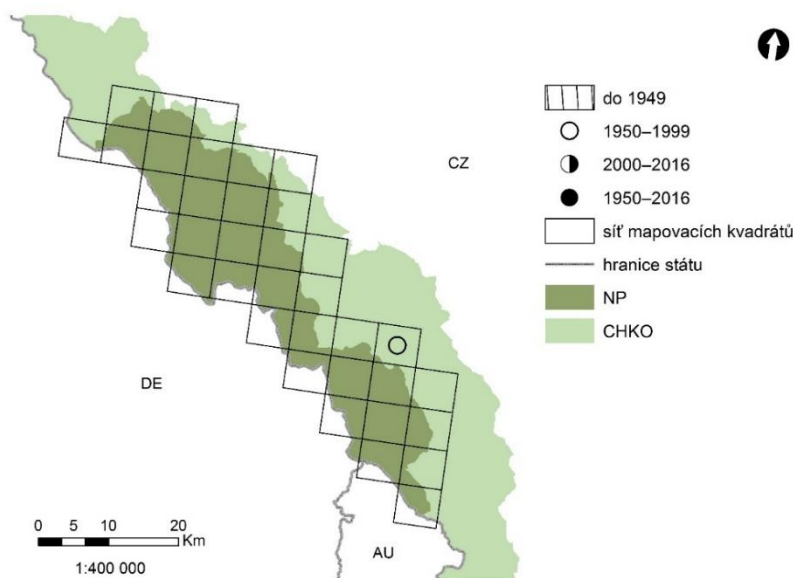
Na základě dosavadních pozorování vylišil habitatový model stanovištních preferencí jako nejvhodnější biotopy pro sysla obecného suché trávníky, vřesoviště, dopravní síť (zřejmě důsledek nálezů kadavérů na silnicích), vinice a sportovní a rekreační plochy.

Plch velký (*Glis glis*)

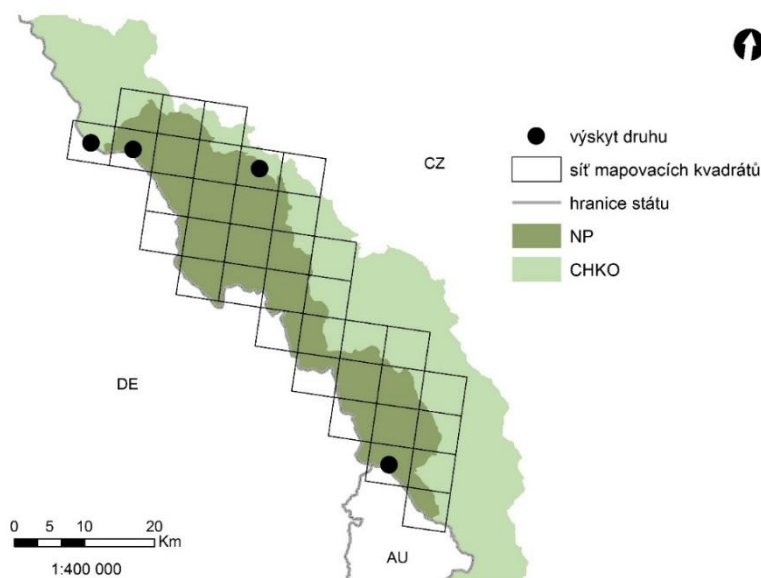
Plch velký se v NPŠ patrně vyskytuje pouze ostrůvkovitě. Dosud byl zjištěn v Kašperských horách (Hůrka 1981), u Plešného jezera (Anděra & Červený 1994) a Železné Rudy (Anděra & Beneš 2001; Adamík 2015). Na německé straně pohoří je zdá se výrazně hojnější (Anděra & Červený 1994). Vzhledem k nepravidelnosti jeho rozšíření v NPŠ a okolí by bylo vhodné sledování jeho rozšíření a početnosti věnovat zvýšenou pozornost. Plch velký obývá listnaté a smíšené lesy vrchovin, pahorkatin a podhorských oblastí, v jehličnatých lesích obvykle zcela chybí (Gaisler & Dungel 2003). V oblibě má geomorfologicky výrazně členité oblasti, jako jsou suťoviska, krasové útvary, skaliska, kvádrové pískovce atp. (Anděra & Beneš 2001). Horní hranice jeho výskytu obvykle kopíruje přirozenou horní hranici buku (Anděra 1986), naše známé lokality obvykle mají rozpětí nadmořských výšek 170–950 m n. m. (Anděra & Beneš 2001).

Habitatový model stanovištních preferencí na základě dosavadních pozorování plcha velkého vylišil na území NPŠ jako velmi vhodné a vhodné biotopy především bučiny

– ty tvoří naprostou většinu velmi vhodných biotopů. Silně preferované, ale v národním parku málo zastoupené nebo zcela absentující jsou suťové lesy, skály a sutě, přírodní křoviny, dubohabřiny či suché trávníky. Jako vhodné jsou dále hodnoceny (bývalé) hospodářské smíšené lesy, suché bory, sportovní a rekreační plochy, umělé skály a lomy, rovněž na území NPŠ zastoupené zcela minimálně nebo vůbec. Většinu národního parku tvoří bývalé hospodářské jehličnaté lesy a smrčiny, které pro plcha velkého nejsou vhodným biotopem.



Obr. 3.2.4.10 Výskyt druhu *Spermophilus citellus* v čase



Obr. 3.2.4.11 Výskyt druhu *Glis glis* v čase

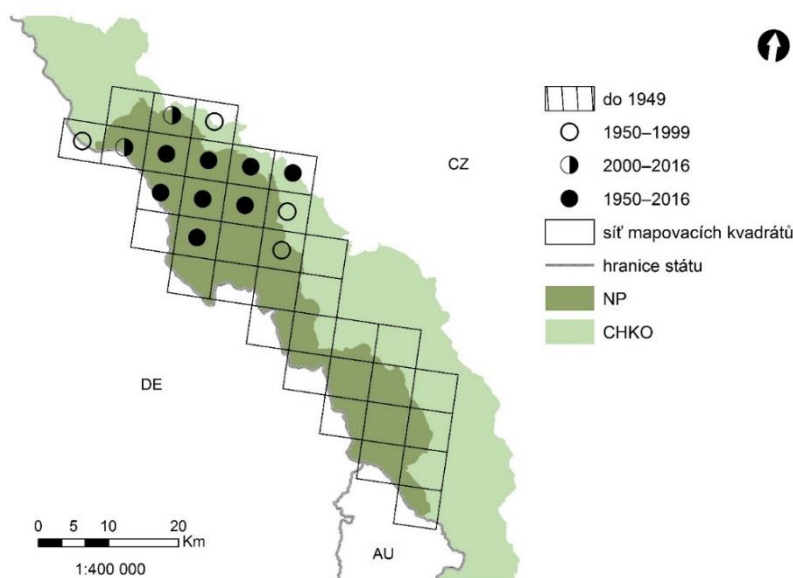
Plch zahradní (*Eliomys quercinus*)

NPŠ, zejména jeho severní část, je v současnosti jádrem reliktního výskytu plcha zahradního na území ČR. Celkem byl pozorován na 39 % subkvadrátů zahrnujících tento NP. Druh je zde od 30. let zjišťován pravidelně (Baťa 1933; Anděra & Beneš 2001; Hůrka 1981; Anděra 1986; Anděra 2011). Zvláštní pozornost je mu pak věnována v posledních

zhruba 10 letech, což se mj. promítlo i do zpřesnění areálu jeho aktuálního výskytu (Mikeš et al. 2010). Vzhledem k tomu, že je možné, že se plch zahradní aktuálně v jiném našem NP nevyskytuje, je zvláštní pozornost věnovaná tomuto druhu oprávněná.

Nejvýraznějším rysem stanovištních nároků plcha zahradního je preference geomorfologicky členitých lokalit (suťoviště, břehy potoků, zaříznutá údolí řek, hromady kamení, břehy potoků atp.), často relativně chladnější a vlhčí místa ve členité krajině (Hanák & Figala 1960; Anděra 1986; Anděra & Beneš 2001). Naopak nadmořská výška patrně v jeho preferenci nehraje velkou roli – nálezy jsou v rozpětí od Kamenice u Hřenska (140 m n. m.; Hodková 1979) až po 1300 m n. m. na vrcholech Šumavy (Anděra & Beneš 2001).

Habitatový model vylíčil jako nejvhodnější biotopy pro plcha zahradního skály a sutě, suché bory, doubravy a dubohabřiny a suťové lesy. Tyto biotopy se na území NPŠ nacházejí jen velmi ostrůvkovitě nebo vůbec. Mezi mírně preferované biotopy patří i bučiny, které tvoří naprostou většinu potenciálně vhodných biotopů pro plcha zahradního na území NPŠ. Mezi další mírně preferované biotopy patří i ovocné sady a zahrady umělé skály a lomy, z hlediska rozlohy zanedbatelné plochy v NPŠ.

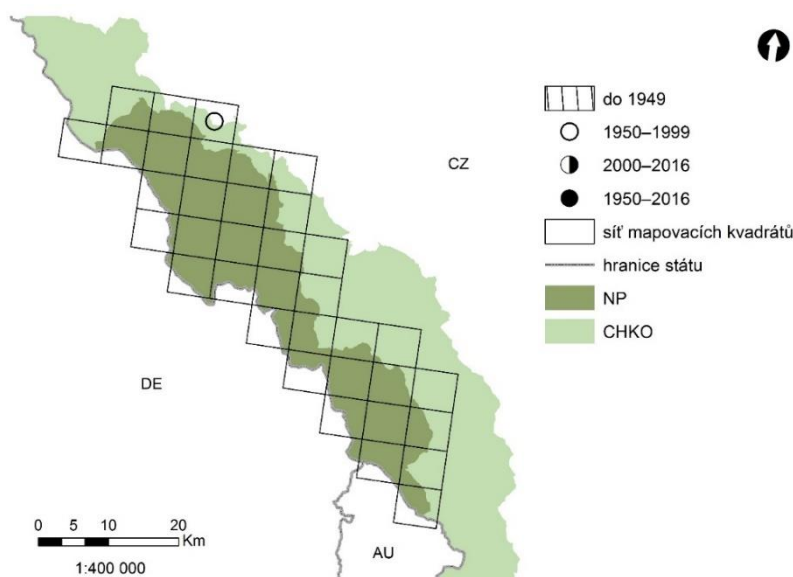


Obr. 3.2.4.12 Výskyt druhu *Elomys quercinus* v čase

Křeček polní (*Cricetus cricetus*)

Na území NP Šumava jsou záznamy o výskytu křečka polního omezeny na dotazníkovou akci ze 70. let (Vohralík & Anděra 1976), další spolehlivé údaje z tohoto území zatím nemáme. Z roku 2000 pochází nález z relativně nedalekého Sušicka.

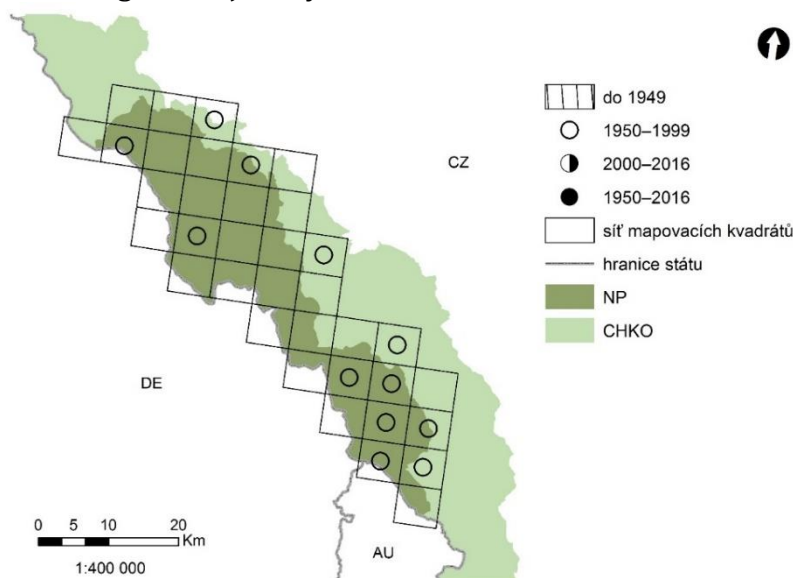
Křeček typicky obývá odlesněnou kulturní krajinu (pole, louky, meze, zahrady a sady) do nadmořské výšky kolem 400 m n. m. (Gaisler & Dungel 2003). Na základě existujících nálezových dat vylíčil habitatový model jako vhodné biotopy pro křečka polního především suché trávníky a skládky a staveniště. Je zřejmé, že vhodné biotopy křeček na území NPŠ, kde dominují horské lesy, najde jen těžší.



Obr. 3.2.4.13 Výskyt druhu *Cricetus cricetus* v čase

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

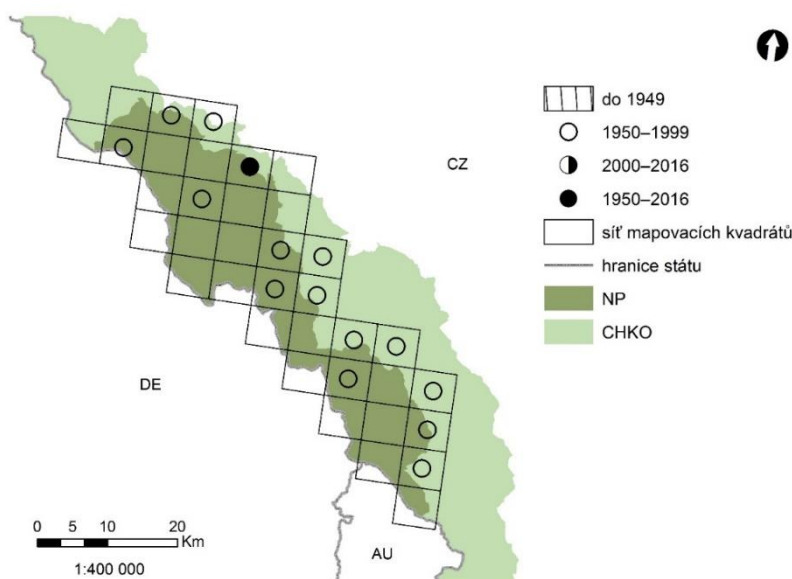
Ondatra pižmová byla na území NPŠ zjištěna na třetině subkvadrátů. Většina záznamů pochází z několika dotazníkových akcí z první poloviny 90. let (Anděra & Červený 1994; Anděra & Beneš 2001), od té doby se zde sledování tohoto druhu nikdo nevěnoval. Další monitoring druhu je tedy více než žádoucí.



Obr. 3.2.4.14 Výskyt druhu *Ondatra zibethicus* v čase

Potkan (*Rattus norvegicus*)

Potkan je druh s úzkou synantropní vazbou, který nicméně často pro svou velikost a etologická specifika uniká klasickým metodám vzorkování drobných savců (klasické sklapovací pasti, padací pasti, rozbor vývržků dravců a sov). Většina pozorování v NPŠ pochází z rozborů vývržků a z deratizačních akcí v hospodářských budovách, ale i z dotazníků (Červený & Obuch 1999; Červený 1989; Anděra & Červený 1994; Hanák & Figala 1960). Potkan bude v současnosti pravděpodobně mnohem rozšířenější, než vyplývá z existujících distribučních dat.



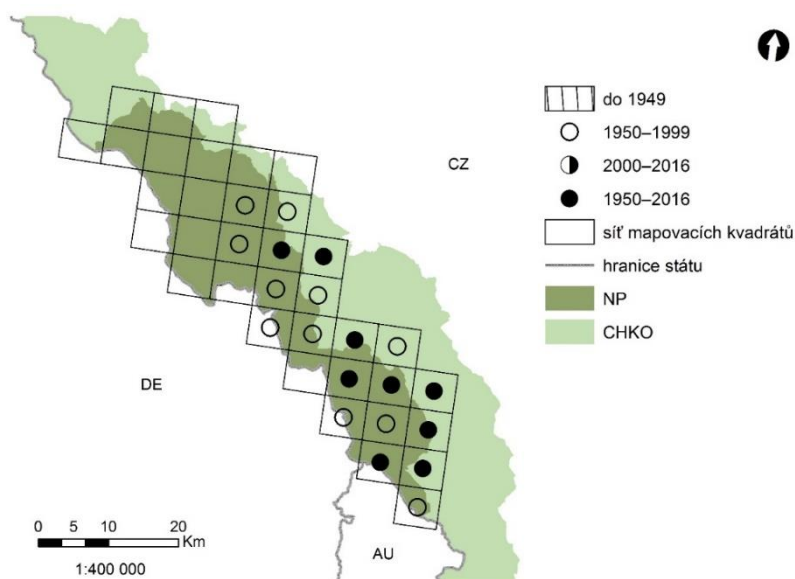
Obr. 3.2.4.15 Výskyt druhu *Rattus norvegicus* v čase

Myšivka horská (*Sicista betulina*)

Jediným z našich NP, ve kterém se myšivka horská vyskytuje, je NPŠ. Její areál je potvrzen na jižní polovině NP a pokračuje dále do Novohradských hor (Anděra & Beneš 2002). První pozorování pochází až z roku 1960 (Černý & Prokopič 1961). Od té doby je její přítomnost zjišťována poměrně vzácně, ale pravidelně (Anděra 1987; Heřman et al. 1977; Boháč et al. 1969; Schneedörfler 1985; Weiter 1997; Plesník & Pavličko 1987; Černý & Prokopič 1961; Anděra & Červený 1994; Červený 1989; Anděra & Beneš 2002). Její populační hustota je tedy patrně poměrně nízká, neboť většina nálezů pochází z vývržků (Anděra & Beneš 2002), zejména sýce rousného (*Aegolius funereus*).

V podmínkách ČR je myšivka horská obyvatelem především vlhkých lokalit s bohatým bylinným patrem a rozvolněným patrem stromovým (Weiter 1997). Většinou se jedná o stanoviště na rozhraní dvou biotopů, jako je les-louka, les-paseka, les-kleč atp. (Zeřda 1970), často je chytána i v porostech kopřiv (Nesvadbová 1979). Téměř dvě třetiny pozorování jsou z pásu mezi 600–800 m n. m, v Pošumaví je dosud známo přes 90 jedinců a 34 ověřených lokalit výskytu, většina ale pochází z vývržků. (Anděra & Beneš 2002; Anděra 2011).

Habitatový model stanovištních preferencí vylišil jako vhodné biotopy rašeliniště a prameniště, mokřady a pobřežní vegetaci, smrčiny, přírodní křoviny a suťové lesy.



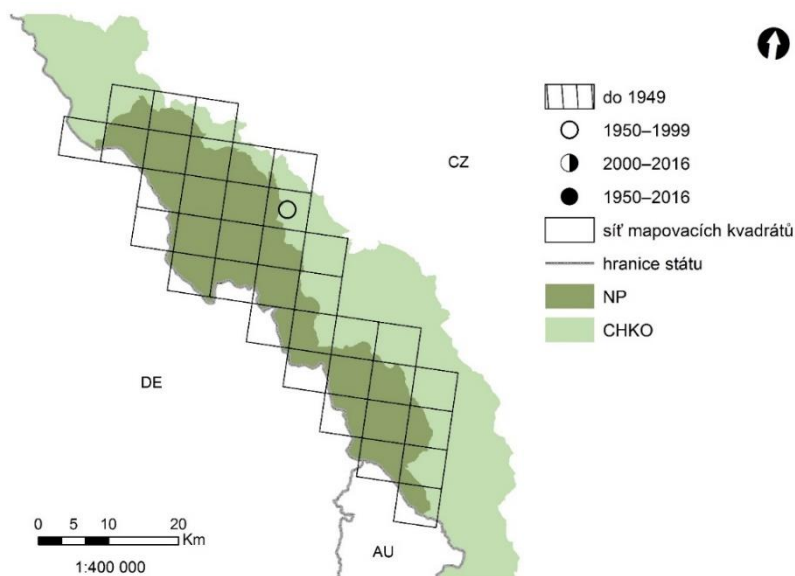
Obr. 3.2.4.16 Výskyt druhu *Sicista betulina* v čase

Nutrie (*Myocastor coypus*)

Zatím jediný publikovaný nález tohoto druhu v subkvadrátech přilehlých k NP Šumava pochází od Zadova z roku 1974 (Anděra & Červený 2004).

Nutrie je neotropický druh, který u nás ve volnosti často nepřežije tuhou zimu a naprostá většina pozorování pochází z nižších poloh do 400 m n. m. (Anděra & Červený 2003). Dnes se nutrie již v přírodě ČR pravidelně rozmnožují (Anděra & Gaisler 2012). Druh má úzkou vazbu na zarostlé břehy stojatých i pomalu tekoucích vod.

Na základě dosavadních pozorování vylíčil habitatový model stanovištních preferencí jako preferované biotopy pro nutrii rybníky a nádrže, makrofytní vegetaci stojatých vod, přírodní i nepřírodní vodní toky, mokřady a pobřežní vegetaci a lužní a mokřadní toky a městské zelené plochy. Tyto biotopy se vyskytují na území NPŠ jen v plošně velmi omezené míře.

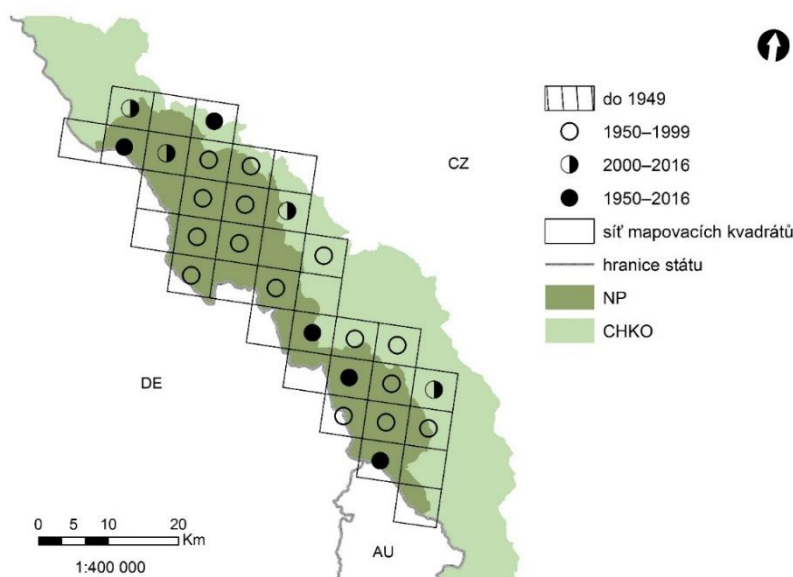


Obr. 3.2.4.17 Výskyt druhu *Myocastor coypus* v čase

Tchoř tmavý (*Mustela putorius*)

Historický výskyt (1950–1999) tchoře tmavého na území národního parku Šumava, zabírající 52,9 % obsazených subkvadrátů, svědčí o stabilní populaci, kterou však oproti jiným národním parkům, s největší pravděpodobností ovlivnil lov. Recentně (2000–2016) je obsazenost území potvrzená jenom v 25 % z mapovacích subkvadrátů. Dostupné záznamy druhu pocházejí převážně ze středních poloh (Anděra & Hanzal 2006, Anděra & Červený 2009), kde je druh relativně početnější, můžeme ho však najít i v horských lokalitách (Prášily), naopak z nižších poloh postupně ubývá (Anděra & Červený 2014).

Vhodné habitaty pro tchoře tmavého jsou situované přednostně v předhoří ochranného pásma a část taky přímo v ochranné zóně národního parku. Jako vhodné biotopy vystupují na základě habitatové analýzy hospodářské louky, pastviny, trávnaté plochy s remízky a lesíky, nebo lokality v blízkosti zástavby, což odráží obecnou habitatovou preferenci tchoře.



Obr. 3.2.4.18 Výskyt druhu *Mustela putorius* v čase

Tchoř stepní (*Mustela eversmanii*)

Výskyt tchoře stepního na území Národního parku Šumava a jeho ochranného pásma není na základě dostupných dat potvrzen. Nejbližší historický záznam na základě neověřeného hlášení z dotazníku je v katastru obce Rychnov nad Malší (Anděra & Červený 2009).

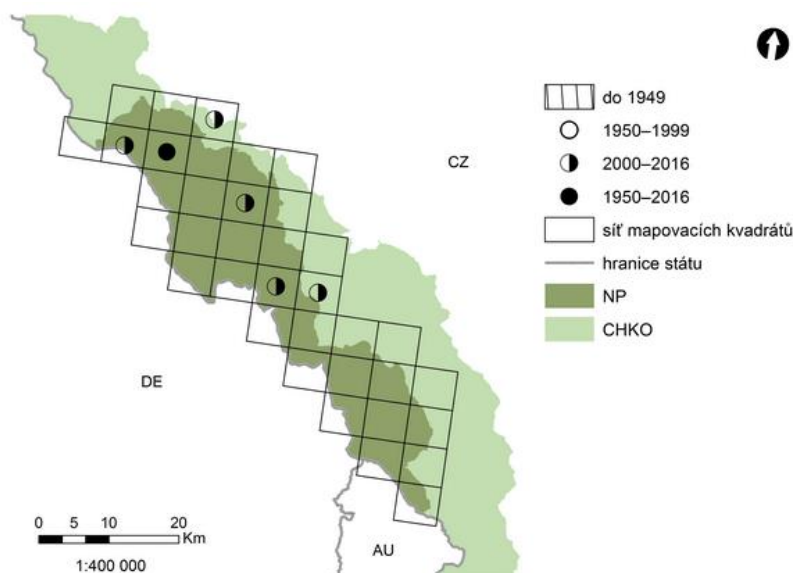
Potencionálně vhodné biotopy pro tchoře stepního kopírují zčásti habitatové nároky tchoře tmavého. Vzhledem k hypsometrickému výskytu druhu a preference „kulturní stepi“ s různými typy stanovišť jako jsou lomy, výsypky apod. (Anděra & Červený 2009, 2014), je recentní výskyt a výskyt v budoucnosti vysoce nepravděpodobný. Jeho výskyt je limitován také dostupností preferované potravy (králík divoký, sysel obecný, křeček polní), která se v oblasti vyskytuje minimálně nebo úplně absentuje.

Norek americký (*Neovison vison*)

První dostupné záznamy Norka se datují do konce 20. století, kdy migroval podél středních toků z Písecka a později expandoval i do jiných částí horské Šumavy (Anděra & Červený 2014). Recentní výskyt je potvrzen v 16,7 % mapovacích subkvadrátů. Jádrem výskytu je na základě dostupných dat situované v západní části národního parku v katastru obce Prášily a v centrální části v katastru obce Borová Lada a Žlíbky. Jižní část

Pošumaví doposud neosídlil. Reálná početnost se odhaduje na několik set až tisíc jedinců (Anděra & Červený 2014).

Obecně je druh vázán na všechny akvatické a semiakvatické habitaty (Anděra & Horáček 2005, Šálek 2009, Poledník et al. 2015) a také to platí i v prostředí Šumavy, kde norek může na základě modelování vhodného habitatu obývat všechna stanoviště kolem řek, potoků, rybníků a vodních ploch. Proto je otázkou času, kdy norek kolonizuje i jižní část národního parku a ochranného pásma. Jako vektory šíření využívá řeky a potoky (Poledník & Poledníková 2005).



Obr. 3.2.4.19 Výskyt druhu *Neovison vison* v čase

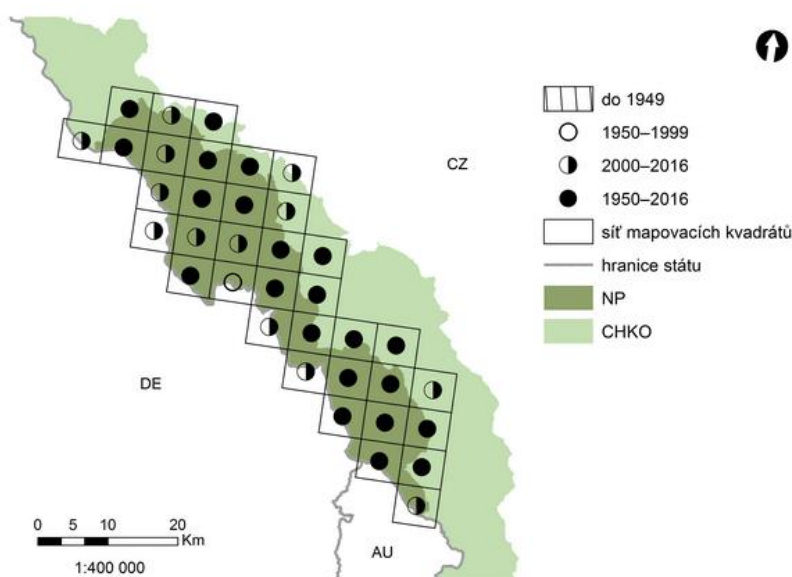
Vydra říční (*Lutra lutra*)

Oblast národního parku Šumava patří mezi tradiční oblasti výskytu vyder v České republice. Výskyt v období 2000–2016 znám z 97,2 % subkvadrátů národního parku a již v letech 1989–1992 byla prakticky celá oblast národního parku hodnocena jako oblast s trvalým výskytem vydry (Toman 1992). Mezi roky 2006 až 2011 však došlo poklesu obsazenosti subkvadrátů v celé horní části povodí Vltavy, v povodí Blanice a Otavy o 20 %, zejména v oblasti národního parku Šumava (Poledník et al. 2011). Bez detailnějšího monitoringu a analýz území nelze příčiny poklesu podrobněji vysvětlit, nejdůležitější hrozby pro populaci vydry však představuje ilegální lov a úhyny na komunikacích (Poledník et al., 2009).

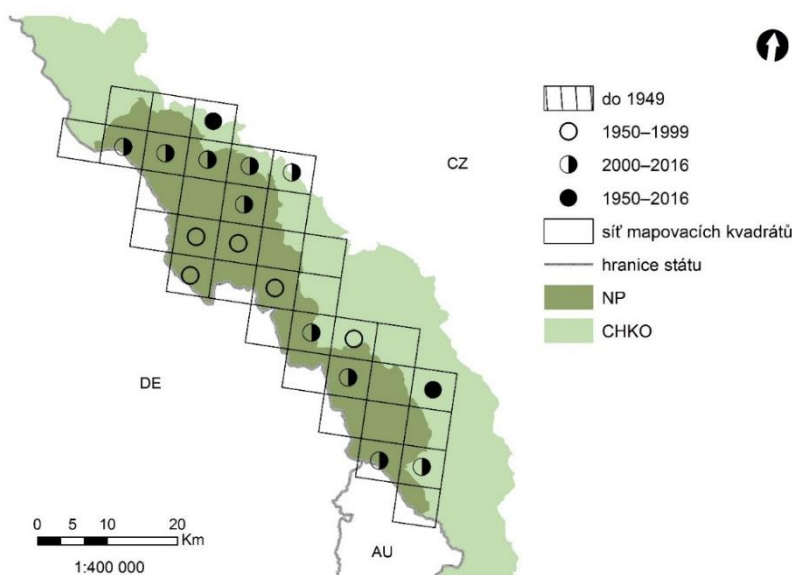
Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

Výskyt druhu byl na zájmovém území zaznamenán v roce 1956 (Mlázovy) (Anděra & Červený 2014), ovšem z dostupných dat pochází první doložený výskyt až z roku 1964 z katastru obce Modrava. Recentně (2010–2016) je výskyt psíka z dostupných záznamů potvrzen v 33,3 % mapovacích subkvadrátů. Psík mývalovitý má v současnosti na území plošné rozšíření a můžeme ho pokládat za plně etablovaný druh zdejší fauny.

Druh je biotopový generalista a vyskytuje se napříč různou škálou stanovišť, proto na zájmovém území můžeme útočiště psíka najít od biotopů v kulturní krajině až po členité terény v samotném pohoří parku (Anděra & Červený 2014), co odráží i výsledky modelování vhodného habitatu. Za vysloveně nevhodný habitat pro psíka byly na základě modelu a vstupních dat označené smrčiny a vysokohorské smrčiny.



Obr. 3.2.4.20 Výskyt druhu *Lutra lutra* v čase



Obr. 3.2.4.21 Výskyt druhu *Nyctereutes procyonoides* v čase

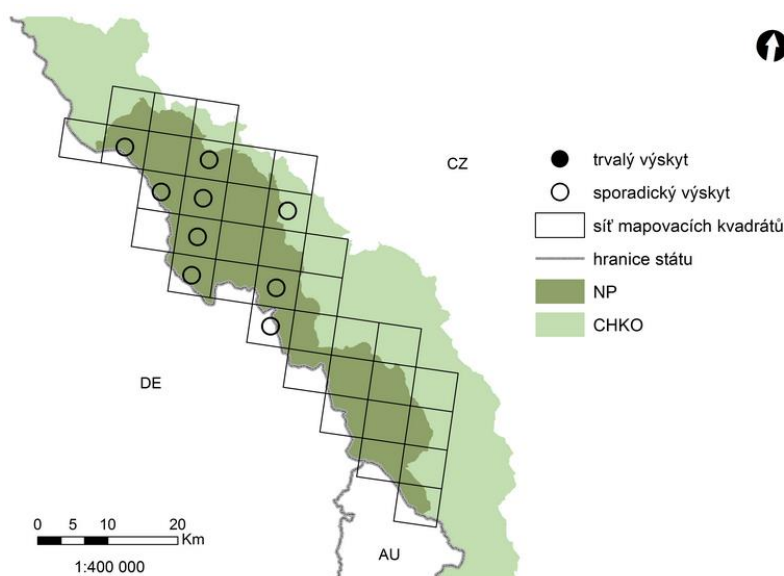
Vlk obecný (*Canis lupus*)

Druh byl v jihozápadních Čechách vyhuben již v druhé polovině 18. století. Poslední zástřel sice pochází z Vimperska z roku 1874, ale jednalo se pravděpodobně o osamělé zvíře (Buřka et al. 2005). Další pozorování a zástřely pochází především ze zimy 1975/1976, kdy se však jednalo pravděpodobně o 8 zvířat, uniklých ze zajetí z Altschönau v Bavorském lese. Další věrohodné nálezy se objevují v devadesátých letech a po roce 2000 (Buřka et al. 2005). Přestože v letech 1950–1999 bylo obsazeno 17 subkvadrátů (47,2 % z území parku) a v následující periodě 20 subkvadrátů (55,5 %), jedná se jen málokdy o věrohodné údaje a reprodukce na území národního parku ani v jeho blízkém okolí nebyla zatím prokázána. Dle Anděry a Červeného (Anděra & Červený 2014) od roku 2008 věrohodné údaje o výskytu vlka nejsou. Znovu se objevují až v roce 2015, kdy vlka zachytily fotopasti na různých místech NPŠ a jeho blízkého okolí, např. na Lipensku (Anonymous 2016; Mináriková et al. 2015). Rozmnožování vlka zatím v národním parku

Šumava ani v jeho blízkém okolí potvrzeno nebylo. V dalších letech se však nedá vyloučit, především z důvodu expanze středoevropské nížinné populace (Nowak & Mysłajek 2016).

Habitatový model prokázal preferenci především různých druhů lesních biotopů, což je v souladu i s jinými evropskými studiemi. Například podrobnější habitatová analýza provedená v Polsku ukázala, že vlci preferují lesnaté oblasti; mokřady využívají zhruba ve stejném poměru s ohledem na jejich procentuální zastoupení, mírně se vyhýbají loukám a silněji orné půdě a zástavbě (Jędrzejewski et al. 2008). Pravděpodobnost jejich výskytu také klesala se vzrůstající hustotou silnic a zvyšovala se s rostoucím počtem kopytníků. Stejné trendy byly zaznamenány v řadě dalších studií v Evropě a Severní Americe, které se preferencemi vlků zabývaly (Kaartinen et al. 2005; Potvin et al. 2005; Mladenoff et al. 1995). Polská studie však prokázala také značnou přizpůsobivost vlků: v případě, že lesy byly v širším okolí málo zastoupené, vlci preferovali mokřady a louky (Jędrzejewski et al. 2008). Jiná studie v severovýchodním Polsku navíc ukázala, že pokud není antropogenní tlak příliš vysoký, vlci se biotopům s vyšší lidskou aktivitou (sídla, silnice, bezlesí) vyhýbali více ve dne než v noci (Theuerkauf et al. 2003).

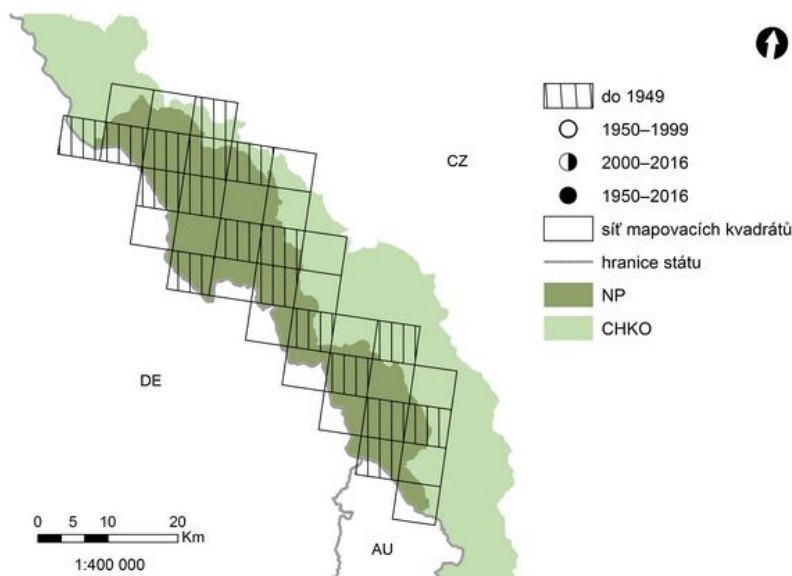
V rámci České republiky patří národní park Šumava k jedné z nejvhodnějších oblastí pro trvalý výskyt vlka; habitatový model vylišil velmi vhodné biotopy na naprosté většině národního parku.



Obr. 3.2.4.22 Sporadický výskyt druhu *Canis lupus* v zájmovém území v letech 2010–2016

Medvěd hnědý (*Ursus arctos*)

Z území národního parku Šumava pochází jen historické údaje o výskytu medvěda. Právě zde se v rámci celých Čech udržel nejdéle: poslední jedinec byl prokazatelně uloven v r. 1856, i když nedoložené zprávy uvádějí rovněž výskyt v letech 1864–1898 (Andreska 2012a; Andreska 2012b; Kokeš 1961). Zde se však mohlo jednat o jedince uniklé ze zajetí (Anděra & Červený 2009).

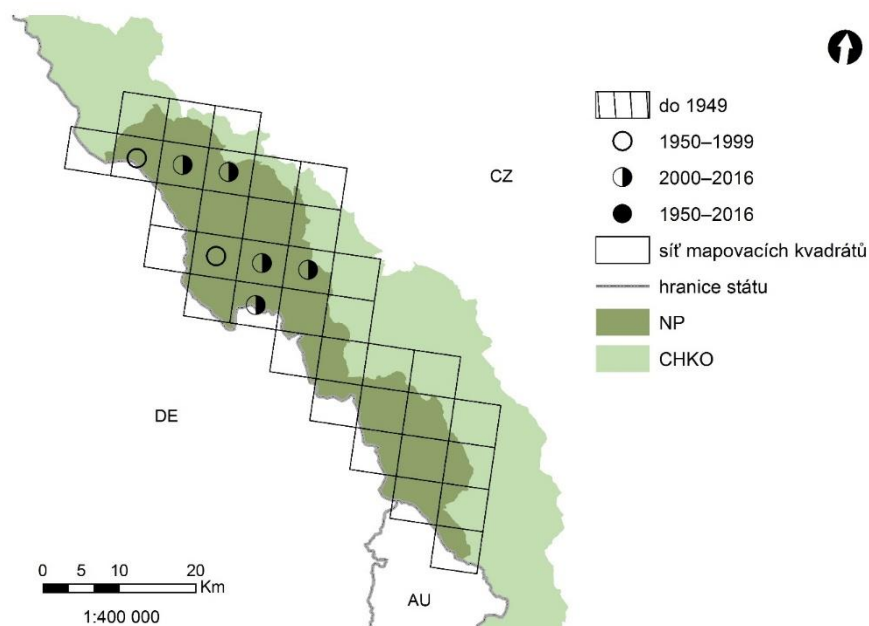


Obr. 3.2.4.23 Výskyt druhu *Ursus arctos* čase

Mýval severní (*Procyon lotor*)

Ze všech národních parků je stabilní výskyt mývala potvrzen jenom v Národním parku Šumava, nicméně důkazy o vytvoření stálé populace schopné reprodukce stále chybí (Anděra & Červený 2014). První nálezy pocházejí už krátce po roku 1950 (Anděra & Červený 2009). Recentně (2000–2010) byl jeho výskyt potvrzen v 13,9 % mapovacích subkvadrátů v západní části parku v katastru obce Prášily a obce Kvilda (Anděra & Červený 2009).

Z pohledu NP a CHKO Šumava tvoří vhodné habitaty pro mývala hlavně lesní stanoviště, jako jsou suťové lesy, lužní a mokřadní lesy, listnaté lesy a také semiakvatické biotopy s veškerou břehovou vegetací. Nevhodné a zcela nevhodné biotopy tvoří smrčiny, vysokohorské smrčiny a intenzívně obhospodařovaná agrární krajina.

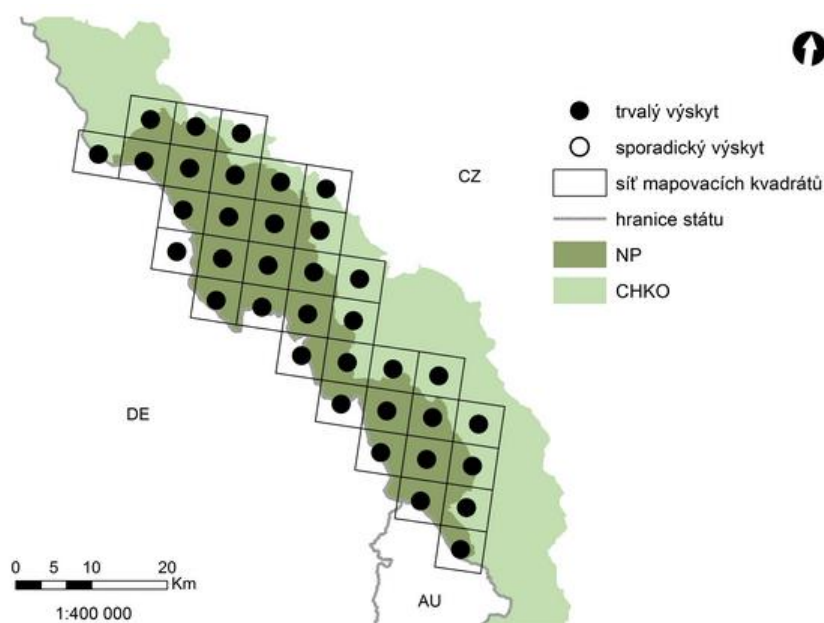


Obr. 3.2.4.24 Výskyt druhu *Procyon lotor* čase

Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Výskyt rysa ostrovida před rokem 1950 byl znám jen z 2 subkvadrátů (5,6 %). Nárůst obsazenosti v následujících obdobích (92 % v letech 1950–1999) a 100 % po roce 2000 souvisí s úspěšnými reintrodukčními programy v 70. letech v Bavorském lese (Stehlík 1979) a v 80. letech v národním parku Šumava (Červený & Bufka 1996). Populace rysů v celých jihozápadních Čechách až do přelomu tisíciletí se zvyšovala a po roce 2000 poklesla (Anděra & Červený 2009), situace přímo v národním parku je však dlouhodobě stabilní, v oblasti NP a CHKO žije kolem 20–30 dospělých jedinců (Anděra & Červený 2014). Dle výsledků společného fotomonitoringu se v národních parcích Šumava a Bavorský les (referenční území o rozloze 1282 km²) vyskytovalo v poslední zimě 2015/2016 21 dospělých rysů (Bufka et al. 2016). Odhadnutá populační hustota 1,63 rysů na 100 km² však může být nadsazená, protože nebyla učiněna na základě capture-mark recapture (CMR) modelů ani korekcí velikosti referenčního území na základě dat z telemetrie. Předchozí studie z národního parku Bavorský les určila na základě robustnějších metod populační hustotu jen 0,4–0,9 rysů na 100 km² (Weingarth et al. 2012). Jako nejvhodnější nástroj pro odhad přesné populační hustoty se jeví použití prostorových (SECR) modelů (Weingarth et al. 2015; Pesenti & Zimmermann 2013).

Národní park představuje vysokým podílem vhodných a velmi vhodných biotopů významnou oblast výskytu rysa ostrova v celé střední Evropě. Není překvapivé, že habitatová analýza ukázala preferenci především lesních typů stanovišť – bučiny a smrčiny. Vzhledem k velkým domovským okrskům však rys musí, alespoň dočasně, obývat také kulturní krajinu i s relativně vysokým podílem nevhodných biotopů (Romportl 2014). Avšak ani v kulturní krajině se nemusí nacházet jen nevhodné biotopy z pohledu rysa: především v době vysoké sněhové pokrývky je populační hustota srnce – hlavní rysí kořist, vyšší v nižších nadmořských výškách – často v blízkosti lidských sídel. Existuje potom trade-off mezi bezpečným úkrytem a dostatkem kořisti (Basilie et al. 2009).

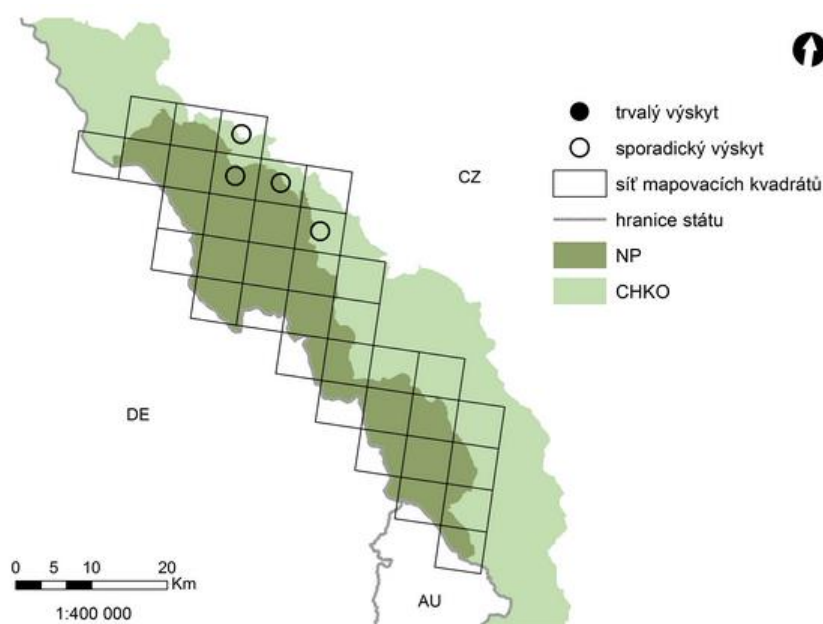


Obr. 3.2.4.25 Trvalý výskyt druhu *Lynx lynx* v letech 2010–2016

Kočka divoká (*Felis silvestris*)

Oblast jižních Čech včetně národního parku patřila mezi oblasti, kde se kočka divoká udržela v Čechách nejdéle, zhruba do poloviny 19. století (Kokeš 1974). Další záznam, byť nepotvrzený, pochází z roku 1992 z Prášílského jezera a první potvrzené údaje jsou z národního parku známy znovu až roku 2011 z okolí obcí Rejštejn a Kašperské hory (Pospíšková et al. 2013). Od roku 2014 existuje několik dalších údajů o výskytu kočky divoké mimo národní park, především z Českého lesa (Mináriková et al. 2015). Národní park Šumava a jeho okolí patří mezi jediný český národní park s recentně dokladovaným výskytem kočky divoké a zdá se tedy pro kočku divokou nejperspektivnějším územím.

Habitatový model ukázal silnou preferenci pro bučiny, což souvisí s výraznou vazbou kočky divoké na les, lesní okraje a strukturované porosty ve středních a nižších polohách. Jako jeden z nejčastěji uváděných faktorů limitujících výskyt kočky divoké je výška sněhové pokrývky (Nowell & Jackson 1996; Mermoud & Liberek 2002; Kilshaw & MacDonald 2011). Lesní prostředí je typickým prostředím pro kočky divoké v Evropě, lesnatost v oblastech jejich výskytu se pohybuje od 30 do 65 % (Pospíšková 2015). Důležitou strukturou využívanou kočkami divokými v lesích jako odpočinková místa je strukturovaný lesní okraj a mrtvé dřevo: vývraty, spadlé kmeny, dutiny, pokroucené stromy s tlustými větvemi (Hupe et al. 2004). Při volbě optimálního biotopu kočky preferují přírodně zarůstající polomy před uměle vytěženými a obnovovanými plochami, extenzivně obdělávané křovinaté louky nad intenzivní zemědělskou krajinou (Klar 2005).



Obr. 3.2.4.26 Sporadický výskyt druhu *Felis silvestris* v letech 2010–2016

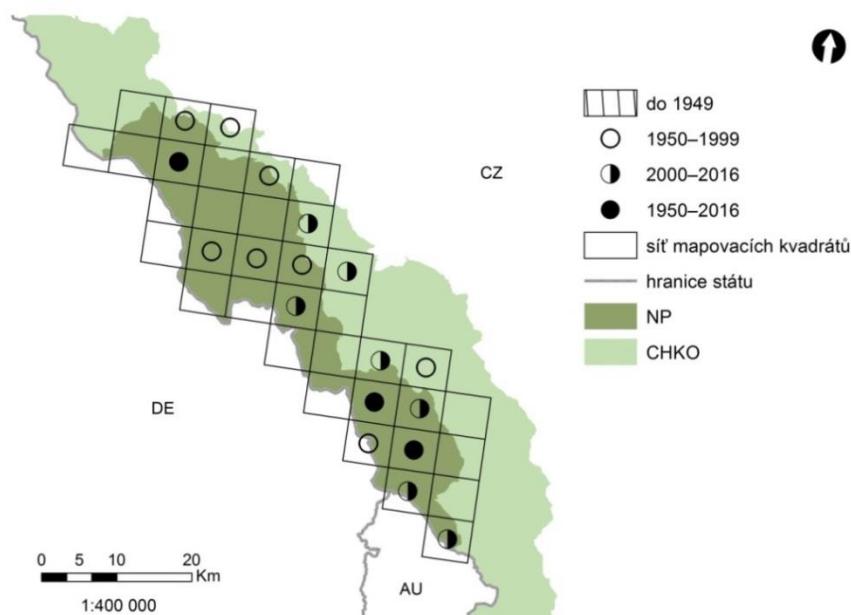
Los evropský (*Alces alces*)

Výskyt losa evropského byl od poloviny dvacátého století zaznamenán zhruba na polovině rozlohy národního parku Šumava. V současné době (od r. 2000) se pravidelně vyskytuje asi na 28 % území (viz mapa). Hlavním těžištěm výskytu je pohraniční jihovýchodní část na pravém břehu vodní nádrže Lipno, odkud je znám trvalý výskyt od 70. let 20. století (Anděra & Hanzal 1995). Původní početnost byla odhadována na 10–15 jedinců, s tím, že početní stavy klesají (Anděra & Červený 2009, 2014). V posledních letech uvádí Šustr (2013) na základě pravidelného zimního monitoringu mírné zvýšení početnosti populace (15–25 jedinců), která se také částečně rozšířila z Lipenska a Vyšebrodka i do oblasti Kaplicka (Šustr 2013, Mináriková et al. 2015). Po zániku stálé populace na

Jindřichohradecku (od r. 2010), je dnes Pošumaví jedinou lokalitou stálého výskytu losa na území ČR (Anděra & Gaisler 2012) a jako jediné má i příhodné stanovištní podmínky pro vytvoření větší stabilizovanější středoevropské populace (Anděra & Červený 2009). Jihošumavská populace navíc představuje i nejjižnější stabilní výskyt losa v Evropě, proto je třeba zajistit její maximální ochranu, i přes možné lokální škody na lesních porostech mimo národní park. Hrozbou může být izolace populace, díky omezení migrace jedinců z Polska a ohrožení migrujících losů kolizemi na komunikacích (automobily, vlaky) z důvodu nevhodné dopravní infrastruktury.

Los v našich podmínkách preferuje území s členitou lesnatou krajinou, s dostatkem vodních či podmáčených ploch. Během potulek se však může vyskytnout i na zcela netypických biotopech (Anděra & Červený 2009). Stálá šumavská populace obývající pravý břeh Lipenské přehrady, preferuje málo osídlené území, zhruba z 85 % zalesněné (převážně smrkové porosty), s nadmořskou výškou 700–1000 m, prostoupené mokřinami, rašeliništi, prameništi a v minulosti extenzivně využívanými zemědělskými plochami (louky), dnes částečně zarostlými měkkými dřevinami. Vyhledává zde i lokality s vyvinutým keřovým patrem, což odpovídá jeho potravní strategii okusovače (Anděra & Červený 2009, 2014). Je schopný obývat i méně zalesněné oblasti (40–50 %) s převahou kulturních smrčín, v kombinaci s poměrně intenzivně využívanou zemědělskou krajinou a mozaikou menších vodních ploch (např. dříve Tábořsko) (Homolka 1998).

Podle vytvořeného habitatového modelu je většina národního parku Šumava pro výskyt losa vyhovující či vhodná. Jako velmi vhodné habitaty jsou predikovány rašelinné lesy, rašeliniště a prameniště a bažiny a močály, jako vhodné pak mezofilní louky, přírodní křoviny, mokřady a pobřežní vegetace, což vesměs odpovídá habitatovým preferencím uvedeným v literatuře. Na základě modelu i aktuálního výskytu losa, může být tak NPŠ klíčovou oblastí jeho stálého výskytu v ČR.



Obr. 3.2.4.27 Výskyt druhu *Alces alces* v čase

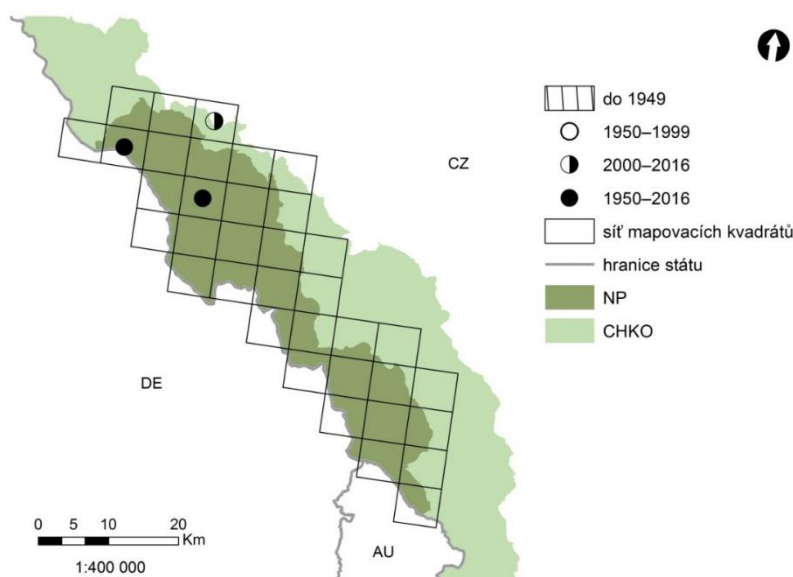
Sika (*Cervus nippon*)

Poprvé byl na Šumavě prokázán v polovině 70. let minulého století a doposud je zaznamenáno na 80 pozorování a úlovků, hlavně z níže položených území, je však známý i z vyšších poloh okolo 1000 m n. m. (Dobrá Voda, Prášily) (Anděra & Červený 2014). Aktuálně byl trvalý výskyt prokázán v severní části národního parku, což odpovídá

známému rozšíření druhu na území Plzeňského kraje. V Jihočeském kraji, kde leží jižní část národního parku, dosud chybí (Anděra & Červený 2009, Mináriková et al. 2015). Počty lokálních záznamů o výskytu druhu v oblasti se často výrazně liší (Mináriková et al. 2015), což lze vysvětlit publikovanými údaji o lokálně vysokých hustotách, několikrát překračujících normované stavy (Anděra & Červený 2009). Anděra & Červený (2014) uvádějí výskyt na 16 mapovacích čtvercích, z čehož 10 leží na území národního parku, zbytek v CHKO. Publikované údaje naznačují preferenci oblastí s nižší nadmořskou výškou, což může být ale spíše důsledkem výběru lokalit pro jeho vypouštění do naší přírody, než reálnými biotopovými preferencemi, protože např. v zemi původu (Japonsko) prosperuje sika i v oblastech velmi vysokých nadmořských výšek (Borkowski & Furubayashi 1998). Jde o nepůvodní druh, jehož výskytu je třeba v parku věnovat zvýšenou pozornost a neustále jej monitorovat, z důvodu hrozby hybridizace s jelenem evropským a negativních interakcí s původními jelenovitými (viz rešerše o významu v ekosystému). Druh se postupně v parku šíří a jeho populace roste v závislosti na celkovém nárůstu populace v Plzeňském kraji (západních Čechách). V případě nedůsledného potlačování reálně hrozí postupná kolonizace celého národního parku v celém výškovém gradientu. Z důvodu hrozeb, které představuje, je tedy nejoptimálnějším řešením likvidace druhu v národním parku Šumava.

Z hlediska habitatových preferencí je sika nenáročný druh, schopný se adaptovat na různé podmínky prostředí (Anděra & Červený 2009). V našich podmínkách nejvíce preferuje prosvětlené (rozvolněné) listnaté a smíšené lesy prostoupené zemědělskými plochami (louky, pastviny, pole), obývá však i podhorské jehličnaté lesy (Anděra & Hanzal 1995, Červený et al. 2004, Wolf & Vavruněk 1975-1976). V případě potřeby vyhledává i značně netypické habitaty (např. porosty bolševníku, Janda 2007). Je velmi mobilní (podstatně více než jelen evropský), čímž dokáže rychle reagovat na změny v prostředí, jako jsou např. změny v potravní nabídce, turistika, těžba dřeva, či zemědělské práce (Babička et al. 2007). Většina výskytu se soustřeďuje do nadmořské výšky 250-800 m, byl však zjištěn i ve vrcholových partiích Šumavy (Anděra & Červený 2009).

Podle vytvořeného habitatového modelu je většina území národního parku Šumava pro výskyt jelena siky vyhovující až velmi vhodná. Je zde tudíž reálné riziko, že by se v parku mohla postupně vytvořit početná a životaschopná populace. Primární analýza na základě vstupních dat ukazuje siku jako biotopového generalistu, což odpovídá jeho širokým habitatovým preferencím popisovaným v literatuře (viz výše). Jako vhodné biotopy byly hodnoceny velmi variabilní typy lesních (suťové lesy, suché bory, bučiny apod.) i nelesních stanovišť (mezofilní louky, pastviny apod.). Některé habitaty primárně predikované jako vhodné (např. vodní toky) jsou zjevně anomálie vzniklé na základě nálezových okolností vstupních dat a reálně jde o biotopy nevyhovující. Záznam siky v antropogenních habitatech může souviset s výskytem migrujících (dispergujících) jedinců, či občasnými preferencemi netradičních biotopů (viz Janda 2007).



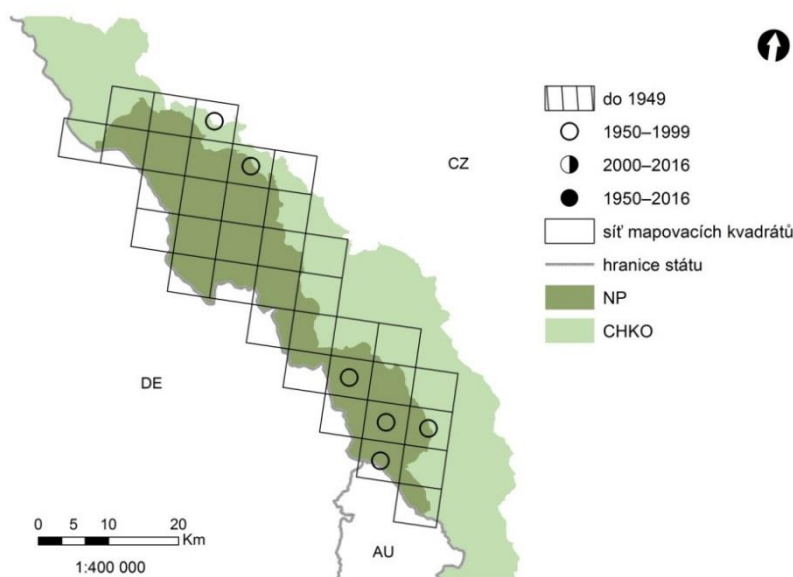
Obr. 3.2.4.28 Výskyt druhu *Cervus nippon* v čase

Muflon (*Ovis aries musimon*)

Muflon byl na Šumavě zaznamenán pouze v okrajových oblastech národního parku, přičemž jeho výskyt je limitován habitatem – vyhýbá se rozlehlým územím jehličnatých lesů ve vyšších polohách, územím s podmačenou půdou v nejnižších polohách, a nevyhovují mu ani oblasti s vysokou sněhovou pokrývkou (Anděra & Červený 2009). Některé záznamy výskytu jsou protichůdné, např. je některými prameny uváděn na Kaplicku a Vyšebrodsku (databáze autorského kolektivu) jiné studie ho ale v těchto oblastech nepotvrdily (Mináriková et al. 2015). Jde o nepůvodní druh s celkově narůstající početností (Anděra & Gaisler 2012), jehož plošné rozšíření v národním parku se však díky preferencím nižších nadmořských výšek nepředpokládá. Vzhledem k nepůvodnosti by mělo být cílem vyloučení druhu z území NP.

Optimálními stanovišti jsou pro muflona listnaté a smíšené lesy s kamenitým až skalnatým podkladem (suťové svahy) nejčastěji v pahorkatinách a vrchovinách, dokáže se však přizpůsobit i devastovaným biotopům (např. rekultivované výsypky dolů v severozápadních Čechách, či okrajové partie velkoměstských aglomerací), zcela se pak vyhýbá bezlesým nížinám a vyšším polohám horských oblastí. Téměř 80 % záznamů spadá do nadmořské výšky 200–600 m (Anděra & Červený 2009).

Podle habitatového modelu není většina území národního parku Šumava pro výskyt muflona vhodná (viz habitatová mapa) což potvrzuje i primární analýza vstupních dat. Většinu zdejších biotopů predikuje model do kategorie „vyhovující“, což je na spodní hranici optimálního výskytu. Vzhledem k jeho nepůvodnosti by se zde však s jeho výskytem nemělo počítat.



Obr. 3.2.4.29 Výskyt druhu *Ovis aries* f. *musimon* v čase

Shrnutí a doporučení

Drobní zemní savci

Hmyzožravce i hlodavce lze v NPŠ považovat za poměrně dobře zmapované skupiny. Jedná se o skrytě žijící druhy, které budou patrně plošně často rozšířenější, než plyne z mapek výskytu.

S výjimkou bělozubky bělobřiché a ježka východního už byly v parku zjištěny všechny u nás žijící druhy hmyzožravců. Jedná se zde patrně vesměs o vcelku běžné druhy. O některých druzích víme velmi málo (rejsek horský), jiné v posledních letech dynamicky mění areál výskytu (bělozubka bělobřichá), proto by bylo vhodné jejich rozšíření a početnost průběžně sledovat.

Myšivka horská se nevyskytuje v žádném našem dalším NP, z NPŠ obývá jen její jižní část. U nás se jedná o jeden z nejvzácnějších druhů hlodavců. Proto o něm, natož o jeho populačních trendech mnoho nevíme. Aktuálně se myšivce věnuje více pozornosti v Bavorském lese, kde monitoring probíhá pomocí fotopasti (Malec et al. 2016). Bylo by vhodné v tomto směru navázat spolupráci na české straně. Na základě habitatového modelu se jako ideální lokalita pro myšivku jeví slatě v okolí Modravy, které jsou v současnosti na samé hranici jejího rozšíření, nicméně dlouho již zde zjištěna nebyla (viz mapovou přílohu). Ze zoogeografického hlediska je stěžejní co nejdetailněji zmapovat aktuální hraniční výskyt myšivky v oblasti Šumavských plání jako podklad pro objasnění stávajícího charakteru rozšíření. **Plch zahradní** má v NPŠ jádro výskytu v jeho severní polovině. V posledních letech mu byla věnována zvýšená pozornost, což je zcela na místě. Jako další potenciálně vhodné lokality se jeví podle habitatového modelu okolí Liščí hory a Plechého. Plch velký byl v NPŠ zjištěn na vzájemně vzdálených nesouvislých lokalitách, které nicméně poměrně dobře odpovídají mapě na základě habitatového modelu. Potenciálních lokalit je ale ještě víc, např. okolí Zhůří nebo Strážného.

Všechny výše zmíněné druhy doporučujeme sledovat, pokusit se podrobněji zmapovat a v rámci možností podporovat.

Křečka polního a sysla obecného se v NPŠ již dlouho nepodařilo prokázat, patrně zde již nenacházejí dostatek vhodných stanovišť. Naopak bobr evropský se asi od roku 1997 opět pozvolna šíří a tento trend sílí. To má vzhledem k jeho schopnostem a roli

v ekosystému pro národní parky pozitivní efekt a činí bobra zajímavým objektem pro další výzkum. Introdukované druhy jsou buď výrazně synantropní (myš domácí, potkan), nebo s ohledem na zcela výjimečný výskyt (nutrie) či neznámou početnost (ondatra) sice aktuálně nepředstavují pro park výrazné riziko, nicméně i tak lze jejich výskyt chápat jako nežádoucí. Ostatní druhy hrabošovitých a myšovitých hlodavců lze na základě současných znalostí považovat za běžné, nicméně časoprostorové změny v jejich populačních hustotách mohou být důležitým ekologickým indikátorem.

Základní metodou monitoringu těchto skupin savců je a patrně dlouho zůstane přímý odchyt do pastí. Všechny ostatní metody mají až na výjimky (bobr) výrazné slabiny (relativní zkreslení při náhodném pozorování; nepřesná lokace výskytu u rozborů vývržků dravců a sov; pracnost při užití trusových destiček; vzájemná podobnost až nerozlišitelnost druhů při použití fotopastí či sledování pobytočných znaků).

Letouni

Území NPŠ je relativně dobře prozkoumáno. Řada údajů existuje zejména ze zimního období ze sčítání na zimovištích, kterých je v parku značné množství. Patrný je však deficit nálezů z letního období. Na Šumavě byly nalezeny mateřské kolonie některých druhů (*M. myotis*, *R. hipposideros*, *P. austriacus*) vůbec v nejvyšších polohách v rámci ČR. **Stejně významné, jako pravidelný monitoring významných zimovišť, budou i každoroční revize mateřských kolonií a systematické vyhledávání nových úkrytů. Velmi významné bude pravidelné poskytování výsledků do Nálezové databáze ochrany přírody spravované AOPK ČR a do databáze České společnosti pro ochranu netopýrů. Pouze tak lze zajistit vyhodnocení dlouholetého úsilí monitoringu na celoevropské úrovni.** To bohužel v posledních letech neprobíhá. Dále je evidentní, že v posledních letech chybí nálezy druhů *V. murinus* a *E. nilssonii*. Oba patří k jinak relativně běžným druhům s potenciálem pravidelného využívání horských a podhorských biotopů NPŠ. V případě druhu *V. murinus* jde o migranta na střední až delší vzdálenosti. **Bude proto hodnotné intenzivněji mapovat úkryty samčích kolonií a dohledat početnější zimní úkryty.** Není ani vyloučené, snad díky měnící se úkrytové strategii, že se budeme častěji setkávat s jeho mateřskými koloniemi nejen na Šumavě, ale i na celém území ČR. **Systematické dohledávání mateřských kolonií lze doporučit i v případě druhu *E. nilssonii*.** Výskyt obou druhů lze efektivně podpořit zvýšením úkrytového potenciálu lesních objektů instalací speciálních budek, falešných okenic a dalších úprav poskytující dobře kontrolovatelné šterbinové úkryty s oblibou využívané těmito druhy. Pozornost bude vhodné věnovat i šířícímu se druhu *P. pipistrellus*, který v posledních letech vystupuje až na hřebeny hor a v některých pohořích v ČR dokonce dominuje. U tohoto druhu bude efektivní monitoring s využitím bat detektorů.

Invazní druhy šelem

Na území Národního parku Šumava a CHKO Šumava se vyskytují stabilní populace všech invazních druhů šelem (psík, mýval, norek), kterých míra negativního dopadu na zdejší faunu a ekosystémy není doposud známa (Anděra & Červený 2014). Proto je potřebné do budoucna nastartovat pilotní projekt zaměřený na monitoring početnosti a míry vlivu na původní faunu s následnou eliminací jedinců na lokálním měřítku. Plošná eradikace není při velikosti území a pokročilém stavu invaze druhů reálná (Poledníková et al. 2014).

Je potřebné zamezit šíření druhů do navazujících území NP a CHKO, zejména u norka a mývala, kteří doposud nekolonizovali nejjižnější části území (Anděra & Červený 2014). Z hlediska efektivity monitoringu a eliminaci jedinců je na tak velkém zájmovém

území nutné vyvinout nejvyšší možnou míru kooperace všech zájmových skupin (ochranáři, myslivci, vědci apod.). Pro vlastní monitoring, odchyt a eliminaci invazních druhů je potřebné postupovat podle osvědčených postupů a metodik např. „Návrh opatření snižující vliv invazních šelem na faunu České republiky“ dle Minárikové et al. (2015).

Rys ostrovid

Národní park Šumava je jádrovou oblastí výskytu rysa ostrovida, avšak samotný park ani ve spojení s národním parkem Bavorský les není sto zajistit dlouhodobě životaschopnou populaci této šelmy. Pro lepší poznání populačních parametrů je proto nutné **deterministický fotomonitoring**, který nyní národním parku probíhá, **rozšířit i na navazující oblasti Pošumaví**, a provést robustnější analýzu dat s použitím prostorových CMR modelů (SECR) (Pesenti & Zimmermann 2013). V oblasti Pošumaví mimo národní park mohou monitoring realizovat ve spolupráci se správci lesů, AOPK ČR a myslivci nevládní organizace, které se již v této oblasti podílely na extenzivní formě fotomonitoringu (www.translynx.selmy.cz). Zásadním faktorem, ohrožující rysa ostrovida, není kvalita biotopu, ale jiné faktory, nejspíše ilegální lov (Magg et al. 2015). Vzhledem k tomu, že většina populace rysa ostrovida v jihozápadních Čechách žije mimo národní park, je nutná **užší spolupráce s policií při potírání ilegálního lovu, lepší vzdělávání a intenzivnější zapojení myslivecké veřejnosti**, která stále vnímá velké šelmy negativně a ilegální lov rysů v anonymním průzkumu opakovaně přiznává (Koubek & Červený 2003a; Červený & Kušta 2015).

Z hlediska konfliktů s chovateli hospodářských zvířat je rys považován za nejméně problémové zvíře, například v Karpatech byly zjištěny škody jen zcela výjimečně (Kovařík et al. 2014). V jižních a jihozápadních Čechách je však propláceno relativně velké množství škod údajně způsobených rysem. Dle statistik Ministerstva financí bylo mezi lety 2005–2013 vyplaceno přes 600 tis. Kč za škody způsobené rysem (skoro dvakrát více než za škody způsobené vlkem za stejné období), v naprosté většině v Jihočeském a Plzeňském kraji. Přestože populace rysa jihozápadních Čechách je naše největší, velké množství škod kontrastuje se situací v Beskydech (Kovařík et al. 2014) i s detailním výzkumem potravní ekologie rysa na Šumavě, kdy mezi 85 dohledanými kořistmi od deseti různých rysů nebylo ani jedno domácí zvíře (Belotti et al. 2013). Tento rozpor je třeba řešit **důkladnější analýzou, metodickým vedením a kontrolou krajských úřadů, které škody vyplácí, například fotografickou evidencí všech případů proplácených škod, protože existuje důvodné podezření, že ve skutečnosti mohou škody oficiálně proplácené jako rysí, způsobovat psi, čímž se zbytečně zvyšuje konflikt mezi místním obyvatelstvem a rysem, a s tím související i nižší tolerance k jeho výskytu**.

Vzhledem k tomu, že rys ostrovid je o poznání méně úspěšný kolonizátor nových oblastí než vlk, v dlouhodobém horizontu hrozí izolace česko-bavorsko-rakouské (dále jen „šumavské“) populace. První studie na toto téma zjistila sníženou genetickou variabilitu šumavské populace, i když vzorkovací design nebyl ideální: šumavskou populaci reprezentovaly pouze vzorky z Bavorska a zdroj reintrodukované populace představovalo pouze šest vzorků ze Slovenska (Bull et al. 2016). **Doporučujeme proto provést důkladnější analýzu genetické variability, kde budou zahrnuty vzorky ze všech segmentů šumavské populace i reprezentativnější zastoupení karpatské zdrojové populace**. Na základě těchto výsledků následně doporučujeme zvážit možnost posílení šumavské populace z Karpat, primárně však mimo zdrojovou oblast původu současných rysů. Posílení je žádoucí s ohledem na velkou míru ilegálního odlovu, kdy

odstranění i jediného zvířete může výrazně snížit množství alel v genofondu malé, reintrodukované populace (Bull et al. 2016).

Velké přesuny několika rysů napříč třemi státy (Mináriková & Volfová 2016) však naznačují, že současná míra fragmentace krajiny nedosahuje úrovně, která by zásadně bránila pohybu rysů a výměně genofondu v rámci šumavské populace. Také genetické analýzy odhalily, že jedno ze zvířat ze šumavské populace je polského původu (Bull et al. 2016), i když nelze vyloučit možnost útěku ze zajetí nebo ilegálního vypuštění. Pro dlouhodobou ochranu šumavské populace je stejně jako sledování genetické variability nutná identifikace a **ochrana současných tras, kudy se rysi rozptylují, nebo stanovení závazných limitů v území, aby nedocházelo k zástavbě volné krajiny**. Důležité je zajistit především migrační propustnost dálnice D5 a plánové D3. V tomto může být nápomocný současný koncept tzv. migračních koridorů a migračně významných území (Anděl et al. 2010), které však pro územní plánování mají pouze doporučující charakter.

Vlk obecný

Častější výskyt vlka v NPŠ byl věrohodně potvrzen až v posledních letech a zatím bez náznaků reprodukce. Vzhledem k expanzi areálu rozšíření středoevropské nížinné populace (včetně území Čech) je však vznik nových smeček i na Šumavě očekávatelný. Pro úspěšný návrat vlka do šumavské přírody nutné dobré přijetí zvířete veřejností i dobrá znalost místní situace.

V případě vlka monitoring nemusí být zaměřen ani tak zjištění přesného počtu jedinců, ale na prokázání reprodukčních jednotek, tedy párů nebo smeček, podobně jako v Německu (Kaczensky et al. 2009) nebo v Polsku (Nowak & Mysłajek 2016). **Doporučujeme proto na území NPŠ a jeho okolí realizovat monitoring vlků stejnou metodikou, která probíhá v Západních Karpatech a v severních Čechách, jejímž cílem je lokalizace smeček a potvrzení reprodukce, nejčastěji pomocí záznamů z fotopasti nebo hlasových projevů (Kutal et al. 2016, Kutal et al in prep.).**

Pro zajištění vstřícného postoje veřejnosti doporučujeme průběžně informovat o výskytu vlka, pokud se objeví věrohodné informace o jeho výskytu. Je vhodné, aby prvním, kdo bude o události informovat, byla Správa NP a CHKO, případně ve spolupráci s dalšími organizacemi, které se na monitoringu podílí.

Bez ohledu na to, kdy se nakonec smečka objeví, je nutné s chovateli ovcí a koz v začít komunikovat o možném návratu vlka již nyní, aby svá stáda měli zabezpečená proti útoku vlků ještě před trvalým usazením této velké šelmy – významně se sníží riziko škod i následné mediální kontroverze. Zajištění několika set nebo tisíc ovcí na rozlehlých pastvinách pouze elektrickým ohradníkem nemusí být účinné a výchova pasteveckých psů, kteří jsou schopni stádo účinně chránit, je záležitost 2–3 let. **S tím souvisí i potřeba odborné a finanční podpory chovatelů, například prostřednictvím Operačního programu životní prostředí, nebo jiných nástrojů MŽP, distribuce existujících metodických materiálů souvisejících se správnou výchovou pasteveckých psů (Rigg 2010) nebo i individuální konzultace se zkušenějšími chovateli pasteveckých psů.**

Kromě konfliktu s hospodářskými zvířaty existuje reálný konflikt také se systémem přezimovacích obůrek v NPŠ. Vlk jako přirozený predátor jelenů může do obůrek vniknout a jeleny lovit, dobře zabezpečené obůrky zase snižují množství potenciální potravy pro vlka, který by se jinak mohl podílet na regulaci těchto kopytníků. Vzhledem k tomu, že význam přezimovacích obůrek není pro obnovu lesa v případě NPŠ zásadní (Šustr 2012), doporučujeme postupný útlum přezimovacích obůrek, aby mohly být plně nastartovány procesy, které jsou řízeny predací a mají významný dopad i na nižší

úrovně trofické kaskády (Estes et al. 2011, Kuijper et al. 2013). NPŠ se tak může brzy řadit mezi evropské parky s kompletním trofickou kaskádou, kde jsou přírodní procesy významně ovlivňovány velkými predátory (Bialowiezsky NP, TANAP, NP Malá Fatra, NP Poloniny aj.).

Došlo by tak i ke sblížení způsobů managementů kopytníků se sousedním národním parkem Bavorský les, kde se přezimovací obůrky v první zóně nevyužívají a zvěř je zde, až na výjimky, ponechána vlivu přírodních procesů. Pouze v mimořádných situacích, například pokud by aktuální stav byl v jasném rozporu s hlavními cíli národního parku nebo by byla ohrožena vlastnická práva soukromých vlastníků pozemků sousedících s národním parkem (zejména v enklávách uvnitř NP), je zde přistupováno k úpravě stavu zvěře lovem. V takových případech je zde maximální snaha směřovat regulační zásahy mimo nebo alespoň na okraj národního parku (v jádrových a klidových zónách se neloví). V těchto místech jsou přezimovací obůrky využívány a jelení zvěř je s jejich pomocí redukována

Kočka divoká

Přestože většina národního parku kvůli velké nadmořské výšce a s tím související vysoké sněhové pokrývce neposkytuje vhodný biotop pro kočku divokou, v okrajové části NPŠ (v okolí Kašperských hor) byl tento druh jako v jediném našem národním parku recentně věrohodně potvrzen. Několik dalších (velmi recentních a zatím nevyhodnocených) údajů z podhůří Šumavy nebo z Českého lesa naznačuje, že právě tyto oblasti si vyžadují bližší pozornost. Velkoplošný genetický monitoring koček divokých v Německu (byly analyzovány kočky sražené na silnicích srst z chlupových pastí) ukázal několik nových oblastí výskytu a relativně kontinuální rozšíření druhu (Steyer et al. 2016), navzdory dřívějším předpokladům značně fragmentované distribuce (Birlenbach & Klar 2009). **Vhodnou metodou pro monitoring koček divokých v podmínkách NPŠ považujeme fotomonitoring, kombinovaný s atraktantem a chlupovou pastí, umožňující neinvazivní získání materiálu pro genetickou analýzu. Doporučujeme proto ve vytipovaných oblastech realizovat fotomonitoring v síti, kde budou fotopasti od sebe vzdálené minimálně 0,8–1,5 km** (Kilshaw & MacDonald 2011; Kilshaw et al. 2015).

Stav lesů, v jejichž okolí byla kočka zaznamenávána nebo které dle habitatové analýzy vychází jako vhodné, je třeba podrobit důkladnější analýze z hlediska mikrohabitatových nároků koček divokých – množství mrtvého dřeva, doupných stromů, strukturovaných lesních okrajů a srovnat tyto lesy s oblastmi trvalého výskytu koček divokých v okolních zemích (Německo, Slovensko). Poté, co budeme vědět, zdá má kočka divoká na Šumavě a v Pošumaví aspoň teoreticky vhodné podmínky, můžeme nastavit lesní hospodaření tak, aby se kvalita lesních biotopů dále nezhoršovala a pokud možno spíše zlepšovala. Takové opatření musí zahrnovat **ponechávání většího podílu mrtvého dřeva v lese, rezignaci na výchovné zásahy** vedoucí k rovinným stejnověkým kmenovinám s minimálním množstvím podúrovňových stromů, vývrátů nebo doupných stromů. Ideálním řešením je **vytvoření větších bezzásahových oblastí** a také případně omezit intenzivní zemědělské hospodaření v navazujících nelesních biotopech. Vzhledem k velkému množství domácích koček, pohybujících se ve volné krajině (např. v roce 2015 bylo ČR dle myslivecké statistiky zastřeleno 12 880 toulavých koček) může být zásadní také impakt myslivců, kteří mohou divoké kočky za domácí zaměnit. Ve vybraných oblastech, kde budou opatření na zlepšení biotopů prováděna, **je třeba lov toulavých koček zcela zakázat a jejich regulaci**

provádět neletálními metodami, především odchyt, kde v případě chycení kočky divoké lze zvíře vypustit, případně opatřit telemetrickým obojkem pro další výzkum.

Vydra říční

Populace vydry říční v národním parku podle výsledků z posledního monitoringu z neznámých příčin poklesla (Poledník et al. 2011). **Je třeba v rámci nového monitoringu prověřit, zda se jednalo o náhodný výkyv nebo se populace vydry dostává do poklesu a pokud ano, jaké jsou příčiny tohoto poklesu.**

Kopytníci

Okolí národního parku Šumava je klíčovou lokalitou z hlediska výskytu losa evropského v České republice. V současnosti se zde vyskytuje jediná stálá populace na našem území a současně jde i o nejjižnější stabilní výskyt losa v Evropě. **Z tohoto důvodu je třeba zajistit její maximální ochranu i dlouhodobou perspektivu. Základem je posílení místní populace z hlediska genetické variability, protože stávající počet 15–25 jedinců nemá v případě reprodukční izolace a dnes i velmi omezené migrace nových zvířat z Polska, zaručený potenciál dlouhodobé existence.** Obecným problémem u takto malých populací je hrozba vysoké míry inbreedingu a s tím spojené nízké genetické variability, což principiálně zvyšuje riziko vyhynutí (Gilpin & Soulé 1986). **Protože migrace nových jedinců dnes bohužel nedokáže zajistit potřebný tok genů, je možno uvažovat i o reintrodukci losa, nejlépe z Polska. Zde je jejich populace početná a odtud pravděpodobně pocházejí i všichni migrující jedinci zaznamenaní v ČR. V souvislosti s tím je vhodné doporučit i výzkum genetické variability stávající šumavské populace, za účelem posouzení účelnosti reintrodukce a skutečné míry ohrožení inbreedingem. Dále lze doporučit pravidelný monitoring početnosti losa po celém území parku, za účelem sledování populačního trendu. V návaznosti na dlouhodobé udržení životaschopné populace je ovšem nutné zajistit i podmínky pro obnovení migrace losů. Základem je zlepšení průchodnosti krajiny celým územím České republiky, přičemž je možné v tomto směru využít již mapované a doporučené koridory (Anděl et al. 2010) a respektovat je při stavbě komunikací a nových ekoduktů. Tím se sníží nejen hrozba izolace populace, ale i ohrožení migrujících losů kolizemi na komunikacích (automobily, vlaky) z důvodu nevhodné dopravní infrastruktury.**

Na území parku je třeba věnovat pozornost i sikovi, který je invazním nepůvodním druhem a díky prokazatelné hrozbě hybridizace s původním jelenem evropským a negativním interakcím s tímto druhem i srncem obecným (viz rešerše významu v ekosystémech), je jeho výskyt na území parku nežádoucí. Současný výskyt pouze v severní části parku dnes ideálně umožňuje totální eliminaci druhu lovením, v případě nečinnosti je jen otázkou času kdy se druh rozšíří po celém území parku (v závislosti na stále početnější populaci v západních Čechách - Dvořák & Palyzová 2016), který mu habitatově poskytuje optimální životní podmínky. **Doporučuje se lov druhu na území po celý rok (všech věkových kategorií i obou pohlaví), pravidelný monitoring na území parku a v případě zjištění okamžitý odstřel.** Pro zamezení šíření v dlouhodobé perspektivě je však nutné řešit problém nárůstu početnosti siky na celorepublikové úrovni a koordinovat postup potlačování či omezení šíření do lokalit, kde se dosud nevyskytuje, na úrovni Ministerstva životního prostředí i Ministerstva zemědělství, které musí vymezit zásadní rámce mysliveckého obhospodařování této zvěře. Jednou z možností je např. **přesné vymezení striktních jeleních oblastí (kam by patřila i**

Šumava) pouze s výskytem jelena evropského, kde by se sika nikdy nevyskytoval a jakákoliv jeho přítomnost by byla okamžitě eliminována lovem (Bartoš 2008). Aby byl tento systém funkční je nutné nejen přesné vymezení a legislativní ošetření hranic chovných oblastí jelena evropského a siky, ale i maximálně disciplinovaný přístup úřadů a zejména myslivců, kteří budou regulaci realizovat. **V případě, že by myslivecká veřejnost nebyla schopna regulaci siky zajistit, měl by stát přijít s náhradním řešením (např. profesionální lovci apod.).**

Ostatní druhy původních jelenovitých – jelen evropský a srnec obecný jsou v národním parku běžnými druhy, populace jelena je třeba udržovat lovem, populace srnce je dnes vedle mysliveckého obhospodařování účinně v oblasti regulována i rysem. U jelena evropského je vhodné provádět genetický monitoring s cílem detekovat případný výskyt siky v jeho genofondu. **Ostatní nepůvodní druhy (muflon, daněk, kamzík) nepředstavují hrozbu z hlediska invazního potenciálu a lze je úspěšně eliminovat lovem. Navíc podmínky v parku nejsou pro jejich výskyt vhodné, s výjimkou kamzíka, o jehož reintrodukci se však díky jeho nepůvodnosti neuvažuje.**

Správa národního parku dlouhodobě uvažuje i o návratu velkých spásáčů, konkrétně zubra, do volné přírody (Koubek et al. 2002). V případě reintrodukce je vhodné vybrat optimální habitaty, které podle nejnovějších výzkumů souvisí s pozicí zubra jako tzv. „refuge species“, tj. druhu, který byl do lesních habitatů vytlačen měnícími se životními podmínkami či člověkem a tyto pro něj nepředstavují optimální biotop (Bocherens et al. 2014). Tím jsou lesostepní lokality a rozvolněné lesy. V tomto směru budou vhodná místa s otevřenými loukami, popř. i otevřené vrcholové partie pohoří (Pucek et al. 2004). **Doporučuje se vysadit horská linie zubra (s genofondem poddruhu *Bison bonasus caucasicus*), která byla již reintrodukována např. na Kavkaze nebo ve východních Karpatech na Slovensku a v Polsku (Dostál et al. 2012).** Z dlouhodobého hlediska je pak třeba připravit se i na management populace po určitém nárůstu její početnosti, protože u velkých turů může u mladých rozvíjejících se populací dojít ke zdvojnásobení početnosti populace už za 5 let (Dostál & Jirků 2015). Týká se to zejména regulace divokých či polodivokých populací odlovem, protože se v parku předpokládá jen minimální vliv predátorů a to i v případě stabilizace populace vlka, jehož regulační role je u zubrů jen okrajová (Jędrzejewska & Jędrzejewski 2005). Populace zubra lze tedy v budoucnu v parku obhospodařovat lovem, stejně jako se tak dnes činí u jelena evropského a srnce obecného. Pozici zubra jako lovného zvířete je však třeba upravit i v legislativě (Zákon na ochrany přírody, Zákon na ochranu zvířat proti týrání, Zákon o myslivosti). U prosperující populace zubrů nemá ani každoroční odlov 11 % zvířat negativní vliv na její růst (Krasińska & Krasiński 2010). Regulace se zpravidla provádí odlovem starých post-reprodukčních býků ve věku přes 12 let, zvířat ve špatné kondici, zvířat zraněných apod., většinou tedy jedinců, jejichž ztráta neovlivní reprodukční potenciál populace. Pokud není důvodem přesídlení na novou lokalitu, hendikep, či nemoc, je regulace odlovem samic krajně nevhodná, neboť narušuje sociální strukturu stád (Dostál & Jirků 2015). **Poněvadž bude zubr novým prvek v ekosystému, doporučuje se výzkum biotopových preferencí, vlivu na ekosystémy a interakcí s jinými druhy kopytníků, popř. dalšími živočichy. Lze totiž očekávat výrazný vliv zubra na místní lesní porosty, jak to bylo prokázáno po jeho translokaci např. z Karpat (Baraniewicz & Perzanowski 2015).**

4. Význam klíčových druhů savců v ekosystémech ve vztahu k národním parkům

Předkládaná kapitola je rešerší informací o významu vybraných druhů savců v ekosystémech. Zpracovány byly pouze druhy z různých důvodů zajímavé a důležité pro naše národní parky a významné s ohledem na jejich reálnou i potenciální funkci v ekosystému (vliv na charakter stanoviště, impakt na rostliny a živočichy atd.). Jde většinou o informace, které mají z větší části obecnou platnost, proto jsou využitelné i na lokální, či regionální úrovni. Protože v mnoha případech nejsou z České republiky k řadě druhů k dispozici žádné údaje, byly využity i příklady ze zahraničních studií.

4.1 Původní a neinvazní druhy savců ČR

4.1.1 Bobr evropský (*Castor fiber*)

Bobr evropský se na území ČR vyskytuje ve třech národních parcích. V NP Podyjí je poměrně běžný, v národních parcích České Švýcarsko a Šumava se pak vyskytuje s nižší frekvencí, ale vzhledem k jeho klíčové roli „ekosystémového inženýra“, je hodný pozornosti. Jde o expandující druh, se schváleným plánem péče, přičemž areál v zájmových lokalitách leží v navrhované zóně B, která zahrnuje oblasti se schváleným adaptivním managementem, tj. možností zasahovat proti škodám (Vorel et al. 2013).

Role bobra v přírodním prostředí je velmi specifická s ohledem na schopnosti bobrů aktivně měnit osídlené prostředí. Neexistuje mnoho jiných organismů, které by měly takový výrazný vliv na své okolí – tyto druhy bývají nazývány "Key-stone species" (Janiszewski et al. 2014). Některé interakce s ostatními složkami životního prostředí patří pak k nejsilnějším vlivům savců na ekosystém a krajinu (Rosell et al. 2005). Mezi nejdůležitější aktivity patří stavba hrází, výstavba obydlí (nory, hrady, polohrady) i kácení dřevin. Díky těmto činnostem dokáže bobr pozitivně i negativně ovlivnit utváření reliéfu a výrazně změnit charakter i strukturu ekosystému (Vorel et al. 2015). Změny, které souvisí s činností bobra, se pak významně dotýkají mnoha druhů organismů a to nejen dřevin a bylin, které přímo využívá a konzumuje, ale i různých skupin živočichů (např. Janiszewski et al. 2014, Samas & Ulevičius 2015). Řada studií prokazuje pozitivní vliv na početnost a diverzitu bezobratlých, jako je např. zooplankton (Pashchenko 2005, in Janiszewski et al. 2014) a hmyz (jepice, chrostíci, dvoukřídlí, brouci atd.) (Janiszewski et al. 2014), dále obratlovců, jako jsou ryby (Collen & Gibson 2001), obojživelníci (Dalbeck et al. 2007), plazi – např. želva bahenní (Dewaux 2000) a užovky (Wisler et al. 2008), a samozřejmě i ptáci a savci (Janiszewski et al. 2014). Ze savců, vedle terestrických druhů, ovlivňuje bobří aktivita dokonce i netopýry (Ciechanowski et al. 2011).

Bobří jsou rovněž součástí potravních řetězců, ovšem v ČR má bobr přirozené predátory pouze v mládí. Mláděta mohou napadnout větší dravci a šelmy, například liška obecná (*Vulpes vulpes*) (Dzieciolowski 1996) a údajně i kuny (*Martes spp.*) (Rosell & Hovde 1998). Teoreticky lze uvažovat o potenciální predaci čerstvě narozených mláďat i menšími šelmami např. norkem americkým (*Neovison vison*). Predátory dospělých jedinců jsou v Evropě pouze vlk (*Canis lupus*), medvěd hnědý (*Ursus arctos*), rys ostrovid (*Lynx lynx*), popř. rosomák (*Gulo gulo*) (Baker & Hill 2003, Müller-Schwarze & Sun 2003, Nitsche 2016). V některých oblastech společného výskytu bobrů a vlků (Pobaltí) je ve vegetačním období bobr jeho nejčastější kořistí (tvoří 34,8 % potravy) a vlk tak působí jako jeho dominantní predátor. V severní Evropě (Švédsko) není naproti tomu vliv vlka

na početnost populace bobrů významný (Hartman 2003) a to přesto, že predanční tlak vlků na bobry zde během posledních 20 let neustále vzrůstá. Podle některých názorů může docházet vlivem selektivního tlaku vlka na bobří populaci i ke změně druhové skladby, hustoty a pokryvnosti porostů (predanční kaskády) (Ripple & Beschta 2004). V ČR zatím napadení predátory popsáno nebylo (Vorel et al. 2013). Uvedené druhy velkých šelem na území ČR v dosavadních lokalitách výskytu bobra nevytváří stabilní populace (rys v jihozápadních Čechách a dále i vlk a medvěd v Beskydech a vlk v severních Čechách). Ze střední Evropy jsou však k dispozici také (byť nepotvrzené) údaje o predaci bobrů vlkem i medvědem (vých. Slovensko podzim 2011) (Vorel et al. 2013).

Bobr evropský je také součástí kompetičních vztahů s jinými velkými býložravci, se kterými mohou bobři do určité míry soutěžit o potravní zdroje (Hartman 2003, Busher & Lyons 1999). Známé jsou vazby jelenů na bobrem pokácené dřeviny. V severní Americe může jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*) nadměrnou pastvou "bobřích luk" v okolí vodních toků bránit regeneraci měkkých dřevin a tím snižovat potravní základnu. Potravní nabídku bobrů může podobně silně limitovat intenzivním spásáním výhonků regenerujících dřevin také los evropský (*Alces alces*) (Hartman 2003). Tento trofický konkurenční vztah může způsobit omezení množství dostupné potravy na lokalitě a v konečném důsledku tak zamezí dalšímu rozvoji populace (Busher & Lyons 1999, Hartman 2003). V našich podmínkách prozatím nebyly podobné interakce popsány (Vorel et al. 2013). V zimním období bývají pouze evidovány okusy jelenem (*Cervus elaphus*) či srncem (*Capreolus capreolus*) na bobrem již pokácených dřevinách.

Ke konkurenci s ostatními druhy savců v Evropě pravděpodobně nedochází, pokud neuvažujeme o (v Eurasii nepůvodním) bobru kanadském (*Castor canadensis*), který se u nás nevyskytuje a jehož šíření na naše území z introdukované (a dnes už zřejmě zaniklé) populace v Rakousku se nepotvrdilo (Vorel et al. 2013). Tento blízký příbuzný si může s bobrem evropským konkurovat o potravní zdroje, podstatná je také prostorová kompetice. Bobr kanadský může díky svému silnějšímu reprodukčnímu úsilí vytlačovat stávající populaci bobra evropského. Ermala & Lahti (1997) poukazují na rozdílnou populační dynamiku obou druhů. Dle těchto autorů měla samice bobra evropského (dosahující pohlavní zralosti ve třetím roce) ve vrhu průměrně 1,9 mlád'at. U kanadského bobra bylo zjištěno ve vrhu průměrně 3,3 potomků a samice pohlavní dospělosti dosahovaly již ve věku 1,5–2 let. Zmíněný mechanismus lze dokázat na situaci ve Finsku (Ermala & Lahti 1997). Zde byly v letech 1935–1937 vysazeny oba druhy bobrů, a to v poměru 19:7 (*C. fiber* vs. *C. canadensis*). Podle odhadu velikosti populace rodu *Castor* byla v roce 1995 početnost populace 9 000–10 000 jedinců. Z toho bylo 10 % *C. fiber* a zbytek *C. canadensis*. Podle Halleye & Rosella (2002) bylo v roce 2000 na daném území již 15 000 jedinců neznámého poměru obou druhů.

Některé druhy savců žijí s bobrem i v komensálním vztahu. Komensalismus se týká pravděpodobně ondatry pižmové (*Ondatra zibethicus*), která někdy obývá hráze a osídlené hrady a nory. Velmi nejasný vztah může být mezi bobrem a nutrií (*Myocastor coypus*), která se v posledních dvou desetiletích šíří luhy Labe a Moravy. Dále se předpokládá využívání opuštěných bobřích nor vydrou říční (*Lutra lutra*), popř. i potkanem (*Rattus norvegicus*) jak uvádí Kostkan (2000) nebo Vorel et al. (2013).

Výskyt bobra evropského v národních parcích je s ohledem na jeho význam v ekosystému vesměs pozitivní a vzhledem k současnému šíření populace je jen otázkou času kdy se rozšíří do všech vhodných míst. Lze očekávat, že nově příchozí bobři pak přispějí k vyšší diverzitě stanovišť a tím i podpoře biodiverzity (Samas & Ulevičius 2015).

4.1.2 Malí spásači - králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*) a syselec obecný (*Spermophilus citellus*)

Králík divoký je introdukovaný druh savce z řádu zajíci (Lagomorpha), který pochází z jihozápadní Evropy, zatímco syselec obecný je naším původním, dnes kriticky ohroženým zástupcem řádu hlodavců (Rodentia) (Matějů et al. 2007). Od 50. let 20. století silně poklesla i populace králíka z důvodu infekčního onemocnění myxomatózou (Anděra & Gaisler 2012). Byť se z hlediska ochrannářského přístupu jedná o diametrálně odlišné taxony (králík je nepůvodní druh, zatímco syselec je prioritním druhem ochrany přírody), oba hrají v ekosystémech rámcově obdobnou úlohu. Jde o druhy obývající krátkostébelné trávníky a žijící v norách (Uhlíková et al. 2009, Anděra & Gaisler 2012). Spásáním trav a bylin lokálně ovlivňují charakter vegetace a budováním nor svrchní vrstvy půdy. Na aktivity obou druhů je pak vázána i celá řada dalších živočichů, kteří, v případě úbytků populací syslů a králíků, z krajiny mizí. Týká se to zejména sysla, na jehož trus jsou vázány např. hned tři druhy, dnes též ohrožených, vrubounovitých brouků. Nejde však jen o ně, protože podzemní systémy jak syslů, tak králíků hostí specifickou faunu bezobratlých (i některých druhů obratlovců), kterou mimo nory nikde jinde nenajdeme. Celkově jde o desítky specializovaných druhů, zejména vzácných vrubounovitých a drabčíkovitých brouků. Hledají zde úkryt, nebo se živí trusem či zbytky těl majitelů nor (Konvička et al. 2005).

Sysly loví i řada predátorů, z nich tři se na sysla více či méně specializují – tchoř stepní (*Mustela eversmanii*), raroh velký (*Falco cherrug*) a orel královský (*Aquila heliaca*). Všichni jsou dnes kriticky ohroženi. V současnosti se management lokalit sysla omezuje na velmi nákladné pasení domácím dobytkem, zejména ovce, a pravidelným kosením. Pomoci by mohla i trvalá extenzivní pastva velkými býložravci (viz níže), která je podstatně méně nákladná.

Králík divoký je sice druh u nás nepůvodní, ale jeho extenzivní spásání může být z pohledu managementu otevřených travnatých habitatů v případě únosných početních stavů i přínosem. Jeho vliv v ekosystému je tak výrazný, že je některými autory označován za jednoho z „ekosystémových inženýrů“ (Galvez-Bravo et al. 2009). Potravní preference králíka a hloubení nor podporuje diverzitu a heterogenitu nejen společenstev rostlin (Galvez-Bravo et al. 2011), ale i živočichů včetně obratlovců, jako jsou např. ještěrky (Galvez-Bravo et al. 2009). Je známo, že může zvyšovat biodiverzitu i mimo původní areál svého výskytu. Např. introdukované populace králíků v Anglii přispívají spásáním prokazatelně k zvyšování diverzity rostlin (Olofsson et al. 2008) i řady skupin bezobratlých (Morris 2000).

Z národních parků se pro sysla jeví jako optimální NP Podyjí, ve kterém lze vytvořit dostatečné množství vhodných stanovišť, zejména v rámci managementových opatření k uchování bezlesí a světlých lesů. Králíka divokého lze v našich národních parcích do jisté míry tolerovat a v případě potřeby regulovat lovem. Protože je dnes však silně ustupujícím druhem, vznik prosperujících populací se (minimálně v blízké budoucnosti) nepředpokládá. Navíc jeho potenciální roli v ekosystému může dostatečně nahradit u nás původní syselec obecný.

4.1.3 Velký okusovač – los evropský (*Alces alces*)

Role losa v ekosystémech souvisí zejména s jeho potravní specializací, kterou je okusování letorostů dřevin (Franzmann 1981, Hofmann 1989). S ní je pak následně spjat i impakt na dřevinnou vegetaci, či strukturu lesních ekosystémů (Homolka & Heroldová 1997). Na druhou stranu jsou jeho specializované potravní nároky (charakter potravní nabídky, dostatek vhodné potravy) jedním z limitujících faktorů, který výrazně omezuje distribuci losa v daném prostředí. Hlavními okusovanými dřevinami jsou v našich podmínkách vrba jíva (*Salix caprea*), krušina olšová (*Frangula alnus*), topol osika (*Populus tremula*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*) a jedle bělokorá (*Abies alba*). Na jaře a na podzim konzumuje i brusinku a borůvku (*Vaccinium* spp.), v létě též mokřadní vegetaci (Franzmann 1981, Homolka & Heroldová 1997, Homolka 1998). Letorosty jsou obvykle okusovány ve výšce 1–2,5 m. Denně jich spotřebuje až 35 kg v letním, 20 kg v podzimním a 13 kg v zimním období (Kostečka 1997). V zimě loupe kůru listnatých i jehličnatých dřevin, v jižních Čechách je pak hlavní potravou (více než 90 % objemu potravy) i jehličí borovice lesní (Homolka & Heroldová 1997). Sezónně může konzumovat i některé zemědělské plodiny jako mladé obilí, řepku, kukuřici (Homolka 1998). Nízkou travu nespásá, protože ji není schopen uchopit horním pyskem. Zároveň není adaptován na trávení hrubé vlákniny, proto tráva v jeho potravě zpravidla chybí (Hofmann 1989).

Úzká potravní specializace losa a značná spotřeba potravy jsou pak příčinou jeho obtížného přežívání v kulturní krajině. Na rozsáhlém území naší republiky se totiž větší porosty atraktivních okusových dřevin, které jsou nezbytným předpokladem pro život tohoto druhu, vyskytují jen výjimečně. Bez dostatečných zásob letorostů vhodných druhů dřevin nemůže tedy los v prostředí trvale přežít, neboť ostatní zdroje potravy jsou podstatně méně významné a tvoří jen doplňkovou složku (Homolka & Heroldová 1997, Homolka 1998).

V oblastech, kde los dosahuje vysokých populačních hustot (5 a více jedinců na 100 ha) a také tam, kde je omezená potravní nabídka a dochází ke koncentraci losů na malém prostoru, se projevuje jeho výrazný impakt na charakter a strukturu stanoviště. V hospodářských lesích pak dochází i ke škodám na porostech, či hospodářských dřevinách (Homolka & Heroldová 1997). V národních parcích o hospodářských škodách nelze hovořit, případný lokálně destruktivní vliv na stanoviště díky narůstající početnosti losa je možno v budoucnu částečně omezit přítomností predátorů. Významným predátorem losa je v oblastech společného výskytu vlk (Franzmann 1981, Mech & Peterson 2003), který by se v případě, že by došlo ke stabilizaci jeho populace, mohl podílet na regulaci losů např. na Šumavě.

4.1.4 Velcí býložravci obhospodařování lovem

Všechny národní parky jsou dnes obývány myslivecky obhospodařovanými druhy kopytníků, tzv. spárkatou lovnou zvěří. Její význam v ekosystémech dnes souvisí zejména s jejími vysokými početními stavy. Řada introdukovaných druhů, konkrétně daněk evropský (*Dama dama*), sika (*Cervus nippon*) a muflon (*Ovis aries* f. *musimon*), i naše druhy domácí - prase divoké (*Sus scrofa*), jelen evropský (*Cervus elaphus*) a srnec obecný (*Capreolus capreolus*), dosahují dnes často takových počtů, které se v mnoha oblastech pohybují nad únosnou kapacitou prostředí. Proto závažně poškozují vegetační kryt a snižují druhovou diverzitu. Poněvadž se jedná vesměs o lesní druhy, poškozením trpí zejména lesní ekosystémy. Konkrétní impakt jednotlivých druhů pak souvisí s jejich potravními preferencemi. S výjimkou prasete divokého, které je omnivorním druhem, a

muflona, který je převážně spásáč bylinného patra, se ostatní druhy živí více či méně i okusováním dřevin. Jelen, daněk a sika jsou potravní oportunisté, tj. živí se buď pastvou, nebo okusem dřevin podle toho co je v biotopu dostupnější (v lese tedy snadno přecházejí na dřeviny), srnec je potravní specializací okusovač, tj. v jeho potravě okusování dřevin převažuje (Vera 2000). Tento druh je tedy již svou potravní specializací k poškozování lesů v podstatě předurčen.

Poněvadž jde o trend, který zasáhl celou Evropu (Apollonio et al. 2010), existuje dnes množství studií, které potvrzují, že nadměrné spásání ničí přirozenou strukturu biotopů a snižuje populace jiných druhů živočichů. Přípravuje např. o domov mnoho druhů pěvců (Gill & Fuller 2007), kterým zároveň ubývají zdroje potravy, protože klesá početnost i diverzita lesních druhů bezobratlých živočichů (Allombert et al. 2005). Současně s tím se mění struktura vegetace a ubývají lesní byliny, včetně chráněných druhů (Stockton et al. 2005; Míchal 1992). Snižování početnosti bezobratlých živočichů dokumentované v silně spásaných lesích je klíčovým problémem i pro dlouhodobé přežití ohroženého tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*), jehož kuřata jsou z velké části odkázána na motýlí larvy, mravenčí kukly a listy borůvky (která navíc dosahuje na plochách spásaných jeleny poloviční výšky ve srovnání s oplocenými plochami) (Petríček & Míchal 2002).

V České republice mezi léty 1966–2010 vzrostly počty srnců o 172 %, jelenů o 265 %, a prasat divokých dokonce o 2910 % (jejich růst je exponenciální). U daňků pak stouply počty o 701 %, u muflonů o 670 % a jelenů sika o 2471 % (Anděra & Gaisler 2012). V krajině pak žije daleko více velkých kopytníků, než lesy mohou uživit. Aktuální stav dokumentovala studie Ministerstva zemědělství (Černý et al. 2007), která ukázala, že kopytníci v roce 2005 poškodili skoro polovinu (44%) všech mladých stromů a více než 60 % listnáčů, což byl ve srovnání s rokem 2000 nárůst o 48 %. Ohroženy nejsou jen zájmy vlastníků lesa, kterým vznikají na ochranu lesa velké náklady, ale také přírodní rezervace, které si zachovaly přírodě blízké druhové složení, ale následkem lokálního přemnožení kopytníků a intenzivního okusu zde neprobíhá přirozená regenerace druhů zastoupených v mateřském porostu. Například v národní přírodní rezervaci Vrapač v Litovelském Pomoraví je okusem poškozeno 71–91 % semenáčků javoru. Během let 2001–2005 zde kleslo množství všech semenáčků vyšších než 30 cm na 8 %, tedy zhruba dvanáctkrát (Čermák & Mrkva 2006). Nejedná se přitom o ojedinělý případ: vážné poškození okusem bylo v uplynulém desetiletí zjištěno v šesti z osmi zkoumaných národních přírodních rezervací (Čermák & Mrkva 2003a; Čermák & Mrkva 2003b; Kamler et al. 2009), ale také v hospodářských lesích. Výzkum Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy univerzity například ukázal, že okusem zvěře v listnatých lesích trpí 90–100 % mladých jasanů, javorů a jilmů (Modrý et al. 2004).

Zatímco v horských na živiny chudých lesích zvýšená početnost kopytníků a vysoká míra okusu zabraňuje přirozenému zmlazování většiny dřevin a druhovou rozmanitost tak výrazně snižuje (Kamler et al. 2009), v nížinných, zejména však v lužních lesích, nemusí být, v důsledku vysoké produktivity stanoviště okus dřevin vždy limitující (Barančková et al. 2007).

4.1.5 Velké šelmy – vlk obecný (*Canis lupus*), rys ostrovid (*Lynx lynx*), medvěd hnědý (*Ursus arctos*)

Všechny tři druhy velkých šelem jsou na našem území původní a představují vrcholové predátory ovlivňující jak populace kořisti, tak nepřímo i nižší trofické úrovně vč. rostlinné vegetace (Terborgh & Estes 2010). Významný je zásah do populací divokých kopytníků, kdy redukují jejich počty, a tím přispívají k rovnováze mezi býložravci a vegetací (Mech & Boitani 2003; Okarma 1995; Okarma et al. 1997). Např. v oblastech bez trvalého výskytu vlka a medvěda dosahují jelenovití téměř šestkrát vyšší početnosti než v oblastech, kde tyto šelmy žijí (Ripple & Beschta 2012). Poznatky z Evropy (Polsko) ukazují, že predace velkých šelem má největší dopad na populace spárkaté zvěře v chladných, méně produktivních letech, kdy je hustota kopytníků nejnižší. Naopak za teplých a produktivních období s nejvyšší početností kopytníků je celkový predační efekt malý a regulace neprobíhá dostatečně (Jędrzejewski & Jędrzejewska 2005; Melis et al. 2009). V České republice panují pro spárkatou zvěř velmi příznivé podmínky, její početnost je vysoká a velké šelmy hrají v současnosti v regulaci zvěře pouze dílčí úlohu a nevylučují aktivní provozování myslivosti. Výraznější vliv na regulaci může mít rys především v horských honitbách (Heurich et al. 2012), vliv vlka a rysa může být pozitivní i v hospodářských lesích (Find'o et al. 2011), či maloplošných rezervacích (Homolka & Heroldová 2003, Čermák et al. 2011), kdy v oblastech s výskytem šelem je nižší míra poškozování lesních dřevin a obnovy lesa. Možným mechanismem je zřejmě častější změna stanoviště z důvodů snížení rizika predace (Červený 2006; Voskár 1993), čímž se snižuje koncentrované vypásání přirozeného zmlazení na jedné lokalitě. Dalším faktorem může být kombinace efektu větší prostorové diverzity prostředí ve zkoumaných rezervacích, kdy na zemi ležící kmeny ztěžují útěkové možnosti (Kuiper et al. 2013).

Prokazatelný je i vliv velkých šelem na biodiverzitu v ekosystémech, který je dobře doložitelný zejména z oblastí divoké přírody Severní Ameriky (Yellowstonský národní park), ale i Evropy (Białowieża). Vlci spuštěním tzv. kaskádovitého efektu, při kterém se mění početnost a chování býložravců a následně na to i charakter vegetace a krajiny, vytvářejí variabilní stanovištní podmínky pro řadu druhů živočichů a rostlin (Beschta & Ripple 2012). Uplatnění tohoto potenciálu lze tedy očekávat (alespoň částečně) i v našich národních parcích. Velké šelmy mohou zvyšovat biodiverzitu také podporou druhů, které se přizpůsobují na zbytcích jimi stržené kořisti. V Białowiežském národním parku bylo zjištěno, že zbytky kopytníků zabíjených velkými šelmami jsou důležitým potravním zdrojem pro 36 druhů malých a středně velkých savců a ptáků (Selva et al. 2005), jako jsou krkavci, lišky, divoká prasata a řada druhů dravců a zpěvných ptáků. Zbytky potravy stržené vlkem nebo rysem může v našich horách využít také například medvěd (Hell & Slamečka 1999) nebo orel skalní.

Predační tlak velkých šelem, zejména pak vlka a rysa, ovlivňuje i kvalitu populací kopytníků, což souvisí s dlouhodobou koexistencí těchto predátorů a kořisti. Od způsobu, jakým loví vlk (štvaní) a rys (cíhání a útok ze zálohy) svou kořist, se odvíjí skutečnost, že nejčastější obětí těchto šelem jsou logicky především zvířata slabá (mladá nebo naopak příliš stará, nemocná nebo hůře smyslově vybavená). Toho lze využít i v mysliveckém hospodaření, kdy odstranění kondičně podprůměrných jedinců z populace je základním předpokladem úspěšného chovu zvěře a klíčem k produkci kvalitních trofejí (Koubek & Červený 2003b). Souvislost mezi výskytem velkých šelem a kvalitou zvěře (mohutnější trofeje, větší tělesná hmotnost) byla prokázána např. u srnce a rysa na Šumavě (Koubek & Červený 2003b), potravní preference slabých jedinců kopytníků u rysa a jelena evropského (Okarma 1984), či vlka a jelena (Šmietana 2005) v polských Karpatech, a u jelenů a prasat lovených vlky na Slovensku (Voskár 1993).

Bylo také zjištěno, že vlci i rysy loví významně častěji samice, čímž mohou upravovat v mnohých našich honitbách poměr pohlaví posunutý dnes odstřelem k většímu podílu samců (Bubeník 1966; Voskár 1993; Koubek & Červený 2003b; Červený 2006). Vyšší počet samičí zvěře ale nemusí vždy znamenat aktivní selekci samic, pokud poměr pohlaví v populaci je již vychýlený. Vzhledem k nízkému sexuálnímu dimorfismu srnce a jeho malé tělesné velikosti ve srovnání s rysem nelze silnou selekci rysa na pohlaví vždy předpokládat. Neprokázaly ji ani poměrně detailní telemetrické výzkumy ve Švýcarsku nebo Švédsku (Andersen et al. 2007; Molinari-Jobin et al. 2004). Rozdíly mezi poměrem pohlaví ulovené srnčí zvěře a zastoupením pohlaví v populaci mohou být spíše dány rozdílnými biotopovými preferencemi a strategiemi jednotlivých věkových tříd samců a samic, popř. i ročními obdobími (Mejlgaard et al. 2013). Jednorocní samci jsou dospělými zvířaty v létě vytlačeni z preferovaných srnčích biotopů do neznámých území s větším predáčním rizikem. V zimě jsou naopak více ohroženi dospělci, kteří se shlukují na malém prostoru poblíž krmelců, které rys vyhledává, a mladá neteritoriální zvířata rozptýlená mimo centra srnčí aktivity mají menší pravděpodobnost střetnutí s predátorem. Rozdílné strategie jednotlivých věkových tříd se staly také klíčem k pochopení selektivity predace vlků v polských Karpatech. Smietana (2005) zjistil, že častější kořistí vlků se stávali mladší jelení samci do pěti let věku, kteří byli vytlačeni mimo preferovaná území s nejkvalitnější potravou a kvůli horší tělesné kondici byli pak i více zranitelní.

Významnou roli mají velké šelmy i v potlačování populací menších šelem, jejichž vysoká početnost může negativně ovlivňovat populace menší kořisti (Elmhagen et al. 2010). Prokázána je např. redukce lišky obecné rysem i vlkem ve Švédsku (Elmhagen & Rushton 2007), redukce lišky a toulavých psů vlkem na Slovensku (Voskár 1993) a i nižší početnost lišky v Beskydech je přičítána rysovi (Sobotka 2007). Kromě původních druhů mohou rysy zabíjet i domácí kočky (Molinari-Jobin et al. 2007) a vlci také domácí psy (Nowak et al. 2005). To má podstatný dopad jak pro ochranu přírody, tak pro myslivost, protože psi přenášejí parazity a nemoci na divoká zvířata, ruší zvěř nebo ji přímo zabíjejí (Hughes & Macdonald 2013). Vliv domácích koček lze demonstrovat na situaci ve Spojených státech, kde se odhaduje, že toulavé kočky ročně zabijí 1,4–3,7 miliard ptáků a 6,9–20,7 miliard savců, což je více než úmrtí způsobené dopravou (Loss et al. 2013).

Velké šelmy se podílí i na regulaci bobrů, zejména pak vlk, pro kterého bobr může představovat jeden z nejdůležitějších druhů alternativní kořisti. Vlci se podílejí na regulaci bobří populace například v Estonsku (Lõhmus 2001), Lotyšsku (Andersone & Ozoliņš 2004; Žunna et al. 2009) nebo Litvě (Špinkytė-Bačkaitienė & Pételis 2012). V místech sympatrického výskytu lze pak obdobnou regulaci předpokládat i na našem území (Vorel et al. 2013).

Vedle selektivní funkce mají velké šelmy v ekosystému i roli sanitární. Odstraňují nemocné a parazitované jedince, jejichž počet se v populacích kopytníků při eliminaci šelem v prostředí, značně zvyšuje (Ostfeld & Holt 2004). Příkladem je souvislost mezi absencí vlků a výskytem klasického moru prasat (KMP) na Slovensku, kdy pouhých 7 % z případů tohoto závažného onemocnění se objevilo v oblastech s trvalým výskytem vlků. V území trvale obývaném vlky se mor do dalších oblastí nešířil, protože konzumací nakaženého kusu včas zaniklo ohnisko nákazy (Find'ó 2002). Vzhledem k vysokému predáčnímu tlaku na lišky, lze považovat vlky také za hlavní přirozené regulátory vztekliny (Voskár 1993). Přesah do humánní medicíny je zjevný i u dalších infekcí přenositelných na člověka: statistická analýza ze tří švédských krajů z let 1980–2004 ukázala pozitivní korelaci mezi počtem lišek a počtem pacientů nakažených klíšťovou

encefalitidou, což může souviset s absencí predančního tlaku rysa na lišku (Haemig et al. 2008).

4.1.6 Šakal obecný (*Canis aureus*)

Šakal obecný je nový expandující druh z oblasti původního areálu výskytu v jižní Evropě, který se postupně šíří po celém území České republiky. Objevuje se jak v zemědělské krajině, tak v lesnatých oblastech (Anděra & Gaisler 2012) a dokonce i na okraji městských aglomerací, jako např. Prahy (Anděra 2016), což souvisí s jeho značnou habitatovou plasticitou. Díky potravnímu oportunismu a vysoké adaptabilitě je schopen obývat široké spektrum přirozených nebo polopřirozených stanovišť, včetně intenzivně obhospodařované zemědělské krajiny (Šálek et al. 2013). Podle dostupných znalostí o jeho rozšíření v Evropě, je šakal obecný asociován především s keřovou vegetací a mozaikou kulturní krajiny a nížinných mokřadů (Sillero-Zubiri et al. 2004). Jeho role v našich ekosystémech se bude teprve vytvářet, ale vzhledem k tomu, že jeho početnost pravděpodobně stále poroste, bude v budoucnu nutné věnovat mu v tomto směru pozornost jak ve studiu ekologie, tak se s touto situací vypořádat legislativně (Trouwborst et al. 2015). Jedná se o středně velkou šelmu s širokými potravními preferencemi (Lanszki et al. 2006) a lze proto očekávat jeho impakt na populace řady živočichů, ale i sanitární funkci (Ćirović et al. 2016) a kompetiční roli s menšími a středními původními i nepůvodními druhy šelem, zejména liškou obecnou a psíkem mývalovitým. Ti obývají podobná stanoviště (otevřené habitaty, mokřady, říční údolí) a překrývají se se šakalem i v rámci potravní niky (hlodavci, mršiny). Lze předpokládat i účinky na populace hlodavců, zajíce a srnčí zvěře (Kowalczyk et al. 2015). Jako nový predátor ptáků a menších savců bude tedy zasahovat i do mysliveckého hospodaření. Na druhou stranu může šakal potenciálně poskytovat významné ekosystémové služby v podobě konzumace značného množství organického (živočišného) odpadu a velkého množství škodlivých hlodavců v agrocénózách (Ćirović et al. 2016).

4.1.7 Vydra říční (*Lutra lutra*)

Vydra říční je druhem stojícím na vrcholu potravní pyramidy sladkovodních ekosystémů. Její oportunistická potravní strategie ji předurčuje k tomu, aby přirozeně regulovala populace ryb. Její potravní preference jsou ale širší a zahrnují i různé druhy savců, ptáků, obojživelníků a bezobratlých, jako jsou korýši a hmyz (Kučerová 1997, Conroy & Calder 2000, Kučerová & Nový 2001). V případě zvýšené početnosti některého druhu ryby je jedním z faktorů, který může přispět k návratu zvýšené populace do původního stavu. Tím, že preferuje nejhojnější druhy, představuje pro druhy vzácné a ohrožené jen malé nebezpečí. Její význam v ekosystémech je dnes však značně potlačován antropogenním využíváním vod, zejména rybářským obhospodařováním (Poledník et al. 2009). Její pozitivní vliv na ekosystém můžeme dnes velmi dobře sledovat patrně pouze na oligotrofních povodích horských a podhorských toků, které nejsou rybářsky využívány (zvláště chráněná území, chráněné rybí oblasti). Vydra zde jednoznačně udržuje rovnoměrným odlovem ze všech věkových tříd (dle jejich početnosti) populaci pstruha v takovém stavu, který umožňuje existenci dalších významných druhů (střevle potoční, vranka obecná a další). Rychlejší obměna populace pstruha zde také může přispět k úspěšnější reprodukci perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*) - starší pstruzi již jednou invadovaní larvami perlorodek jsou v dalších letech vůči invazi mnohem odolnější

a jejich eliminace vydrou je proto pro perlorodku prospěšná (Poledník et al. 2009, Švanyga et al. 2013).

Vydra není významným predátorem ohrožených druhů ryb ani vodních mlžů (perlorodka říční, vevrubí; jen ojediněle byly zjištěny v potravě zbytky lastur druhů rodu *Anodonta*). Vydra sice běžně loví obojživelníky a vzácněji i plazy, nikdy však nebylo prokázáno ovlivnění početnosti jejich populací v souvislosti s predací vydrou. Na lokalitách výskytu raka říčního loví vydra pravidelně i tento druh, dlouhodobým sledováním toků s výskytem raka a vydry však nebylo zjištěno významné ovlivnění početnosti populace raků (Poledník et al. 2009). Dosud nebyl věrohodně popsán žádný vliv vydry ani na populace ohrožených druhů ptáků. Pozitivní roli může vydra sehrát při regulaci populace invazního norka amerického (Sidorovich 1997). V současné době je populace vydry na vzestupu a z toho důvodu byl vytvořen program péče pro vydru říční (Poledník et al. 2009).

4.1.8 Letouni

Význam letounů jako biogeografických indikátorů a současně bioindikátorů kvality prostředí je v literatuře opakovaně zmiňován (např. Van der Mejn et al. 2015). Všichni evropští letouni jsou významní predátoři členovců. Každou noc jich zkonzumují značné množství o váze jedné třetiny až poloviny svého těla (např. Becker et al. 2010). Většina druhů vykazuje oportunní potravní chování, takže je schopna reagovat zvýšenou predací přemnožené, lépe dostupné skupiny. Letouni tedy nesporně plní regulační roli, velmi často i ve vztahu k přemnoženým hospodářským škůdcům (např. Boyles et al. 2011).

4.1.9 Hmyzožravci a hlodavci

Hmyzožravci jsou plně závislí na dostupnosti svého hlavního zdroje potravy, tj. bezobratlých. Vzhledem k vysokým nárokům na množství a průběžný přísun potravy jejich druhové spektrum a zejména proměny abundance citlivě reagují na změny mikroklimatických podmínek, jako např. složení a pokryvnost podrostu v lesích, zalesnění, intenzita a způsob využití bezlesí, změny vlhkosti, vhodnosti lokality pro bezobratlé aj. (např. Wijnhoven et al. 2005; Krojerová-Prokešová et al. 2016). Mohou proto sloužit jako indikátory změn v krajině. Vedle toho jako karnivorní generalisté plní v ekosystému úlohu nespecifického regulačního faktoru bezobratlých (Churchfield & Rychlík 2006).

Naši hlodavci jsou drobní (o bobrovi a nutrii bylo pojednáno zvlášť), proto se jejich význam často podceňuje. Počtem druhů a zejména populační hustotou jsou ale nezanedbatelnou skupinou. Mají velký význam jak pro hodnocení biodiverzity, tak z hlediska vlivu na ekosystém. Jako konzumenti prvního řádu významně ovlivňují rostliny a slouží jako zdroj pro vyšší úroveň trofických řetězců. Vlivu hlodavců na rostliny a dřeviny je větší pozornost věnována až v posledních letech (Zwolak et al. 2016; Bogdziewicz et al. 2016; Shimada & Saitoh 2006; Suchomel et al. 2014). Lokálně mohou (hl. myšice, veverka) významně limitovat až znemožnit výskyt některých rostlin konzumací semen a semenáčků (Heroldová et al. 2013; Schnurr et al. 2002). Přímou konzumací zelených částí, pupenů a kořenů, příp. ohryzem kůry dřevin (hl. hrabošovití) mohou ovlivnit druhovou a prostorovou skladbu bezlesí i lesního porostu (Suchomel et al. 2016; Krojerová-Prokešová et al. 2016). Téměř všichni hlodavci jsou více či méně všežraví, čímž zasahují i do životních cyklů řady bezobratlých (hmyz a obecně členovci, měkkýši, kroužkovci atp.) i některých obratlovců (ptáčata a vajíčka, jiní hlodavci apod. –

např. Zemanek 1972; Butet & Delettre 2011). Sami jsou nepostradatelným zdrojem pro některé dravce, sovy a řadu menších šelem (Lambin et al. 2000; Lanszki et al. 2007).

4.2 Alochtonní druhy s invazním potenciálem:

4.2.1 Sika (*Cervus nippon*)

Jelen sika je nepůvodním druhem pocházejícím z východní Asie a v současné době patří nejen v ČR ale i jinde v Evropě k nejproblematičtějším kopytníkům, vzhledem k jeho interakcím s autochtonními druhy velkých býložravců (Bartoš 2009). V posledních letech jeho populace neustále roste, s čímž souvisí mimo jiné i nárůst škod v lesnictví a zemědělství, zejména pak na lesních porostech (Dvořák & Kamler 2007).

V našich ekosystémech představuje sika převážně konkurenta původním (ale i nepůvodním) jelenovitým, z důvodu překrývání ekologických nik (Latham 1999). Jako konkurent bývá často i úspěšnější, vzhledem k anatomickým a behaviorálním adaptacím, které mu umožňují konzumovat i silně vláknitou potravu (i o poměrně špatné kvalitě), z níž je schopný budovat energetické rezervy (Hofmann 1988, 1989). Chování siky k ostatním druhům je poměrně flexibilní. Pověstná je jeho nesnášenlivost k ostatním druhům jelenovitých, která je známa z mnoha míst v Evropě (Bartoš & Žirovnický 1982, Bartoš 2009). Sika dominuje převážně nad srnčí zvěří, která je menší a slabší, a kterou odhání od krmelců, popř. dalších zdrojů potravy. To vede k poklesu početnosti srnců v místech, kde počet siků roste (Danilkin 1996). Sika může být úspěšný a agresivní kompetitor i vůči daňkům. Např. v České republice téměř vymizela stabilizovaná populace daňků v západních Čechách a to do 12 let po zavedení siky do volné přírody. Daňci se zachovali pouze na okraji areálu dřívějšího výskytu (Wolf & Vavruněk 1975–1976; Vavruněk & Wolf 1977). Naopak v Německu (Ostangeln) jsou daňci kompetičně vůči sikům úspěšnější a početně je převyšují (Rumohr-Rundhof 1988). Sika také narušuje říji jelena evropského (Wolf & Vavruněk 1975–1976). Vůči jelenovi evropskému dominuje díky větší agresivitě a odvaze a v průběhu říje napadá hlavně mladé laně, což dělají zejména starší samci siky. I v oblasti původního výskytu se zdá, že sika úspěšně konkuruje mnohem většímu wapiti mandžuskému (*Cervus canadensis xanthopygus*). Jedná se zejména o ekologickou dominanci, kdy je sika konkurenčně silnější (velice rychle vyčerpá potravní zdroje), wapiti je naproti tomu vůči sikovi dominantní behaviorálně (Makovkin 1999).

Mezidruhová konkurence obvykle probíhá z pohledu člověka „neviditelně a tiše“, což může vést k názoru, že k žádné konkurenci mezi sikou a místními druhy nedochází. Např. na místech společného výskytu siky, daňka, srnce a jelena evropského byla zvířata zaznamenána společně (sympatricky) pouze třicetkrát z 2580 pozorování (Putman 1996). Na různých místech stejného habitatu se střídala, což znamená, že existoval faktor, který jim neumožňoval současné sdílení biotopu. Podobné závěry jsou známy i mezi potenciálními interakcemi mezi daňkem a srnčí zvěří (Putman 1996).

Konkurenční zvýhodnění přináší sikovi i prodloužené období říje, které v ČR trvá od poloviny října do prosince (Bartoš 2009). Její délka se ale může ještě potenciálně měnit, v souvislosti se změnami podmínek prostředí, protože v rámci Evropy je v délce říje velká variabilita a to i ve velmi malých oblastech či dokonce v rámci jednotlivých stád (Bartoš 2009). Její začátek může spadat do období od 1. září do 1. listopadu nebo přijít i později, navíc se zdá, že délka období říje je u jednotlivých stád siků větší než je tomu u daňků či jelenů evropských. Výsledkem je pak velké rozpětí porodů v období od 27. března do 5.

října, tj. sikové mohou rodit i v době kdy jeleni evropsští mlád'ata nemají, což je zvýhodňuje z hlediska početnosti. Prodloužené období říje, jejímž důsledkem jsou pozdní porody, může být i dobrým indikátorem adaptability druhu v daných podmínkách. Laně siky, které porodí ke konci roku, musí být v dostatečné kondici, aby mohly překonat zhoršené podmínky v nadcházející zimě (Bartoš 1982). Sika tak může být někdy schopen překonat těžké podmínky prostředí lépe než původní druhy.

Ačkoliv je sika v Evropě převážně stálý druh, věrný svému stanovišti, je schopen urazit i velké vzdálenosti. V Polsku jsou např. známy migrace na vzdálenost 80–160 km (Matuszewski & Sumiński 1984). Přesuny na velké vzdálenosti v době říje jsou známy i z Ruska (Makovkin 1999). Nicméně exaktní důkazy na základě telemetrie jsou z Evropy vzácné (Kistler 1995). Často se stává, že se migrující jedinci (většinou samci) objevují i v oblastech, kde se sika dosud nevyskytuje. Pokud v dané oblasti žijí jeleni evropsští, snaží se k nim tyto sikové obvykle připojit a jsou pak často vidět v jejich společnosti. Přidružování siků k jelení zvěři je známo jak z České republiky (Bartoš & Žirovnický 1982, Bartoš 2008), tak z Polska (Bartoš 1982, Matuszewski 1988). Od nás jsou dokonce doloženy i případy, kdy se samec siky k jelenům evropským vlámal i do výběhu či ohrady (Bartoš 2008).

Výrazný vliv na původní druhy má i vysoká schopnost siky křížit se s ostatními druhy jelenovitých. Záznamy o hybridizaci s jinými druhy jelenů jsou známy již z 19. století ze zajetí a oborových chovů, např. s jelenem evropským, wapiti americkým, axisem skvrnitým, či jelínkem vepřím (Bartoš 1991, 2009). V současné době máme již robustní důkazy o hybridizaci v zajetí, v experimentálních chovech i ve volné přírodě z mnoha zemí Evropy, jako je Irsko, Anglie, Německo, Polsko, Rusko, Litva, Česká republika, ale i z Číny nebo z Nového Zélandu (Bartoš 2009). Schopnost hybridizace je zřejmě přirozenou vlastností jelena siky a součástí jeho adaptivní strategie neboť je známá i z oblasti původního výskytu ve východní Asii, kde se sika kříží s místním jelenem wapiti mandžuským (Heptner et al. 1961). V České republice byla hybridizace zaznamenána jak v chovech, tak v přírodě (Bartoš & Žirovnický 1981, 1982, Bartoš et al. 1981, Bartoš & Vítek 1993). Samci jelena siky se v místech sympatrického výskytu příležitostně připojují v období říje k harému laní jelena evropského. Ten je neodhání (vzhledem k jejich menší velikosti je ignoruje) a věnuje se pouze příslušníkům vlastního druhu. Dokonce ignoruje i očividné pokusy siky pářit se s laněmi v harému a tím i produkci hybridů (Bartoš & Žirovnický 1982, Bartoš 2008).

Z hlediska řešení hybridizace jelena evropského a siky v naší i evropské přírodě je problémem neakceptování tohoto jevu částí myslivecké veřejnosti. Hybridní znaky jsou totiž dobře patrné pouze v F1 generaci, v dalších filiálních generacích pak mizí a jsou prakticky nepostihnutelné. Proto myslivci často na hybridizaci nevěří, protože ji ve svých honitbách nejsou schopni zaznamenat (Bartoš & Žirovnický 1981). Vědecké výzkumy však prokazují nezpochybnitelnost hybridizace a reálného nebezpečí pro autochtonní populace jelena evropského. Z toho důvodu je třeba nekompromisně ve všech národních parcích monitorovat výskyt jelena siky (dnes zejména v NP Šumava) a v případě prokázání výskytu provést absolutní eliminaci tohoto druhu na lokalitě.

4.2.2 Nutrie (*Myocastor coypus*)

Nutrie je nepůvodní druh hlodavce pocházející z Jižní Ameriky, v současné době v ČR ve fázi populační exploze-invaze (Anděra & Gaisler 2012). Obývá převážně mokřadní biotopy a do národních parků by se tak potenciálně mohla šířit pouze podél řek v nejnižších polohách (např. NP Podyjí). Její role v ekosystému u nás není dosud

studována, lez ovšem predikovat některé vybrané interakce ze studií v jiných oblastech nepůvodního výskytu. S nárůstem populací se zvyšuje riziko stanovištní kompetice s autochtonním bobrem evropským a alochtonní ondatrou pižmovou (Woods et al. 1992). Hlavní impakty: Nutrie může stavbou svých nor narušit břehy řek a hrází, což vede k jejich nestabilitě (Carter & Leonard, 2002). Konzumace oddenků a mladých výhonků bahenních rostlin vede k rozpadu rostlinných společenstev a může vést k erozi pobřežních (břehových) stanovišť (Leblanc 1994). Při vysokých populačních hustotách jsou nutrie schopny přeměnit mokřad na volnou vodu zkonzumováním většiny rostlin. Tím vším mohou působit destrukci stanovišť, která vede k ohrožení vzácných druhů autochtonních živočichů, jako jsou mokřadní druhy ptáků, ryb a bezobratlých. Např. v Itálii způsobily nutrie pokles hnízdní populace rybáka bahenního (*Chlidonias hybrida*) a to značnou destrukcí krytu z leknínů (*Nymphaea*) v IBA (ptačí oblasti) Valli di Argenta, či zničením habitatů kriticky ohrožené vážky *Libellula angelina* a ohrožené ryby *Acheilognathus longipinnis* v Japonsku. Nutrie také konzumují zemědělské plodiny (Carter & Leonard 2002), včetně cukrové třtiny, vojtěšky a okopanin (Woods et al. 1992). Potenciálně se může nutrie stát v našich podmínkách i součástí potravních řetězců neboť byla zaznamenána v potravě toulavých psů, vlka a šakala obecného, kteří ji loví v Rusku velmi intenzivně (Woods et al. 1992). Díky intenzivnímu impaktu v mnoha částech světa je nutrie řazena mezi 100 nejhorších invazních druhů světa (Lowe et al. 2000). Proto je třeba věnovat jí pozornost, její potenciál invazního vlivu na ekosystémy nepodceňovat a výskyt v národních parcích eliminovat.

Invazní druhy šelem

Invazní nepůvodní druhy šelem (norek americký, mýval severní a psík mývalovitý) jsou jednou z nejvýznamnějších hrozeb pro biodiverzitu v našich ekosystémech. Proto je důležité monitorovat jejich vliv na naši přírodu. Z hlediska ochrany přírody v národních parcích je pak nutné usilovat o eradikaci výše uvedených druhů. I když se zdá tento přístup často nerealizovatelný, některé postupy mohou být i úspěšné, např. u norka amerického (Bonesi & Palazon 2007). Metody eliminace nepůvodních druhů šelem a jejich impaktu doporučují v našich podmínkách i studie Poledníka a Poledníkové (2010) a Minárikové a kol. (2015). Níže jsou uvedeny příklady interakcí v ekosystémech u jednotlivých druhů.

4.2.3 Norek americký (*Neovison vison*)

Norek americký (neboli mink) je nepůvodní druh pocházející ze Severní Ameriky. Je to predátor generalista a jeho potrava zahrnuje rozmanité spektrum terestrických i akvatických druhů živočichů, jako jsou drobní savci, ptáci, ryby, obojživelníci a korýši (Jędrzejewska et al. 2001). Charakter potravy závisí na aktuální druhové dostupnosti a na lokálních podmínkách (Jędrzejewska et al. 2001). Díky značné habitatové plasticitě a potravnímu oportunismu, může být norek limitujícím faktorem pro populace řady druhů kořisti (Woodroffe et al. 1990, Halliwell & Macdonald 1996, Craik 1997, Fisher et al. 2009). V Evropě je norek americký nejnebezpečnějším invazním druhem šelmy (Bonesi & Palazon 2007), jeho impakt ovlivňuje 47 původních druhů živočichů, z toho ale „jen“ 6 druhů je v nějaké kategorii ohroženosti (Genovesi et al. 2012). V České republice je veden i v tzv. černém seznamu nepůvodních druhů (Pergl et al. 2016). V našich podmínkách má prokazatelný negativní vliv na hnízdní úspěšnost vodního ptactva (Padyšáková et al. 2009). Mink rovněž ohrožuje populace raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) a užovky podplamaté (*Natrix tessellata*) (Fischer et al. 2004, 2009). Loví i některé

nepůvodní druhy hlodavců jako je potkan (*Rattus norvegicus*) a ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*) a rovněž autochtonního hryzce vodního (*Arvicola amphibius*) (Poledník & Poledníková 2010, Hlaváčová & Hlaváč 2014). Pro hryzce může být potenciální hrozbou, jak je známo z jiných oblastí Evropy, např. z Anglie (Bonesi & Palazon 2007). V současné době nemáme žádné informace o vlivu na původní druhy lasicovitých, jako je tchoř tmavý, hranostaj a kolčava (Hlaváčová & Hlaváč 2014). Známý je negativní vliv na norka evropského (např. Sidorovich & Macdonald, 2001).

V České republice, vyjma výše uvedených druhů (rak kamenáč, užovka podplamatá, vodní ptáci) není impakt na ostatní druhy živočichů dosud znám, podle studií z dalších zemí Evropy lze ale předpokládat obdobné ovlivňování původních druhů i u nás (Bonesi & Palazon 2007). Z Běloruska je např. znám negativní impakt minka na populace hryzce vodního, norka evropského a tchoře tmavého (Sidorovich & Macdonald 2001, Macdonald et al. 2002), předpokládá se i negativní vliv na hraboše mokřadního (testuje se) a vodní ptáky (Bonesi & Palazon 2007). Na druhou stranu zde může v místech společného výskytu limitovat populace minka vydra říční, zvláště tam kde dochází k překryvu potravních zdrojů (Sidorovich 1997). Ve Finsku má mink významný vliv na vodní ptáky (15 druhů z 22 zvedlo početnost po odstranění norka) (Nordström et al. 2002, Nordström et al. 2003) a také na populace norníka rudého, hraboše mokřadního a skokana hnědého (Banks et al. 2004, Banks et al. 2005). Šíření norka může podporovat i přítomnost bobrů, jejichž aktivita mu zvyšuje potravní příležitosti a úkrytové možnosti, jak je to známo z Lotyšska (Ozolinš & Pilāts 1995). Z Litvy je znám negativní vliv na na zemi hnízdící ptáky a na hryzce vodního (Bonesi & Palazon 2007). Příchod minka do Polska vedl k poklesu populace ondatry a některých vodních ptáků (Bartoszewicz & Zalewski 2003, Brzezinski & Marzec 2003). V Portugalsku má mink negativní impakt na populace vychuchola pyrenejského (*Galemys pyrenaicus*) a hryzce většího (*Arvicola sapidus*) a zřejmě i obojživelníků (Bonesi & Palazon 2007). Je zajímavé, že ne vždy a ve všech státech škodí norek americký průkazně na původní fauně (Bonesi & Palazon 2007). V Anglii v současné době populace minka klesá, zřejmě v důsledku tlaku zvyšující se početnosti vydry říční (Bonesi et al. 2006, MacDonald et al. 2007). Británie má (vedle Finska a Běloruska) také nejvíce studií na impakt norka na původní faunu (Bonesi & Palazon 2007), zejména na hryzce vodního, jehož populace zde poklesla od r. 1900 o 97%! (Jefferies 2003) a také na vodní ptáky i na ptáky hnízdící na zemi (hlavně na malých ostrovech). U norka bylo zaznamenáno, že může zabíjet více jedinců, než je schopen spotřebovat (surplus-killing). Za jednu noc může jeden norek zabít i stovky ptáků, které není schopen zkonzumovat (Breault & Cheng 1988). Ohrožené jsou zejména kolonie ptáků hnízdících na zemi, lokální populace raků a obojživelníků. Ohroženými oblastmi, na které by se měla soustředit pozornost ochrany přírody a mělo by být provedeno jak mapování, tak ev. eradikace druhu, jsou proto toky velkých řek a mokřadní oblasti, zejména území s vysokou koncentrací hnízdních kolonií ptáků. Norka lze považovat za druh s největším impaktem na původní faunu ze všech tří druhů nepůvodních invazních šelem (Mináriková a kol. 2015).

4.2.4 Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

Psík mývalovitý je nepůvodní druh pocházející z východní Asie. Informace o negativním vlivu predace psíkem na původní faunu jsou poměrně vzácné (Kauhala & Kowalczyk 2011) a z našeho území úplně chybí. Psík mývalovitý rovněž konkuruje středně velkým původním šelmám, jako je jezevec lesní (*Meles meles*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*) (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998, Kowalczyk et al. 2008). Na druhou stranu jsou

některé jeho introdukované populace redukovány velkými šelmami, jako je vlk a rys ostrovid, pokud jsou v oblasti běžní (např. v Estonsku) (Kauhala & Kowalczyk 2011). Je také důležitým vektorem zoonóz, např. vztekliny a parazitů, jako je *Echinococcus multilocularis*, *Trichinella* spp. a řada dalších (Romig et al. 2006, Sutor et al. 2014). Na lokalitách se šíří úspěšně proto, že je velmi plastický ohledně potravních preferencí a představuje skutečného omnivorního oportunistu, navíc zimní období s nedostatkem potravy může překonávat hibernací (Sutor et al. 2010). Má rovněž větší reprodukční schopnost než ostatní středně velké šelmy, maximální vrhy mohou mít až 16 mlád'at (Helle & Kauhala, 1995). Současná robustní data o potravě v Evropě naznačují, že negativní vliv predací na původní druhy ptáků není tak významný a řadu ptáků nalezených v potravě konzumují psíci jako mršiny (Kauhala & Kowalczyk 2011), ovšem lokálně mohou být škody výrazné, např. v Estonsku psíci vyberou v některých oblastech až 85% hnízd vodních ptáků (Naaber 1984). Významnou složkou potravy jsou obojživelníci, kteří jsou pro psíky snadnou kořistí a ti pak mohou být příčinou poklesu jejich populací, zejména na ostrovech nebo na izolovaných lokalitách (Sutor et al. 2010). Psík konkuruje ostatním šelmám i konzumací mršin (zejména v zimním období), které představují značný podíl jeho potravy (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998, Sidorovich et al. 2000, 2008). Tato kompetice může mít i závažné důsledky v tom směru, že v případě nárůstu početnosti psíků může dojít k poklesu populací autochtonních druhů šelem, např. lišky obecné, medvěda hnědého a kuny lesní. Nejvíce je kompeticí s psíkem patrně postižen tchoř tmavý (Sidorovich et al. 2000). Významná je přímá i nepřímá kompetice s liškou obecnou a jezevcem lesním. Např. tam, kde je psík intenzivně loven populace lišky roste (Kauhala 2004), v některých oblastech (např. Finsko) pak po příchodu psíka přecházejí lišky více na masitou potravu (Kauhala & Kowalczyk 2011). Překryv potravního spektra s liškou je 41% a s jezevcem 35% (Polsko, jaro a léto), v zimě pak s liškou dosahuje až 62% (o mršiny). Dále psík konkuruje i semi-akvatickým druhům, jako je vydra říční – 33% a norek americký – 38% (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998). Překryv habitatů v severovýchodním Polsku je pak s liškou 91% a s tchořem tmavým 77% (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998). Psíci také běžně využívají jezevčích nor a tento zvyk psíků pravděpodobně usnadňuje jejich invazi po Evropě (Kowalczyk et al. 2008), protože nory mu poskytují útočiště před zimou a predací (Kowalczyk & Zalewski 2011). Při společném sdílení nor může docházet i k mezidruhovému predaci (jezevec na štěňatech psíka) a psík může ovlivňovat i rozmnožovací úspěšnost jezevce, který se v přítomnosti psíka nemusí rozmnožit (Kowalczyk et al. 2008). Psík také přenáší řadu chorob a parazitů (viz výše), které může přenášet i na další druhy šelem jako na lišky, rysa a dokonce medvěda hnědého, zejména jde o svrab (s vysokou mírou mortality), zoonózu působenou parazitem *Sarcoptes scabiei* (Mörner et al. 2005).

4.2.5 Mýval severní (*Procyon lotor*)

Mýval severní je nepůvodní druh pocházející ze Severní Ameriky a v Evropě, i v České republice, je dnes ve fázi populační exploze. V Evropě je o jeho roli v ekosystémech a potenciálním ekologickém impaktu doposud velmi málo informací (Bartoszewicz et al. 2008) obecně se ale předpokládá negativní vliv na původní faunu (Frantz et al. 2005, Kauhala 1996). I když je dosud v Evropě populační hustota mývalů podstatně nižší než v oblastech původního areálu výskytu, najdou se přesto některá místa s hustotou více jak 100 jedinců na km² (např. Hessensko, Německo; Michler & Hohmann 2005). Tyto vysoké hustoty mohou vést k zvýšené hrozbě predace původních druhů a k vyšší pravděpodobnosti přenosu patogenů na člověka, volně žijící zvířata i zvířata domácí a

chovaná v zajetí (Bartoszewicz et al. 2008, Beltrán-Beck et al. 2012). Některé patogeny představují hrozbu i pro druhy ohrožené vyhubením, jak je známo z některých oblastí Severní Ameriky (Beltrán-Beck et al. 2012).

Několik studií dokládá negativní vliv mývala na avifaunu, obecně je ale k dispozici méně informací než u norka amerického. V oblastech nepůvodního výskytu v Kanadě byl např. prokázán vliv mývala na ptáky hnízdící na zemi, konkrétně na alkouna černohrdlého (*Synthliboramphus antiquus*) a bernešku velkou (*Branta canadensis*) (Hartman et al. 1997, Zoellick et al. 2004). Mýval je potravní oportunist a zároveň i výborný lezec, díky čemuž je potenciální hrozbou zejména pro koloniálně hnízdící ptáky na zemi i na stromech, ale i pro obojživelníky, měkkýše a další ohrožené druhy, které se vyskytují koloniálně nebo ve skupinách. Může ohrozit i malé lokální populace ohrožených druhů dravců (orel křiklavý, luňák červený). Pravděpodobnost přenosu nemocí se pak zvyšuje i se snadnou adaptabilitou mývala na život v blízkosti člověka. Za zdravotní riziko spojené s výskytem mývalů u nás je možné považovat zejména v Německu plošně prokázanou mývalí škrkavku *Baylisascaris procyonis* (Mináriková a kol. 2015).

4.3 Význam vyhubených druhů velkých spásačů a dopady jejich absence na zájmové ekosystémy NP

Z vyhubených druhů savců, jejichž absence vedla k výrazným změnám v obývaných ekosystémech, a jejichž role je dnes zpětně dokládána řadou vědeckých studií (viz níže), jsou zřejmě nejvýznamnější velcí býložraví kopytníci - kůň divoký (*Equus ferus*), pratur (*Bos primigenius*) a zubr evropský (*Bison bonasus*). Jde o druhy obývající původně lesní a lesostepní stanoviště (Vera 2000), kteří, na rozdíl od ostatních našich kopytníků, představují specifickou ekologickou skupinu tzv. spásačů, která se v naší krajině již dlouhodobě nevyskytuje a její návrat probíhá lokálně až v posledních letech (Dostál et al. 2012, 2014). Specifikem „spásačů“ je to, že se živí primárně zemní vegetací bylinného patra a ke své existenci proto potřebují více či méně rozsáhlé bezlesé plochy, které svou činností zase sami udržují (Hoffman 1989, Vera 2000). Jejich kontinuální přítomnost v naší krajině od konce poslední doby ledové tak přispívala k specifickému charakteru prostředí, které spoluvytvářeli především v nížinách, popř. pahorkatinách – tj. více či méně prosvětleným lesům s otevřenými plochami. Ty představovaly jemnozrnnou mozaiku stanovišť s různým podílem stromů, keřů, trav a bylin, se specifickými světelnými a mikroklimatickými podmínkami, vhodné pro přežívání mnoha druhů jak světlomilných tak i stínomilných živočichů a rostlin (Vera 2000, Konvička et al. 2004). Po postupném vyhubení těchto druhů v přírodě nahradili kontinuálně jejich roli domácí býložravci (skot, kůň domácí), kteří byli extenzivně chováni ve volnosti a umožnili tak udržet specifický charakter prostředí vhodný pro světlomilné druhy až téměř do současnosti (Konvička et al. 2004). Od počátku 19. stol., kdy došlo k intenzifikaci zemědělské výroby, a zvířata byla zavřena do stájí, se pastva domácích zvířat začala omezovat, až skončila docela. Navíc došlo k přeměně původních multifunkčních kulturních tvarů lesa, tzv. „nízkého“ a „středního“, na tzv. lesy vysoké pro produkci dřeva, kde byla lesní pastva zakázána. Tím se charakter lesních stanovišť radikálně změnil ve prospěch stínomilných druhů a řada populací světlomilných druhů organismů se dostala na pokraj vyhubení (Konvička et al. 2004). V současné době je snaha navrátit velké býložravé spásače (tzv. megaherbivory) zpět do volné přírody a alespoň na některých místech obnovit přirozený režim tvorby prosvětlených stanovišť a přírodní (extenzivní) pastvy (Dostál et al. 2012, 2014, Jirků & Dostál 2015).

Ze všech uvedených druhů přežil do současnosti pouze zubr. Divoký kůň a pratur byli zcela vyhubeni. Jejich geny však zůstaly přítomny v domestikovaných formách. Proto bylo přikročeno k jejich rekonstrukci zpětným šlechtěním z primitivních plemen, která jsou geneticky nejbližší původním předkům nebo je snaha je těmito plemeny přímo nahradit. Z prošlechtěných „praturů“ je svému předku dnes nejpodobnější a zřejmě tak i nejvhodnější pro „návrat“ do volné přírody, plemeno Tauros, aktuálně šlechtěné v Nizozemí a přivezené i do České republiky za účelem pastevního managementu velkoplošných chráněných území. (Dostál et al. 2014). V Evropě (např. Holandsko, Německo) se využívají i jiné formy zpětně vyšlechtěných „praturů“, např. plemena Taurus, Uruz nebo Heckův skot, ty ale na základě posledních studií nejsou úplně optimální (Dostál et al. 2014). Z primitivních plemen koní je dnes doporučován pro pastevní management exmoorský pony z Britských ostrovů, který se původnímu divokému koni nejvíce podobá jak vzhledem, tak genetickou výbavou i způsobem života a je schopný žít volně v přírodě bez jakéhokoliv zásahu člověka (Baker 2008, Dostál et al. 2014).

Míra pastevního impaktu v ekosystémech souvisí s potravními preferencemi jednotlivých druhů. I když jsou všichni spásáči, složení potravy jednotlivých druhů se liší, důsledkem čehož jsou uvedené jemnozrné stanovištní mozaiky (Jirků & Dostál 2015). Zubr se živí především spásáním přízemní vegetace, která tvoří 95 % jeho jídelníčku, daleko méně pak okusováním listů, pupenů a mladých výhonků (3 %) a okusováním kůry (2 %). Ohryzávání a loupání kůry je nejintenzivnější koncem zimy a v dubnu, kdy představuje až 18 % potravy (Krasiński et al. 1999, Koubek et al. 2002). Z hlediska rozmanitosti obsahuje potrava, podle oblasti výskytu, 131-331 druhů rostlin, vždy s dominancí trav a bylin (67%), méně jsou zastoupeny stromy a keře (33%). Koně dokáží přežít na lokalitách s velmi řídkou vegetací nízké kvality, resp. s vysokým obsahem vlákniny a nízkým obsahem proteinů. Tato strategie umožnila koním po tisíciletí přežít i v těch nejnáročnějších podmínkách prostředí. Koně se živí převážně travami, ale běžně přijímají i dvouděložné (resp. širokolisté) byliny. U exmoorských pony v Anglii je popisována preference trav, která na spásaných plochách vede k proporčnímu nárůstu zastoupení dvouděložných bylin včetně orchidejí, čehož se využívá při pastevním managementu (Baker 2008). Zejména u tzv. primitivních plemen je známá tendence spásat (někdy preferenčně) suchou luční stařinu, včetně třtiny křovištní, kterou jiní býložravci odmítají, neboť ji nejsou schopni efektivně strávit (Jirků & Dostál 2015). Primitivní plemena koní ochotně spásají i hrubou biomasu tvořenou rychle rostoucími, konkurenčně silnými bylinami a liánami, včetně pcháčů, hlodášů, ostružin a dokonce hasivky orličí a kopřivy, jejichž oddenky navíc v zimě vyhrabávají z půdy (Berger 1986). Tímto způsobem koně pastvou udržují i místa, např. ruderalizovaná, která jiní býložravci přehlíží.

Potravní preference pratura se podobají zubrovi, zdá se však, že je (či spíše byl) ještě více vázaný na spásání bylin a trav než zubr (Hoffmann 1989, Vera 2000, Schultz & Kaiser 2007). Na to poukazuje i analýza poměru isotopů uhlíku a dusíku v průběhu holocénu, která prokazuje, že kondice praturů se začala zhoršovat v průběhu boreálu, tedy teplejšího a suššího období ve starším holocénu (7600–6000 př. n. l.). V té době došlo k nástupu smíšených doubrav a šíření smrku. Pro pratury to znamenalo výraznou změnu jejich optimálního prostředí, které představovaly především rozsáhlé pastviny (Noe-Nygaard et al. 2005). S šířením lesa souvisela i postupná adaptace na okus dřevin. V pozdějším období atlantiku se naplno rozvinula lesní vegetace mírného pásu, což patrně vedlo k tomu, že kromě bylin museli pratury získávat více potravy uvnitř lesa (listy, mladé výhonky, kůra) a částečně tak přejít na strategii okusovače (Noe-Nygaard et al. 2005). To prokazují i studie izotopů v kosterních nálezech a studium mikroornamentace skloviny

zubů (Noe-Nygaard et al. 2005, Dostál et al. 2014, Bocherens et al. 2015), které ukazují u pratura (ale i zubra) markantní posun od spásače k okusovači, tedy přechod od spásání bylinné vegetace s vysokým podílem travin v neolitu k okusování listů dřevin ve středověku. Změny izotopu uhlíku v kosterních nálezech praturů odrážejí změnu v jeho potravě a dokumentují přechod z pastvy v biotopech s dominujícími travinami ke smíšené potravě v hustějších lesích období atlantiku (Noe-Nygaard et al. 2005).

4.3.1 Význam v ekosystémech

Extenzivní pastva velkými býložravci ovlivňuje dotčené ekosystémy v mnoha směrech (Dostál et al. 2012, 2014). V souvislosti s potravními preferencemi jsou velcí spásači např. významnými šířiteli semen rostlin. Semena řady druhů po průchodu trávicím traktem býložravců často vykazují vyšší klíčivost a pro některé rostliny jde dokonce o nezbytnou podmínku pro vyklíčení. Např. u zubra bylo zjištěno, že průměrné množství semen a druhů šířených rostlin v jednom vzorku trusu je 5–15, což je sice 2–3krát méně než u koní a skotu, nicméně celkový počet druhů rostlin rozšiřovaných zubřími exkrementy je 2–3krát vyšší u zubrů než u jiných, domácích i divokých velkých kopytníků. To naznačuje, že zubr může do určité míry ovlivňovat květenu obývaných lokalit (Jaroszewicz et al. 2009).

Spásači mají význam pro udržování ohrožených bezlesých biotopů, jako jsou např. suché trávníky. Těm prospívá narušování extenzivní pastvou, která podporuje i zvyšování biodiverzity potlačováním silných širokolistých konkurenčních druhů jako např. válečky prapořité (*Brachypodium pinnatum*), či sveřepu vzprámeného (*Bromus erectus*) a šíření nižších úzkolistých trav a dvouděložných rostlin, včetně vzácných kavylů (*Stipa*) a některých orchidejí (Jersáková & Kindlmann 2004). Podporují i ohrožené biotopy světlých lesů a křovin, které díky pastvě zůstávají rozvolněné a umožňují tak výskyt řadě druhů orchidejí jako je vstavač nachový (*Orchis purpurea*) a střevíčník pantoflíček (*Cypripedium calceolus*) nebo zástupců rodu hořeček (*Gentianella*), či druhům jako je zvonovec liliolistý (*Adenophora liliifolia*) a hrachor panonský (*Lathyrus pannonicus*). Díky narušení spásači mohou dobře prosperovat i některé ohrožené druhy rostlin vlhkých stanovišť, která jinak nejsou k pastvě příliš vhodná, např. skřípina smáčkutá (*Blysmus compressus*), bařička bahenní (*Triglochin palustris*) či zeměžluč spanilá (*Centaureum pulchellum*) (Mládek et al. 2006).

Pastevní aktivita prospívá i řadě druhů motýlů (Lepidoptera), i když argumenty, které to prokazují, většinou vycházejí ze studií primárně zaměřených na jiné fenomény než je přímý vliv pastvy (Shreeve & Mason 1980, Beneš et al. 2002, Pavlíková & Konvička 2012). Průkazný je vliv jak na denní (Konvička et al. 2004) tak na noční druhy motýlů (Pavlíková & Konvička 2012). Je poměrně dobře známo, že prakticky žádní středoevropští denní motýli neobývají uzavřené lesy (Shreeve & Mason 1980) a velmi chudá společenstva se vyskytují i na plochách homogenních nelesních stanovišť. Druhově nejbohatšími stanovišti jsou naopak výseky krajiny s bohatou a jemnozrnnou stanovištní mozaikou, velkou denzitou různých ekotonů, lemů, přechodů mezi vegetačními jednotkami a vysokou frekvencí různě intenzivních, spíše však maloplošných disturbancí, následovaných sukcesními procesy, tj. přesně takovými jaké navozují extenzivní pastvou i velcí býložravci (Spitzer et al. 2009a, Dover et al. 2011). Znovuobnovení přirozené pastvy může tedy zajistit stanovištní podmínky pro druhy světlých lesů (např. jasoň dymnivkový, hnědásek osikový, okáč jílkový), prakticky všechny druhy nelesních stanovišť, od druhů preferujících „zanedbanější“ vysokostébelnou až křovinatou fázi (např. modrásek ligrusový, okáč ovsový, ostruháček kapiniový) po druhy vyžadující časté disturbance (např. modrásek komoniový, okáč šedohnědý, soumráčník skořicový).

Zejména však přirozená pastva představuje perspektivu pro druhy, které vyžadují existenci jemné disturbančněsukcesní mozaiky na velkých plochách, a které tudíž nelze efektivně chránit současnými „zahradnickými“ postupy. Jde o naše nejohroženějšími motýly vůbec; např. okáče bělopásného (Novotný & Konvička 2010), okáče skalního (Kadlec et al. 2010) nebo perleťovce fialkového (Spitzer et al. 2009b, Dostál et al. 2014).

Na extenzivní pastvu jsou vázání i zástupci brouků (Coleoptera) a dalších hmyzích řádů. Jedná se především o koprofilní druhy (chrobáci, chrobáčci, hnojníci, různé mouchy atd.) které ke svému životu potřebují pravidelný přísun čerstvého trusu a zároveň jsou nezbytné k jeho rychlému odstranění ze stanoviště. Pozitivním přínosem je pro ně jednak celoroční výskyt volně žijících spásáčů a tím i dostatečný a kontinuální přísun trusu (na rozdíl od sezonního vypásání domácími druhy) a také absence veterinárních přípravků (zejména antiparazitik), které se na pastvě využívají pro medikaci domácích druhů. Tyto přípravky jsou navíc pro řadu bezobratlých toxické a přispívají tak k jejich vymizení z lokality (Dostál et al. 2014).

Uvedeným hmyzím skupinám samozřejmě vyhovuje i diverzifikovaná struktura vegetace udržovaná extenzivní (přírodní) pastvou (jemná mozaika solitérních stromů, křovin, dlouhostébelná vegetace, přes krátkostébelné trávníky s bodláky a diviznami, po zcela holé plochy bez vegetace), protože umožňuje přežít podstatně většímu spektru hmyzích druhů. Zejména krátkostébelné trávníky s nezapojeným drnem a ploškami holé půdy, které velká zvířata svou činností udržují, patří v krajině dneška k nejvzácnějším stanovištím. Přitom je na ně vázáno nezměrné bohatství hmyzu od samotářských včel, hrabalek a dalších blanokřídlých přes plejádu motýlů a brouků, například majek, svižníků, ale také mnohých střevlíků, poterníků, mandelinek a nosatců až po saranče nebo třeba škvora velkého (Konvička et al. 2005).

Další významným přínosem pastvy je podpora mnoha ohrožených organismů vázaných na mrtvé dřevo, které vzniká tím, jak velcí býložravci při pastvě poškozují stromy, přičemž některé z nich i usmrtí. Tím zajišťují vznik dutin a zpřístupňují dřevo organismům, které v něm žijí. Také udržují rozvolněný zápoj korun stromů, přičemž zbavují větší stromy konkurence těch mladších a tak nejmohtnější a nejstarší stromy jsou právě na pastvinách a v pastevních lesích. Tyto stromy mají bohatou korunu, která umožňuje dlouho kompenzovat pokles vitality nebo občasné zranění. Z těchto důvodů se dožívají vyššího věku než stromy ze zapojeného lesa (Read 1996). Řada druhů organismů vyžaduje k životu i osluněné dřevo, proto jsou solitérní stromy schopny hostit podstatně bohatší spektrum organismů na mrtvé dřevo vázaných, než stromy v zapojeném lese. To platí pro většinu krasců a tesaříků, ale také roháče, páchníky, zlatohlávky a mnoho dalších skupin (Konvička et al. 2004). Zvířata zároveň také spásají nízké větve a pod stromy se hodně zdržují, takže vegetaci pod nimi prakticky eliminují. Tím obnaží patu stromu, strom zbaví konkurence bylin a ještě ho močí a trusem přihnojí. Zároveň jsou osluněné kořenové náběhy domovem mnoha ohrožených nebo u nás již vyhynulých druhů brouků (Konvička et al. 2005).

Velcí spásáči podporují i existenci lučních druhů mravenců, kteří vytvářejí specifická mraveniště, částečně prorostlá vegetací a která by bez pastvy zarůstala a nemohla tak existovat. Na intenzivních loukách a pastvinách, či při managementu maloplošných chráněných území mechanickým kosením, lze tato mraveniště zachovat jen obtížně, protože bývají ničena žací technikou. Tato mraveniště vytvářejí na loukách specifická vyvýšená, relativně sušší a déle osluněná mikrostanoviště, na které jsou pak vázány další druhy organismů (Kovář 2012).

Méně známé jsou interakce mezi velkými kopytníky a vodní biotou. Významné je zejména spásání rákosin, resp. vytváření a udržování strukturně různorodé a prosluněné

litorální zóny (Dostál et al. 2014). Rákos jako potravu preferují hlavně koně a neváhají se kvůli němu pást i ve vodě. Spásáním příbřežních rákosin vzniká i několik metrů široký pás teplých prosluněných mělčin (litorálu) s bohatými porosty vodních a mokřadních rostlin. Tyto mělčiny slouží pro řadu ryb jako trdliště ke tření a následně bezpečný vývoj potěru a mladých věkových kategorií mimo dosah velkých dravých ryb. Z podobných důvodů vyhovují krom rostlin a ryb i nepřebornému množství vodních bezobratlých a existenčně je na něj vázána i většina evropských obojživelníků.

Na výskyt velkých býložravců je vázána i celá řada ptáků. Některé druhy sbírají hmyz a malé obratlovce, které zvířata vyplaší, např. konipas bílý a špaček obecný, popř. je vyhlíží i z jejich hřbetu (volavky). Někteří ptáci sbírají pravidelně ze zvířat klíšťata a další ektoparazity, např. straky na zubrech. Velkou a různorodou skupinu představují ptáci, vybírající hmyz z trusu velkých zvířat, v němž žijí celá komplexní společenstva koprofilního hmyzu a jiných bezobratlých (viz výše). Jde např. o dudka chocholatého, různé druhy bahňáků, brodivých a pěvců, např. konipasy, lindušky a řadu dalších. Poněkud odlišně jsou s velkými kopytníky asociovány některé velké druhy ptáku, potravně více či méně specializované na spásání rostlin. Na loukách udržovaných velkými zvířaty nalézají dostatek potravy i pro sebe a často se proto, mnohdy masově, pasou ve společnosti koní a skotu, např. husy a bernešky (př. Holandsko). Poměrně širokou skupinu vázanou na velké býložravce, představují též obligátní (supi, krkavci aj.) i příležitostní (např. orli, různí pěvci) mrchožrouti. Supi, kteří občas podnikají potulky mimo svůj současný areál výskytu i do severnějších oblastí, pak teoreticky mohou, v případě obnovení výskytu kadáverů velkých zvířat, znovuosídlit oblasti, z nichž v minulosti vymizeli (včetně vybraných lokalit střední Evropy).

Pestrá mozaikovitá struktura a extenzivně pasená vegetace pak obecně vyhovuje všem ptákům mozaikovité kulturní (dříve i zemědělské) krajiny. Právě jim pak musí přirozená pastva nutně prospět, zejména v nížinách. Patří sem v podstatě velká část západopalearktické avifauny, což je jeden z důvodů, proč řada ještě v první půli 20. stol. běžných druhů (křepelky, koroptve, ťuhýci, dravci a mnoho dalších) kvůli intenzifikaci zemědělství a ústupu až vymizení extenzivních hospodářských postupů po druhé světové válce postupně, avšak výrazně ustoupila. Mnohé náročnější druhy, např. mandelík hajní a drop velký, pak zcela vymizely, po obnově krajiny extenzivní pastvou je ale možný jejich návrat (Dostál et al. 2014).

Pestrá mozaika lesních a nelesních biotopů vytvářená pastevní aktivitou velkých herbivorů vytváří rozmanitá stanoviště i pro řadu druhů savců, v podobě širokého spektra potravních a úkrytových zdrojů. Konkrétních údajů není však dosud dostatek a týkají se zejména drobných savců. Nejvyšší početnost a diverzita drobných savců (Schmidt et al. 2005), popř. hmyzožravců (Schmidt et al. 2009) byly zjištěny na plochách s nízkou intenzitou pastvy, kde se střídaly plochy s nízkou a vysokou vegetací. Stejně výsledky byly zjištěny i u zajíce polního (*Lepus europaeus*), jehož početnost klesala se vzrůstající intenzitou pastvy. Na druhou stranu mohou býložravci při dlouhodobějším lokálním působení či vyšších početních stavech, výskyt drobných savců i omezovat a to sníženou dostupností a kvalitou potravních i úkrytových zdrojů (intenzivně vypasené plochy), či utužováním, nebo naopak narušováním kompaktnosti půdy, což obojí znesnadňuje budování podzemních nor (především u hlodavců). Specializovaným savcem vázaným na pastevní či pravidelně kosenou krajinu je, dnes kriticky ohrožený, sysel obecný (*Spermophilus citellus*). Z důvodu včasného zpozorování predátorů a vnitrodruhové komunikace je bytostně závislý na krátkostébelných trávnicích (Uhlíková et al. 2009). Spásanou krajinu vyžaduje také králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*), který je dnes také na ústupu, zejména díky myxomatóze (Anděra & Gaisler 2012). Význam

bezlesých, pastevně obhospodařovaných ploch byl dále prokázán i pro některé evropské savčí predátory, například jezevce lesního (*Meles meles*), který využívá pastevně udržované plochy pro lov žízála, které jsou jeho dominantní potravou (Matyáščík et al. 2000) a pro lišku obecnou (*Vulpes vulpes*), která zde má sanitární funkci odklízecí mrtvých zvířat.

V posledních několika letech je možno zaznamenat i na našem území první důkazy pozitivního vlivu velkých býložravců na ekosystémy. Konkrétně jde o lesostepní stanoviště v oblasti bývalého vojenského prostoru Milovice, kam byli v letech 2014-2015 vysazeny všechny tři uvedené druhy spásačů. První výsledky potvrzují nárůst populace ohroženého hořce křížatého (*Gentiana cruciata*) a na něj vázaného kriticky ohroženého modráška hořcového (*Maculinea alcon*), díky pastvě koní, kteří odstranili dominující třtinu křovištní, jež rozvoj hořců omezovala (www.ceskakrajina.cz). Veškeré další detaily a podrobnosti o všech třech druzích velkých býložravců, významu extenzivní pastvy v ekosystémech a s tím související metodická doporučení uvádějí studie Dostála et al. (2012, 2014) a Jirků & Dostál (2015).

4.3.2 Mezidruhov^é interakce

Vztahy velkých megaherbivorů k ostatním druhům býložravců jsou vesměs nekonfliktní. Na různých místech Evropy je dlouhodobě ověřeno bezproblémové soužití zubra i plemene tauros s exmoorským ponyem (i jinými plemeny koní), ale také s běžnou spárkatou zvěří (jelen, srnec, daněk, prase divoké). V některých rezervacích (např. Kraansvlak v Holandsku) se zubři přes elektrický ohradník setkávají se skotem, v Bělorusku, Litvě, Polsku, Rusku a na Ukrajině se zubři setkávají s domácím skotem i ve volné přírodě. K projevům agrese mezi nimi nedochází, solitérní býci zubrů se někdy dokonce pasou společně s krávami skotu. Pokud je známo, dosud nebyl vyzkoušen polodivoký chov zubra a skotu na téže uzavřené pastvině, aniž by jejich stáda odděloval elektrický ohradník. Z toho důvodu lze v rámci předběžné opatrnosti doporučit zubra v polodivokých podmínkách nemísit s praturem a jednotlivé rezervace osidlovat vždy jen jedním druhem velkých turů (Jirků & Dostál 2015).

4.3.3 Význam pro národní parky

Velcí býložravci jsou vhodní k pastevnímu managementu velkých ploch (minimálně 5-10 ha, Dostál et al. 2014), kde by mohli přispět k další fragmentaci krajinného zrna a diferenciaci habitatů. NP Podyjí navíc opatření k prosvětlování lesů a udržování bezlesí intenzivně provozuje (Šebek et al. 2016) a využití velkých býložravců, konkrétně „divokých“ koní, pro udržování cenných bezlesých habitatů, je zde proto i plánováno (Jirků & Dostál 2015). NP Šumava může být zase v budoucnosti domovem zubra, který může přispět k managementu zdejších lesních porostů. Ke změnám porostů pod vlivem zubra může dojít již po několika letech po jeho translokaci, jak je to potvrzeno např. z Karpat (Baraniewicz & Perzanowski 2015). Šumava je navíc i místem, kde bylo o návratu zubra uvažováno již v minulosti (Koubek et al. 2002). NP České Švýcarsko a KRNAP mají z hlediska výskytu velkých spásačů nevhodnou geomorfologii, proto zde reintrodukce velkých býložravců není vhodná.

4.3.4 Možnost nahrazení vyhubených druhů druhy introdukovanými

Úvaha o nahrazení původních vyhubených druhů savců druhy nepůvodními, které by převzaly jejich ekologickou roli, je u savců vesměs bezpředmětná, protože všechny ekologicky důležité skupiny mají své zástupce v naší fauně i v současnosti. V ČR tedy neexistuje žádný vyhubený druh, jehož role by byla tak významná, že by bylo nutné, či vhodné jej nahradit nějakým nepůvodním ekvivalentem. V úvahu do diskuze přicházejí vesměs pouze velcí spásači (megaherbivoři) a norek evropský. Velcí spásači v minulosti významně formovali charakter ekosystémů a proto je v tomto směru jejich návrat do přírody alespoň lokálně opodstatněný. K dispozici jsou však druhy na našem území původní (zubr), či volně žijící populace domestikovaných forem dnes již vyhynulých divokých předků, kteří u nás byli rovněž původní (pratur, kůň divoký). V tomto směru není tedy náhrada příbuznými introdukovanými druhy (např. bizon) potřebná. Ekologickou roli vyhubeného norka evropského může v naší přírodě teoreticky suplovat nepůvodní norek americký. Ovšem vzhledem k jeho všeobecně známému negativnímu vlivu na ekosystémy tuto alternativu vůbec nelze připustit.

5. Literatura

- Adamík P., 2015. Dosavadní výsledky mapování výskytu plcha velkého.
- Alka Wildlife, 2011. Výroční zpráva 2011. Dačice: Alka Wildlife, o.p.s.
- Allombert S., Stockton S. & Martin J.-L., 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* 19(6): 1917–1929.
- Anděl P., Mináriková T. & Andreas M., 2010. Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Liberec: AOPK ČR, Evernia s.r.o.
- Anděra M. & Beneš B., 2001. Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – část 1. křečkovití (Cricetidae), hrabošovití (Arvicolidae), plchovití (Gliridae). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M. & Beneš B., 2002. Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – 2. Myšovití (Muridae), myšivkovití (Zapodidae). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M. & Červený J. 2009. Velcí savci v České Republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha
- Anděra M. & Červený J. 2014. Atlas šumavských savců. Karmášek, České Budejovice.
- Anděra M. & Červený J., 1994. Atlas of distribution of the mammals of the Šumava Mts. region. *Acta Sci. Natur. Acad. Sci. Bohem.* 28(2–3): 1–111.
- Anděra M. & Červený J., 2003. Výskyt nutrie v České republice. *Lynx* (Praha), n. s. 34: 5–12.
- Anděra M. & Červený J., 2004. Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – 3. Veverkovití (Sciuridae), bobrovití (Castoridae), nutriovití (Myocastoridae). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M. & Červený J., 2009. Velcí savci v České republice: Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (*Carnivora*), Národní muzeum, Praha.
- Anděra M. & Červený J., 2009. Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (*Artiodactyla*). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M. & Červený J., 2014. Atlas šumavských savců, České Budějovice: Karmášek.
- Anděra M. & Gaisler J., 2012. Savci České republiky. Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia, Praha.
- Anděra M. & Hanzal V. 1996. Atlas rozšíření savců v České republice – předběžná verze. II. Šelmy (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M. & Hanzal V., 1995. Atlas rozšíření savců v České republice: Předběžná verze. I. Sudokopytníci (*Artiodactyla*), zajíci (*Lagomorpha*). Praha: Národní muzeum.
- Anděra M. & Horáček I. 2005. Poznáváme naše savce. Sobotáles Praha, Praha.
- Anděra M. & Hůrka L., 1984. Zur Verbreitung der Crocidura-Arten in der Tschechoslowakei (Mammalia: Soricidae). *Folia Mus. Rer. Natur. Bohem. Occid., Zoologica* 18.
- Anděra M., 1986. Dormice (Gliridae) in Czechoslovakia. Part I. *Glis glis*, *Eliomys quercinus* (Rodentia, Mammalia). *Folia Musei rerum Naturalium Bohemiae occidentalis*, Plzeň, *Zoologica* 24: 3–47.

- Anděra M., 1987. Drobní savci šumavských rašelinišť. Časopis Národního muzea, Řada přírodovědná (Journal of the National Museum, Natural History Series) 156(1–4): 1–7.
- Anděra M., 2000. Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. III. Hmyzožravci (Insectivora).
- Anděra M., 2011. Current distributional status of rodents in the Czech Republic (Rodentia). Aktuální stav poznání výskytu hlodavců v České republice (Rodentia). Lynx, n. s., Praha 42: 5–82.
- Anděra M., 2016. Savci (Mammalia) Prahy. - Natura Pragensis 23: 3–192.
- Anděra M., Hanák V. & Vohralík V., 1974. Savci Krkonoš. (Die Säugtieredes Krkonoše-Gebirges). Opera corcontica 11: 131–184.
- Anděra M. & Gaisler J., 2012. Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana, Praha: Academia.
- Andersen R. et al., 2007. Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus*. Wildlife Biology 13(4): 467–474.
- Andersone Ž. & Ozoliņš J., 2004. Food habits of wolves *Canis lupus* in Latvia. Acta Theriologica 49(3): 357–367.
- Andreska J., 2012a. Medvěd hnědý, jeho vyhubení a návrat do naší přírody I. Živa 60(5): 261–264.
- Andreska J., 2012b. Medvěd hnědý, jeho vyhubení a návrat do naší přírody II. Živa 60(6): 307–309.
- Anonymous, 2016. Vlk se objevuje na Šumavě; v roce 2015 ho zachytily fotopasti na velké části jejího území. Správa NP Šumava. Dostupné na <http://www.npsumava.cz/cz/5692/9768/clanek/vlk-se-objevuje-na-sumave-v-roce-2015-ho-zachytily-fotopasti-na-velke-casti-jejeho-uzemi/> [Staženo 1. 10. 2016].
- Apollonio M., Andersen R. & Putman R., 2010. European ungulates and their management in the 21st century, Cambridge University Press, Cambridge.
- Babička C., Diviš V., Figura J., 2007. Jelen sika na Bouzovsku. Myslivost 55(10): 29–31.
- Barančková M., Krojerová-Prokešová J. & Homolka M., 2007. Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest. Folia Zoologica 56(4): 354–364.
- Bárta Z., 1984. Z faunistického výzkumu CHKO Labské pískovce a Landschaftschutzgebiet Sächsische Schweiz. Památky a příroda 1, Praha: 54–55.
- Bárta Z., 1984. Drobní savci nivy Křinice (Děčínské mezihoří, Jetřichovické stěny, o. Děčín) mezi nultým až třináctým kilometrem jejího toku. Sborník okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná 6: 109–129.
- Bartonička T., Řehák Z., Flousek J. & Furmankiewicz J., 2015. Netopýři českých a polských Krkonoš/Nietoperze czeskich i polskich Karkonoszy. Správa KRNP Vrchlabí, Dyrekcja KNP Jelenia Góra.
- Bartoničková L., Reiter A. & Bartonička T., 2016. Mating and courtship behaviour of two sibling bat species (*Pipistrellus pipistrellus*, *P. pygmaeus*) in the vicinity of a hibernaculum. Acta Chiropterologica 18(2): 467–475.

- Basille M. et al., 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* 32(4): 683–691.
- Baťa L., 1933. Dosavadní výsledky zoologického výzkumu jižních Čech, České Budějovice.
- Becker N., Petric D., Zgomba M., Boase C., Minoo M., Dahl C. & Kaiser A., 2010. Mosquitoes and Their Control. Springer Science & Business Media.
- Belotti E. et al., 2013. Foraging sites of Eurasian lynx *Lynx lynx*: relative importance of microhabitat and prey occurrence. *Wildlife Biology* 19(2): 188–201.
- Benda P. & Klitsch M., 2011. Ještě je můžeme vidět... Rys ostrovid (*Lynx lynx*). České Švýcarsko – zpravodaj Správy Národního parku České Švýcarsko 10(1): 2.
- Benda P., 1996. Lynx (*Lynx lynx*) in the Labe river sandstone area. *Acta Scientiarum Naturalium - Academiae Scientiarum Brno* 30(3): 4–38.
- Beschta R. L. & Ripple W. J., 2012. The role of large predators in maintaining riparian plant communities and river morphology. *Geomorphology* 157–158: 88–98.
- Birlenbach V. K. & Klar N., 2009. Action plan for the protection of the European wildcat in Germany - protection concept for a target species of the trans-regional network of forest habitats Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41(11): 325–332.
- Bogdziewicz M., Zwolak R. & Crone E. E., 2016. How do vertebrates respond to mast seeding? *Oikos* 125(3): 300–307.
- Boháč D. et al., 1969. Zvířena jižních Čech, České Budějovice: Krajský pedagogický ústav.
- Borkowski J. & Furubayashi K., 1998. Seasonal changes in number and habitat use of foraging sika deer at the high altitude of Tanzawa Mountains, Japan. *Acta Theriologica* 43: 95–106.
- Boyles J. G., Cryan P. M., McCracken G. F. & Kunz T. H., 2011. Economic Importance of Bats in Agriculture. *Science* 332 (6025): 41.
- Bryja J., Kaňuch P., Fornůsková A., Bartonička T. & Řehák Z., 2009. Low population genetic structuring of two cryptic bat species suggests their migratory behaviour in continental Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* 96: 103–114.
- Brzezinski M., Marzec M. & Zmihorski M. 2010. Spatial distribution, activity, habitat selection of American mink (*Neovison vison*) and polecats (*Mustela putorius*) inhabiting the vicinity of eutrophic lakes in NE Poland. *Folia Zoologica* 59: 183–191.
- Bubeník A. B., 1966. Vliv rysa (*Lynx lynx* L.) a vlka (*Canis lupus* L.) na strukturu populací srnčí (*Capreolus capreolus* L.) a jelení zvěře (*Cervus elaphus* L.). *Lynx* n. s. 6: 7–10.
- Bufka L. et al. 2016. Výsledky monitoringu rysa ostrovida v Národních parcích Šumava a Bavorský les v sezóně 2015/16, Správa Národního parku Šumava, Bavorský les.
- Bufka L. et al., 2005. Wolf occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian border region – review of the history and current status. *Silva Gabreta* 11(1): 27–42.
- Bull J. K. et al. 2016. The effect of reintroductions on the genetic variability in Eurasian lynx populations: the cases of Bohemian–Bavarian and Vosges–Palatinian populations. *Conservation Genetics*, 17(April): 1229.
- Butet A. & Delettre Y. R., 2011. Diet differentiation between European arvicoline and murine rodents. *Acta Theriologica* 56(4): 297–304.

- Cepáková E. & Hulová Š., 2002. Current distribution of the European souslik (*Spermophilus citellus*) in the Czech Republic. – Současné rozšíření sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v České republice. *Lynx* (Praha), n. s. 33: 89–103.
- Čermák P. & Mrkva R., 2003a. Browsing damage to broadleaves in some national nature reserves (Czech Republic) in 2000–2001. *Ekológia* (Bratislava) 22(3): 132–141.
- Čermák P. & Mrkva R., 2003b. Vliv mysliveckého hospodaření na vývoj dřevinné vegetace. *Lesnická práce* 82(6).
- Čermák P. & Mrkva R., 2006. Přirozená obnova pod tlakem zvěře na příkladu NPR Vrapač. *Lesnická práce* 85(5): 28–29.
- Černý M. et al., 2007. Inventarizace škod zvěří na lesních a zemědělských porostech (lesnická část), projekt NAZV QF50053, Jílové u Prahy: Ústav pro výzkum lesních ekosystémů.
- Černý V. & Prokopič, J., 1961. První nález myšivky horské (*Sicista betulina*) na území Čech. *Časopis Národního muzea, odd. přírodních věd* 130(1): 34–35.
- Červený J. & Anděra, M., 2008. Změny v rozšíření králíka divokého (*Oryctolagus cuniculus*) na území České republiky (*Lagomorpha: Leporidae*). *Lynx* (Praha) 39: 5–23.
- Červený J. & Bufka L., 1996. *Lynx* (*Lynx lynx*) in south-western Bohemia P. Koubek & J. Červený, eds. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemicae* – Brno 30(3): 16–33.
- Červený J. & Kušta T., 2015. Jak hodnotí myslivci z jihozápadních Čech existenci rysa ostrovida v honitbách? *Svět myslivosti* (9): 29–31.
- Červený J. & Obuch J., 1999. Rozbor potravy výra velkého v jihozápadních Čechách se zvláštním zaměřením na savce (Mammalia). *Lynx* (Praha), n. s. 30: 39–64.
- Červený J. & Toman J. 1999. Nové nálezy norka amerického (*Mustela vison*) v jihozápadní části České Republiky. *Lynx* (Praha), n.s. 30: 27–34.
- Červený J., 1989. Příspěvek k faunistice drobných zemních savců (Insectivora, Rodentia) západní Šumavy. *Lynx* (Praha), n. s. 25: 5–28.
- Červený J., 2006. Myslivec a rys, dva lovci a jedna kořist – srnčí zvěř. *Svět myslivosti* 7(3): 8–11.
- Červený J., Anděra M., Suk M. & Koubek P., in press. Elk (*Alces alces*) in the Czech Republic: changes for survival in central Europe.
- Červený J., Kamler J., Kholová H., Koubek P. & Martínková N., 2004. *Encyklopedie myslivosti*. Ottovo nakladatelství, Praha
- Červený J., Málková P. & Bufka L., 2000. Současné rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) v západních a jižních Čechách. *Lynx* (Praha), n. s. 31: 13–22.
- Drygala F., Stier N., Zoller H., Boegelsack K., Mix H. M. & Roth M., 2008. Habitat use of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 73: 371–378.
- Dvořák J. & Palyzová L., 2016. Analysis of the Development and Spatial Distribution of Sika Deer (*Cervus nippon*) Populations on the Territory of the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 64(5): 1507–1515.
- Elmhagen B. & Rushton S. P., 2007. Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology letters* 10(3): 197–206.

- Estes J. A., Terborgh J., Brashares J. S., Power M. E., Berger J., Bond W. J. et al., 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333: 301–6.
- Find'o S. & Chovancová B., 2004. Home ranges of two wolf packs in the Slovak Carpathians. *Folia Zoologica* 53(1): 17–26.
- Find'o S., 2002. Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v Slovenských Karpatoch. In Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku V, Zborník referátov z konferencie Zvolen. Banská Bystrica: 43–55.
- Find'o S., Petráš R. & Šebeň V., 2011. Ochrana lesa proti škodám zverou, Zvolen: Lesnícky výskumný ústav.
- Flasar I. & Flasarová M., 1975. Die Wirbeltierfauna Nordwestböhmens (severozápadní Čechy). Die bisherigen Ergebnisse ihrer Erforschung. *Zoologische Abhandlungen* 33, Supplement 1-150.
- Flasar I., 1974. Sbírka ptáků a savců Oblastního vlastivědného muzea v Teplicích. Zprávy a studie Oblastního vlastivědného muzea v Teplicích, 10:1–21.
- Flasarovi M. & I., 1979. Obratlovci severozápadních Čech. Podnikové ředitelství SL v Teplicích a okresní pedagogické středisko v Teplicích.
- Flousek J. et al., 2007. Obratlovci. In J. Flousek et al., eds. Krkonoše. Příroda, historie, život. Praha: Nakladatelství Miloš Uhlíř – Baset: 269–286.
- Flousek J., 2015. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš 2013-2014. *Prunella* 39–40: 72–78.
- Flousek, J. et al., 2014. Současný výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a vlka obecného (*Canis lupus*) v severním a severozápadním pohraničí České republiky. In M. Kutal & J. Suchomel, eds. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci: 91–97.
- Forejtek P., 2016. Myslivecká statistika 2015/2016 – rekordy bez radosti. Myslivost-Stráž myslivosti. Dostupné na <http://www.myslivost.cz/Pro-myslivce/Aktuality/Myslivecka-statistika-2015-2016-rekordy-bez-rado>
- Frühbauer Z., 1965. Výskyt blech na drobných savcích v západní části Krušných hor. *Čs. parazitologie* 12: 315–318.
- Gaisler J. & Dungel J., 2003. Atlas savců České a Slovenské republiky, Praha: Academia.
- Gill R. M. A. & Fuller R. J., 2007. The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149: 119–127.
- Gilpin M. E. & Soulé M. E., 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction. In Soulé M. E. (Ed.): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, Inc: 19–34.
- Grulich I., 1954. Европейский суслик и обыкновенная полевка в Чехословакии.
- Haemig P. D. et al., 2008. Red fox and tick-borne encephalitis (TBE) in humans: can predators influence public health? *Scandinavian journal of infectious diseases* 40(6–7): 527–532.
- Hanák V. & Figala J., 1960. Kleinsäuger des Mittleren Böhmerwaldes. *Acta Universitatis Carolinae - Biologica* 2: 03–124.
- Hanák V. et al., 1998. Distribution of *Crocivura leucodon* in the southern borderland of the Czech Republic (Mammalia: Insectivora). *Časopis Národního Muzea, Řada přírodovědná (Journal of the National Museum, Natural History Series)* 167: 55–60.

- Hanzal V., 1992. Geographical distribution of the Black rat, *Rattus rattus* (Mammalia, Rodentia), in the territory of Czechoslovakia. *Folia Mus. Rer. Natur. Bohem. Occid.*, Plzeň, Zoologica, 36: 1–20.
- Hell P. & Slamečka J., 1999. Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava.
- Hendrych V., 1924. Poslední zprávy o ondatře z roku 1924. *Lesnická práce* 5(1): 42–52.
- Heroldová M. et al., 2013. Beech-mast crop evaluation in kněhyně forest complex (Beskydy Mts. Czech Republic) as a food supply for granivorous rodents. *Beskydy* 6(1): 27–32.
- Heřman M., Sedláček F. & Weiter L., 1977. Pokus o predikci nových lokalit s výskytem myšivky horské (*Sicista betulina*) na Šumavě. In 9. sjezd českých zoologů. České Budějovice: Ústav půdní biologie AV ČR: 14–15.
- Heurich M. et al., 2012. Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research* 58(3): 567–578.
- Hodková Z., 1979. Drobní savci z území ČSSR ve sběrech pracovníků Parazitologického ústavu ČSAV v letech 1953–1976. *Lynx (Praha)*, n. s. 20: 45–74.
- Homolka M. & Heroldová M., 2001. Native red deer and introduced chamois: foraging habits and competition in a subalpine meadow–spruce forest area. *Folia Zool.* 50: 89–98.
- Homolka M., 1998: Moose (*Alces alces*) in the Czech Republic. *Folia Zoologica Monographs* 1: 1–46.
- Hrubá H., 1995. Rozšíření, sezónní a denní aktivita plcha zahradního (*Eliomys quercinus*) a plcha velkého (*Glis glis*) v CHKO Labské pískovce [Distribution, Seasonal and Daily Activity Pattern of the Garden Dormouse (*Eliomys quercinus*) and the Edible Dormouse (*Glis glis*) in PLA Labské Pískovce. University of South Bohemia, České Budějovice.
- Hrubá H., 1997. Prostorová aktivita plchovitých (Gliridae) v podmínkách kvádrových pískovců na území CHKO Labské pískovce [Spatial Activity of Dormice (Gliridae) within the Sandstone Rocks of the Labské Pískovce Protected Landscape Area]. University of South Bohemia, České Budějovice.
- Hrůza F., 1920. Ondatra na Moravě. *Československé lesnicko lovecké listy* 12: 15.
- Hughes J. & Macdonald D. W., 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341–351.
- Hupe K. et al., 2004. Nutzung autobahnnaher Habitate im Bereich der BAB 7 nördlich von Seesen durch die europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) unter dem Aspekt der Lebensraumzerschneidung. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 24(6): 267–283.
- Hůrka L., 1981. Analyse der Population von *Clethrionomys glareolus* (Mammalia: Rodentia) im Otava-Tal in Šumava (Böhmerwald). *Věstník československé společnosti zoologické* 45(1): 47–55.
- Chapron G. et al., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346(6216): 1517–1519.
- Churchfield S. & Rychlik L., 2006. Diets and coexistence in *Neomys* and *Sorex* shrews in Białowieża forest, eastern Poland. *Journal of Zoology* 269(3): 381–390.

- Janda T., 2007: Hospodaření se zvěří jelena siky v honitbách LČR, s.p. – LZ Kladská. Myslivosť 55(11): 14–19.
- Jędrzejewska B. & Jędrzejewski W., 2005: Large Carnivores and Ungulates in European Temperate Forest Ecosystems: Bottom-Up and Top-Down Control. In: Ray J. C., Redford K.H., Steneck R.S., Berger J. (Eds.): Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity: 230–245.
- Jędrzejewski W. et al., 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* 11(5): 377–390.
- Jiršík J., 1951. Dva druhy tchořů v Čechách. *Stráž myslivosti* 29: 151–152.
- Jiršík J., 1952a. Tchoř stepní [Plavý], *Mustela (Putorius) eversmanni* LESSON v severozápadních Čechách. *Časopis Národního muzea, oddíl přírodovědný* 121: 59–63.
- Kaartinen S., Kojola I. & Colpaert A., 2005. Finnish wolves avoid roads and settlements. *Annales Zoologici Fennici* 42: 523–532.
- Kaczensky P. et al., 2009. Monitoring of Large Carnivores in Germany BfN-Skript., Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Kaczensky P. et al., 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe., Brussels: European Commission.
- Kamler J. et al., 2009. Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research* 129(2): 155–162.
- Kauhala K. & Auttila M., 2010. Habitat preferences of the native badger and the invasive raccoon dog in southern Finland. *Acta Theriologica* 55: 231–240.
- Kilshaw K. & MacDonald, D. W., 2011. The use of camera trapping as a method to survey for the Scottish wildcat. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report* 479(4): 1–32.
- Kilshaw K. et al., 2015. Detecting the elusive Scottish wildcat *Felis silvestris silvestris* using camera trapping. *Oryx* 49(2): 207–215.
- Klar N., 2005. Wildcats in the southern Eifel: Why are they bound to forest. In M. Herrmann, ed. *Biology and Conservation of the European wildcat (Felis silvestris silvestris)*. Symposium abstracts. Vosges du Nord – Pfälzerwald, Germany, Jan 21st – 23rd 2005. Vosges du Nord – Pfälzerwald: 18.
- Klusák K., 2006. O daňčí zvěři. *Svět myslivosti* 7(10): 4–7.
- Kokeš O., 1961. Šelmy v jižních Čechách a jejich konec. *Živa* 6: 69–72.
- Kokeš O., 1974. Z dějin výskytu kočky divoké v českomoravských krajích. *Lynx* 15: 9–21.
- Kostkan V. et al., 2014. Program péče o bobra evropského. *Ochrana přírody* (1): 10–14.
- Kostroň K., 1948, Tchoř stepní čili Eversmannův (*Putorius eversmanni* Lesson 1827), nový a značně rozšířený člen zvířeny Československa. *Práce Moravsko-slezské akademie věd přírodních*, Brno 20: 96.
- Koubek P. & Červený J. 2001. Rozšíření tchoře stepního, *Mustela eversmanni* v České republice. *Rukopis dep. AOPK ČR, Praha*.
- Koubek P. & Červený J., 2003a. Mají velké šelmy šanci přežít v našich honitbách? *Svět myslivosti* 51(3): 12–14.

- Koubek P. & Červený J., 2003b. Vliv rysa ostrovida na populace srnčí zvěře. Svět myslivosti 4(3): 8–10.
- Kovařík P., Kutal M. & Machar I., 2014. Sheep and wolves: Is the occurrence of large predators a limiting factor for sheep grazing in the Czech Carpathians? Journal for Nature Conservation 22: 479–486.
- Krasińska M. & Krasiński Z., 2010. Przebieg i dyspersja choroby nekrotycznego zapalenia napletka samców zubrów na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 29: 107–128.
- Kratochvíl J., 1962. Dvě poznámky ke znalostem o tchoři světlém v ČSSR. Zoologické listy 11: 213–226.
- Krištofík J., Hell P. & Bučko P. 2012. Medvedík čistotný (mýval) - *Procyon lotor*. In: Krištofík J. & Danko Š. (eds.), Cicavce Slovenska – rozšírenie, bionómia a ochrana. Veda, Vydavateľstvo SAV, Bratislava: 491–492.
- Krojerová-Prokešová J. et al., 2016. Structure of small mammal communities on clearings in managed Central European forests. Forest Ecology and Management 367: 41–51.
- Kubala V., 1997: Mufloní ráj na výsypce. Živa 45(3): 138.
- Kučerová M., Roche K. & Toman A., 2001. Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra*) v České republice. Bulletin Vydra 11: 37–39.
- Kuijper D. P. J., de Kleine C., Churski M., van Hooft P., Bubnicki J. & Jędrzejewska B., 2013. Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. Ecography 36 (12): 1263–1275.
- Kutal M., 2014. Monitoring velkých šelem v ČR. In M. Kutal & J. Suchomel, eds. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci: 87–91.
- Kutal M., Bojda M. & Suchomel J., 2014. Využití fotopastí pro sledování populace rysa ostrovida v Moravskoslezských Beskydech a Javorníkách. In M. Kutal & J. Suchomel, eds. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci: 113–119.
- Kutal M., Bojda M. & Váňa M. 2014. Výskyt velkých šelem na česko-slovenském pomezí zjištěný pomocí fotopastí. In: Kutal M. & Suchomel J. (eds.): Analýza výskytu velkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech. Mendelova univerzita v Brně, Brno 2014.
- Kutal M., Váňa M., Bojda M., Beneš J., Hulva P. Černá Bolfíková B., Turbaková B., Woznicová V., Pospíšková J., Flousek J., Kafka P., Kutalová L. & Romportl D (in prep.) Monitoring velkých šelem kočky divoké v ČR. Studie Hnutí DUHA Olomouc.
- Kutal M., Váňa M., Suchomel P., Chapron G. & López-Bao J. V. 2016: Trans-Boundary Edge Effects in the Western Carpathians: The Influence of Hunting on Large Carnivore Occupancy. PLOS ONE (in press).
- Lambin X., Petty, S. J. & Mackinnon, J. L., 2000. Cyclic dynamics in field vole populations and generalist predation. Journal of Animal Ecology 69(1): 106–118.
- Lanszki J., Zalewski A. & Horváth G. F., 2007. Comparison of red fox *Vulpes vulpes* and pine marten *Martes martes* food habits in a deciduous forest in Hungary. Wildlife Biology, 13(3): 258–271.
- Latner J. (ed.) 2012. Sborník referátů mezinárodní konference 100 let chovu kamzíka horského v Jeseníkách. Bruntál, 11. - 12. října 2012.

- Lõhmus A., 2001. Status of large carnivore conservation in the Baltic states: large carnivore control and management plan for Estonia, 2002–2011, Strassburg: Council of Europe.
- Lokvenc T., 1978. Toulky krkonošskou minulostí, Hradec Králové: Kruh.
- Loss S. R., Will, T. & Marra P. P., 2013. The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature communications* 4: 1396.
- Lüke F., 1982. Das Wild des Riesengebirges, einschliesslich der Vorberge im Hirschberger Thal, in alter und neuen Zeit. *Wanderer im Riesengebirge* 12: 85–89.
- Magg N. et al., 2015. Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian–Bavarian lynx *Lynx lynx* population. *Oryx* 50(4): 742–752.
- Malec F., Kraft R & Stille D, 2016. Monitoring der Waldbirkenmaus (*Sicista betulina*) gemäß FFH-Richtlinie Art. 11 auf ausgewählten Flächen des Bayerischen Waldes mit Hilfe von Kamerafallen.
- Mech L. D. & Boitani L., 2003. *Wolves : Behavior, Ecology and Conservation*, Chicago: University of Chicago Press.
- Mejlgaard T. et al., 2013. Lynx prey selection for age and sex classes of roe deer varies with season. *Journal of Zoology* 289(3): 222–228.
- Melis C. et al., 2009. Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 18(6): 724–734.
- Mermod C. P. & Liberek M., 2002. The role of snowcover for european wildcat in switzerland. In *Zeitschrift fur Jagdwissenschaft*: 17–24.
- Míchal I., 1992. *Obnova ekologické stability lesů*, Praha: Academia.
- Michel J., 1929. *Tiere der Heimat, Tetschen a. d. Elbe*.
- Mikeš V., Hedrich J. & Sedláček F., 2010. Syntopic occurrence of the Garden Dormouse (*Eliomys quercinus*) and the Edible Dormouse (*Glis glis*) in a montane climax spruce forest. *Lynx, n. s. (Praha)* 41: 193–200.
- Miles P., 1994. Nálezy některých vzácnějších druhů obratlovců v období let 1966-1994 (vyjma třídy Aves - ptáci). *Prunella* 21: 25–31.
- Mináriková T. & Volfová J., 2016. Z Prachaticka do Linze a pak do Novohradských hor. *Translynx.selmy.cz*. Dostupné na: <http://translynx.selmy.cz/informacni-zdroje/clanky-na-selmy-cz/tiskove-zpravy/rysi-tulak-ludek/> [Staženo 1. 10. 2016].
- Mináriková T. et al., 2015. Výskyt středně velkých a velkých lesních savců v jižních a jihozápadních Čechách (Carnivora , Artiodactyla, Lagomorpha). *Lynx (Praha) n. s.* 46: 43–64.
- Mináriková T., Poledníková K., Buřka L., Belotti E., Romportl D., Dietz S., Pavanello M., Munne S. & Poledník L., 2015. Výskyt středně velkých a velkých lesních savců v jižních a jihozápadních Čechách (Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha). *Lynx, n. s. (Praha)* 46: 43–64.
- Mináriková T., Šíma J., Poledník L., Čamlík G. & Poledníková K. 2015: Návrh opatření snižujících vliv invazních šelem na faunu České republiky. Odborná studie. *Alka Wildlife*.

- Mladenoff D. J. et al., 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology* 9: 279–294.
- Modrý M., Hubený D. & Rejšek K., 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management* 188(1–3): 185–195.
- Molinari-Jobin A. et al., 2004. Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators. *Ecography* 27: 323–329.
- Molinari-Jobin A. et al., 2006. Status and distribution of the lynx in the Swiss Alps 2000–2004. *Acta biologica Slovenica*: 49(1): 3–11.
- Molinari-Jobin A. et al., 2007: Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology* 13(4): 393–405.
- Molinari-Jobin A. et al., 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* 15(3): 266–273.
- Mrštňný L., 2005. Charakteristika populace psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) v České republice. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí FLE ČZU, Praha.
- Nesvadbová J., 1984. Occurrence of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Bohemia and Moravia. *Folia Zoologica* 33: 315–325.
- Nesvadbová J., 1979. K poznání drobných savců v zemědělských objektech. *Acta Univ. Agric. A* 27(3–4): 203–213.
- Nowak S. & Mysłajek R. W., 2016. Wolf recovery and population dynamics in Western. *Mammal Research* 61(2): 83–89.
- Nowak S., Mysłajek R. W. & Jędrzejewska B., 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica* 50(2): 263–276.
- Nowell K. & Jackson P., 1996. European wildcat, *Felis silvestris*, silvestris group Schreber, 1775. In K. Nowell & P. Jackson, eds. *Wild cats: Status survey and conservation action plan*. Gland, Switzerland: IUCN:110–113.
- Okarma H. et al., 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 203–224.
- Okarma H. et al., 1998. Home ranges of wolves in Bialowieza Primeval Forest, Poland, compared with other Eurasian populations. *Journal of Mammalogy* 79: 842–852.
- Okarma H., 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335–386.
- Ostfeld R. S. & Holt R. D., 2004. Are predators good for your health? evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(1): 13–20.
- Padyšáková E., Šálek M., Poledník L., Sedláček F. & Albrecht T. 2009. Removal of American mink increases the success of simulated nests in linear habitat. *Wildlife Research* 36: 225–230.
- Pelikán J., Gaisler J. & Rödl P., 1979. *Naši savci*, Praha: Academia.
- Pesenti E. & Zimmermann F., 2013. Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy*, 94 (1): 73–81.

- Petríček V. & Míchal I., 2002. Péče o chráněná území: 2. Lesní společenstva, Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Phillips S., Anderson R. & Schapire R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4): 231–259.
- Plesník J. & Pavličko A., 1987. Další nález myšivky horské (*Sicista betulina*) na Šumavě. *Lynx* (Praha), n. s. 23: 109.
- Poledník L. & Poledníková K. 2005. Ekologie norka amerického (*Mustela vison*) a návrh jeho managementu. – Závěrečná zpráva. Projekt Výzkum ekologie a rozšíření, návrh managementu populací a záchranných programů zvláště chráněných druhů živočichů (Vav/620/1/03). Praha, MŽP ČR.
- Poledník L. & Poledníková K. 2010. Monitoring, regulace a eradikace norka amerického v České republice – metodická doporučení. ALKA Wildlife, o.p.s.
- Poledník L. et al., 2012. Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice v roce 2011. *Bulletin Vydra*, 15: 22–28.
- Poledník L., Poledníková K. & Hlaváč V. 2007a. Program péče o vydru říční. Ochrana přírody.
- Poledník L., Poledníková K., Dietz S., Čamlík G., Pavanello M., Munne S., Mináriková T., Del Bove E., Dreon L., Filippin I., Calzon Sales B. & García García I. 2015. Monitoring šelem v NP Podýjí. Závěrečná zpráva.
- Poledník L., Poledníková K., Roche M., Hájková P., Toman A., Václavíková M., Hlaváč V., Beran V., Nová P., Marhoul P., Pacovská M., Růžicková O., Mináriková T. & Větrovcová J., 2009. Program péče pro vydru říční (*Lutra lutra*) v České republice v letech 2009–2018. AOPK ČR.
- Poledníková K. & Poledník L., 2007. Monitoring vydry říční (*Lutra lutra*) v roce 2007 ve vybraných EVL lokalitách a zhodnocení jednotlivých metod. Zpráva pro AOPK ČR.
- Poledníková K. & Poledník L., 2009: Monitoring vydry říční (*Lutra lutra*) v roce 2009 ve vybraných EVL. Zpráva pro AOPK ČR.
- Poledníková K., Poledník L., Čamlík G., Chudý A. & Ridzoň J. 2014. Invazivní šelmy na česko-slovenském pomezí, NEOVISION.
- Pospíšková J. et al., 2013. Nové nálezy *Felis silvestris* v České republice (Carnivora: Felidae). *Lynx*, n. s. (Praha) 44: 139–147.
- Pospíšková J., 2015. Rozšíření kočky divoké (*Felis silvestris*) v ČR / geomatické modelování a ekologický přístup, Praha: Diplomová práce. Depon. in: Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze.
- Potvin M. J. et al., 2005. Monitoring and habitat analysis for wolves in upper Michigan. *Journal of Wildlife Management*, 69, pp.1660–1669.
- Priegelhof K., 1959. Plši na Znojemsku. *Podyjí* 2: 52–53.
- Pucek Z., Belousova I. P., Krasińska M., Krasiński A. & Olech W., 2004. European bison. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Reiter A. et al., 1997. Savci Národního parku Podýjí [Mammals of the Podýjí National Park]. *Lynx* 28: 5–141.
- Reiter A., Hanák V., Benda P. & Obuch J. 1997. Savci Národního parku Podýjí [Mammals of the Podýjí National Park]. *Lynx* 28: 5–141.

- Reiterová L. & Škorpík M. (eds.), 2012. Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo 2012–2020. Správa Národního parku Podyjí, Znojmo.
- Rigg R., 2010. Pastervečtí psi: Praktická příručka pro chovatele ovcí a koz, Olomouc: Hnutí DUHA Olomouc.
- Ripple W. J. & Beschta R. L., 2012. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 58(4): 733–742.
- Romportl D., 2014. Habitatový model rysa ostrovida v ČR jako nástroj krajinného plánování. In M. Kutal & J. Suchomel (eds.) *Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci: 127–136.
- Rybář M., 2004. Rozšíření, početnost, výběr stanovišť a velikost teritorií bobra evropského (*Castor fiber*) na dolním toku Labe. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Ryšavá-Nováková M., 2010. Ekologie tchoře tmavého (*Mustela putorius* L.). Disertační práce, Masarykova univerzita, Brno.
- Selva N. et al., 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1590–1601.
- Shimada T. & Saitoh T., 2006. Re-evaluation of the relationship between rodent populations and acorn masting: a review from the aspect of nutrients and defensive chemicals in acorns. *Population Ecology* 48(4): 341–352.
- Schneedörfler R., 1985. Faunistická studie o savcích Pravětínského potoka (Šumava). UK Praha.
- Schnurr J. L., Ostfeld R. S. & Canham C. D., 2002. Direct and indirect effects of masting on rodent populations and tree seed survival. *Oikos* 96(3): 402–410.
- Sidorovich V. E., Polozov A. G., Lauzhiel G. O., Krasko D. A., 2000. Dietary overlap among generalist carnivores in relation to the impact of the introduced raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* on native predators in northern Belarus. *Z. Säugetierk.* 65: 271–285.
- Śmietana W., 2005. Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* 50: 277–288.
- Stehlík J., 1979. Znovuvysazení rysa ostrovida *Lynx lynx* L. v některých evropských zemích v letech 1970–1976. *Pol'ovnícky zborník – Folia venatoria* 9: 255–265.
- Steyer K. et al., 2016. Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). *Conservation Genetics* 17: 1183–1199.
- Stockton S. et al., 2005. A natural experiment on the effects of high deer densities on the native flora of coastal temperate rain forests. *Biological Conservation* 126(1): 118–128.
- Suchomel J. et al., 2014. Structure and diversity of small mammal communities of mountain forests in Western Carpathians. *European Journal of Forest Research*, 133: 481–490.
- Suchomel J. et al., 2016. Factors influencing vole bark damage intensity in managed mountain-forest plantations of Central Europe. *European Journal of Forest Research* 135(2): 331–342.
- Šálek M., 2009. Ekologie lasicovitých šelem ve středoevropské krajině. Disertační práce, Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

- Škorpík M. (ed.), 1994: Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo. Ms. dep. Správa NP Podyjí, Znojmo.
- Špinkytė-Bačkaitienė R. & Pételis K., 2012. Diet composition of wolves (*Canis lupus* L.) in Lithuania. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis* 12(1): 100–105.
- Štill V., 1975. Kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*) v Lužických horách a Labských pískovcích. *Sborník Severočeského musea. Serie Natur.* 7: 127–166.
- Šustr P., 2012. Rok v životě šumavské jelení zvěře: Únor. *Svět Myslivosti* 13 (2): 12–14.
- Šustr P., 2013. Na stopě velkým savcům Šumavy – telemetrický projekt monitorující život kopytníků a šelem. *Živa* 5: 234–237.
- Terborgh J. & Estes J. A., 2010. *Trophic Cascades: Predators, prey and the changing dynamics of nature*, Washington DC.: Island Press.
- Theuerkauf J. et al., 2003. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67(4): 706–716.
- Toman A., 1992. První výsledky “Akce Vydra”. *Bulletin Vydra* 3: 3–8.
- Übl C., 2012. Überblick über die Wildkatzenforschung im Inter-Nationalpark Thayatal-Podyjí 2007–2011. *Thayensia (Znojmo)* 9: 121–125.
- Vaněk J., Flousek J. & Materna J. 2011. *Atlas krkonošské fauny*. 1. vyd. České Budějovice: Karmášek.
- Vohralík V. & Anděra M., 1976. Rozšíření křečka polního *Cricetus cricetus* (L.) v Československu. *Lynx*, n. s. 18: 85–97.
- Vohralík V., 2011. Nové nálezy křečka polního (*Cricetus cricetus*) v České republice (Rodentia: Cricetidae) [New records of *Cricetus cricetus* in the Czech Republic (Rodentia: Cricetidae)]. *Lynx*, n. s. (Praha) 42: 189–196.
- Vorel A., Mokřý J. & Šimůnková K., 2014. Růst populace bobra evropského na Šumavě The population growth of Eurasian beaver in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta* 20(1): 25–40.
- Vorel A., Šafář J. & Šimůnková K., 2012. Recentní rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) v České republice v letech 2002 – 2012 (Rodentia : Castoridae). *Lynx* 43: 149–179.
- Voskár J., 1993. Ekológia vlka obyčejného (*Canis lupus*) a jeho podiel na formovaní a stabilite karpatských ekosystémov na Slovensku. *Ochrana prírody* 12: 241–276.
- Weber D., 1989: The ecological significance of resting sites and the seasonal habitat change in polecats (*Mustela putorius*). *Journal of Zoology* 217: 629–638.
- Weingarth K. et al., 2012. First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture – recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2): 197–207.
- Weingarth K. et al., 2015. Hide and seek: extended camera-trap session lengths and autumn provide best parameters for estimating lynx densities in mountainous areas. *Biodiversity and Conservation* 24(12): 2935–2952.
- Weiter L., 1997. Společenstva drobných savců na lokalitách se známým a předpovězeným výskytem myšivky horské na Šumavě. JČU České Budějovice.
- Wolf R. & Vavruňek J., 1975–1976. Sika východní – *Cervus nippon* Temm. v západních Čechách. *Sborník vědeckého lesnického ústavu Vysoké školy zemědělské v Praze* 18/19: 185–199.

- Wurm F., 1894. Über die Verbreitung einiger Nager in Nordböhmen. Věstník královské české společnosti nauk, tř. Mat.-přírod. 10: 1–17.
- Zeida J., 1970. Die heutigen Kenntnise über die Verbreitung der Birkenmaus (*Sicista betulina* Pall. 1779, Zapodidae, Rodentia, Mammalia) in Mitteleuropa. Zoologické listy 19(3): 235–246.
- Zemanek M., 1972. Food and Feeding Habitas of Rodents in a Dediduous Forest. Acta Theriologica XVII(23): 315–325.
- Zima J. & Benda P., 1998. Savci okolí České Kamenice v severních Čechách. Lynx (Praha), n. s. 29: 69–75.
- Zwolak R., Bogdziewicz M. & Rychlik L., 2016. Beech masting modifies the response of rodents to forest management. Forest Ecology and Management 359: 268–276.
- Žunna A., Ozoliņš J. & Pupila A., 2009. Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analyses. Estonian Journal of Ecology 58(2): 141.