

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra myslivosti a lesnické zoologie



Česká zemědělská
univerzita v Praze

**PROSTOROVÁ A POTRAVNÍ AKTIVITA
ZUBRA EVROPSKÉHO (*Bison bonasus*)
V OBOŘE ŽIDLOV**

Disertační práce

Autor: Ing. Miloslav Zikmund

Školitel: doc. Ing. Vladimír Hanzal, CSc.

2020

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „*Prostorová a potravní aktivita zubra evropského (Bison bonasus) v oboře Židlov*“ vypracoval samostatně a použil jen prameny uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele.

Jsem si vědom, že zveřejněním disertační práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne 18. 12. 2020

Ing. Miloslav Zikmund

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval doc. Ing. Vladimíru Hanzalovi, CSc., prof. Ing. Jaroslavu Červenému, CSc. a Ing. Miloši Ježkovi, Ph. D. za odborné a metodické vedení disertační práce, dále děkuji České zemědělské univerzitě v Praze za poskytnutí kvalitního odborného vzdělání a podmínek pro dokončení disertační práce. V neposlední řadě také děkuji podniku Vojenské lesy a statky České republiky, s. p. a jeho řídicím pracovníkům, kteří výzkum umožnili a významně podporovali.

Seznam publikací

Předkládaná disertační práce je sepsána na základě pěti publikovaných článků, jež jsou citovány v textu a uvedeny v seznamu použité literatury.

Článek uveřejněný v časopise databáze Web of Knowledge s IF

1. Vadlejch, J., Kyriánová, I.A., Rylková, K., Zikmund, M., Langrová I., 2017. Did European bison conservation program introduced an alien parasite to the Czech Republic? *Biol Invasions*, 19:1121-1125.

Články uveřejněné v časopise databáze SCOPUS

2. Červený, J., Ježek, M., Holá, M., Zikmund, M., Kušta, T., Hanzal, V., Kropil, R., 2014. Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season. *Lesnický Casopis Forestry Journal* 60: 199–204.
3. Zikmund, M., Ježek, M., Silovský, V., Červený, J., 2021. Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open Habitats? *Lesnický Casopis Forestry Journal*

Recenzované články

4. Červený, J., Zikmund, M., Flíček, F., 2019. Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, *Northern Bohemia Beitrage zur Jagd-und Wildforschung*, B. 44: 191-198.
5. Červený, J., Zikmund, M., Vitáček, Z., Červená, A., 2020. Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj. *Bohemia centralis* 36, 525-544.

Prohlášení

Prohlašuji, že na jednotlivých člancích jsem se podílel následujícím způsobem:

1. spoluautor textu, zajištění zkoumaného materiálu
2. spoluautor tématu, zajištění dat pro výzkum, spoluautor textu
3. autor tématu, zajištění dat pro výzkum, spoluautor textu
4. spoluautor textu, zajištění dat pro výzkum
5. spoluautor textu

Zikmund, M., Prostorová a potravní aktivita zubra evropského (*Bison bonasus*) v oboře Židlov. Doktorská disertační práce. Katedra ochrany lesa a myslivosti. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha, 56 s., Přílohy I-V

Abstrakt

Předložená disertační práce se zabývá etologií zubra evropského v podmínkách obory Židlov, kam byl tento druh reintrodukovan v roce 2011. Hlavním cílem práce je vyhodnotit jeho prostorovou aktivitu, preferenci prostředí a reakce na civilizační tlak a predátory, kteří se v České republice vyskytují. Díky výsledkům bude možné rozeznat vrozené a naučené složky ontogenetického i fylogenetického vývoje vzorců chování zubra evropského a určit jejich význam pro reintrodukci do dalších oblastí původního výskytu. Na základě těchto zjištění bude možné určit management zubra evropského tak, aby se zlepšovala kondice a zdravotní stav tohoto druhu v České republice. Zubr prokazatelně využívá během dne lesní porosty, v noci naopak preferuje otevřené plochy. Pokud k tomu má příležitost, vždy dá přednost kvalitním udržovaným pastevním plochám před porosty méně hodnotnými, například sukcesními plochami. Významné jsou i poznatky o zdravotních rizicích reintrodukce. Introdukce zvířat by mohly přinést nebezpečí ve formě přenosu nemocí, zejména infekcí, včetně parazitických. Tyto infekce představují potenciální nebezpečí pro populaci původní zvěře.

Klíčová slova: zubr evropský, preference prostředí, potravní strategie, zdravotní rizika, reintrodukce

Abstract

The dissertation deals with the ethology of the European bison in the field of game preserve Židlov, where this species was reintroduced in 2011. The main goal is to evaluate its spatial activity, environmental preference and response to civilization pressure and predators that occur in the Czech Republic. Thanks to the results, it will be possible to recognize innate and learned components of ontogenetic and phylogenetic development of patterns of European bison behavior and determine their significance for reintroduction to other areas of original occurrence. Based on these findings, it will be possible to determine the management of the European bison in order to improve the condition and health of this species in the Czech Republic. The bison demonstrably uses forest stands during the day, while at night it prefers open areas. If he has the opportunity to do so, he will always prefer high-quality maintained grazing areas to less valuable stands, such as succession areas. Knowledge about the health risks of reintroduction is also important. Introduction of animals could present dangers in the form of the transmission of diseases, especially infections, including parasitic ones. These infections pose a potential danger to the native game population.

Key words: European bison, environmental preferences, food strategies, health risks, reintroduction

Obsah

Úvod	10
1. Literární rešerše	11
1.1. Obecná charakteristika	11
1.2. Management péče	11
1.3. Historie záchrany zubra evropského	12
1.4. Chovy v Evropě a v České republice	13
1.5. Reintrodukce	14
1.6. Sociální struktura	15
1.7. Prostorová preference	17
1.8. Rytmus denní aktivity	20
1.9. Potravní strategie	21
1.10. Predační tlak	23
1.11. Antropogenní tlak	24
1.12. Zdravotní rizika	25
2. Materiál a metody	27
2.1. Obora Židlov	27
2.2. Zubr evropský	27
2.3. Sledování aktivity stáda	28
2.4. Sledování parazitologického zatížení	28
3. Výstupy výzkumu ve formě článků	29
3.1. Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season	29
3.2. Health risks associated with wild animal translocation: a case of the European bison and an alien parasite	30

3.3. Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, Northern Bohemia	31
3.4. Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj	32
3.5. Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open habitats?	33
4. Diskuze	34
Závěr	38
Seznam literatury	39
Seznam příloh	56

Úvod

Zubr evropský je imponantním zvířetem, které je nejen klíčovým druhem pro přirozené ekosystémy, ale je také symbolem mezinárodní ochrany přírody v Evropě. Právě záchrana tohoto druhu po první světové válce znamenala zlom ve staleté historii Evropy, kdy bez většího zájmu obyvatel mizely desítky původních druhů živočichů a rostlin. Právě tento počín změnil přístup Evropanů a odstartoval cílenou záchranu ohrožených druhů (Dostál et al., 2012).

Cílem této disertační práce je získání poznatků, týkajících se:

1. Vyhodnocení prostorové aktivity zubrů v návaznosti na denní stávaní, pastevní cykly a různé rušivé podněty.
2. Vnitrodruhové vztahy ve stádě, vzájemné interakce ve styku s ostatními chovanými druhy zvěře, predacním a antropogenním tlakem.
3. Průběžné sledování a vyhodnocování zdravotního stavu populace.
4. Návrh opatření pro management chovu zubra evropského v ČR.

Práce je sestavena ve formě kompilace článků spojených průvodním textem. Obsahuje tři hlavní kapitoly. První kapitola se zabývá rešerší literatury, tedy shrnuje dosavadní poznatky ve výzkumu etologie zubra evropského. Druhá kapitola představuje zkoumaný objekt, tedy zubra evropského v oboře Židlov, uvádí i zásadní údaje o dané lokalitě. Podrobně je popsána použitá metodologie. Třetí kapitola shrnuje nejvýznamnější poznatky provedeného výzkumu uvedených ve formě abstraktů.

1. Literární rešerše

První kapitola pojednává o nejdůležitějších poznatcích v oblasti výzkumu zubra evropského.

1.1. Obecná charakteristika

Los evropský (*Alces alces*), pratur (*Bos primigeus*) a zubr evropský (*Bison bonasus*) jsou jediné druhy velkých evropských býložravců, které přežily holocén, ale postupně zmizely z evropské krajiny v reakci na změny životního prostředí a civilizační tlak (Benecke, 2010; Mona et al., 2010). Aby tyto druhy přežily v lesích, musely se přizpůsobit nejen novým druhům rostlin, ale také velkým sezónním změnám v dostupnosti biomasy a rostlinných druhů v lesích mírného pásma (Bradshaw et al., 2003, Hofman-Kamińska, 2018; Kowalczyk et al., 2019).

Velcí býložravci jsou klíčovým druhem v mnoha lesních oblastech, protože formují strukturu, druhovou rozmanitost a fungování těchto ekosystémů (Kowalczyk et al., 2011). Slouží jako ekosystémoví inženýři, kteří udržují a rozšiřují travní porosty, čímž zvyšují rozmanitost stanovišť. Více než 60 % jich je považováno za ohrožené (Ripple et al., 2015).

1.2. Management péče

Management těchto býložravců zahrnuje oblasti, jako jsou péče o prostředí, kde jsou chováni, jejich lov, příkrmování s důrazem na zlepšování jejich kondice, předcházení škodám na prostředí a distribuci jejich výskytu do vytipovaných lokalit (Bugmann, Weisberg, 2003; Loarie et al., 2009). Při managementu velkých býložravců se s příkrmováním počítá jako s prostředkem zabráňujícím škodám na lesních a zemědělských porostech (Terry et al., 2000; Peek et al., 2002; Kowalczyk et al., 2011). Úmyslné těžby a následná hustá obnova lesních porostů mohou výrazně snížit bohatost rostlinných druhů (Swanson et al., 2014). Tímto způsobem může lesnické hospodaření podstatně zhoršit množství a kvalitu pastvy a navýšit škody na lesních porostech (Reinmosser, Gossow, 1996).

Příkrmování také zlepšuje kondici a reprodukční výkony (Kozak et al., 1995), distribuuje populaci na vhodná stanoviště (Sahlsten et al., 2010); zlepšuje kvalitu

trofeje (Cooper, Owens, 2005) nebo dodává ohrožené zvěři krmení, popřípadě vodu v kritických ročních obdobích (Loarie et al., 2009). Byl prokázán silný vliv podmínek při obstarávání potravy (sněhová pokrývka, dostupnost příkrmování atd.) na složení potravy zubra evropského (Kowalczyk et al., 2011). Intenzivní příkrmování vede k výraznému omezení velikosti domovského okrsku, pohybové aktivity a navykání si na přítomnost lidí. Naopak menší intenzita příkrmování znamená větší mobilitu a plachost (Kowalczyk et al., 2010). Intenzivně příkrmované stádo se vyskytuje v bezprostřední blízkosti krmných míst, jednotliví jedinci se nepohybují ve větší vzdálenosti než 300 m. Pouze dospělí býci vyhledávají i další krmná zařízení až do vzdálenosti 5 km (Caboń-Raczyńska, 1983). Kromě uvedených pozitivních vlivů může mít tato péče i negativní dopad na chování a zdraví zvěře, jako je zvýšení parazitické zátěže (Radwan et al., 2010).

Odstřel by měl být zaměřený především na stabilizaci populace v rámci únosnosti prostředí a odstraňování nevhodných jedinců (Pucek et al., 2004; Krasínska, Krasínski, 2007). Při odstraňování z chovu je nezbytné se zaměřit na výběr pozdně narozených telat a jejich matky, s výjimkou prvorodiček a také jedince ve špatném zdravotním stavu (Caboń-Raczyńska, 1983).

1.3. Historie záchrany zubra evropského

V pleistocénu se zubr vyskytoval na většině Euroasie (Flerov, 1979). Jako druh byl zubr evropský, také nazývaný litevský zubr (Calkin, 1951), téměř úplně vyhuben na počátku století (Flerov, 1979).

Přirozená populace se v Bělověžském pralesu vyskytovala až do počátku 20. století (Caboń-Raczyńska, 1983). Poslední volně žijící zubr zde byl zastřelen pytlákem v roce 1919 (Krasínska, Krasínski, 2007). V této době se tedy zubři chovali pouze v několika evropských zoologických parcích (Marozas et al. 2019). Projekt záchrany zubra evropského byl započat deset let po jeho vyhynutí ve volné přírodě v roce 1929 (Krasínska, Krasínski, 2013). V roce 1952 byl zubr reintrodukován do polské části Bělověžského pralesa (Krasínska, Krasínski, 2007). Koordinovaný projekt reintrodukce zubra do volných chovů v pěti zemích Evropy (Polska, Slovenska, Ukrajiny, Rumunska a Maďarska) byl zahájen až v 90. letech (Perzanowski, Olech, 2013).

Zubři evropští byli rozděleni na dvě genetické linie: nížinná (lowland bialowieza - LB) a nížinno-kavkazská (lowland caucasus - LC). Linie LB byla založena ze sedmi kusů (Slatis, 1960), linie LC pochází z 11 kusů zubrů linie LB a jednoho samce linie LC (Pucek et al., 2004). Chov dvou oddělených řad byl prioritou evropské strategie záchrany zubra (Pucek et al., 2004). Vyšší genetický potenciál linie LC se neodráží v lepší kondici, i když vykazuje o polovinu nižší úroveň příbuzenské plemenitby (26 %) oproti řadě LB (50 %). U linie LC je prokázána inbrední deprese s příznaky ovlivňující reprodukci a zdravotní stav (Olech, 2003). Relativně vyšší zdatnost linie LB se jeví jako účinek náhodně vybraných vysoce kvalitních genomů ze sedmi zakladatelů (Tokarska et al., 2015). Sníženou kondici linie LC lze vysvětlit jako výsledek nevýhod genetického vybavení zděděného od jednoho nebo více jedinců nížinného původu nebo to může být účinek deprese outbreedingu mezi nížinnými jedinci a býkem LC (Tokarska et al., 2015).

Vzhledem k historii jejich vyhynutí ve volné přírodě a následným genetickým problémům čelí zubři vážné hrozbě izolace a malé genetické variace (Pucek et al., 2004; Pertoldi et al., 2009; Tokarska et al., 2009, 2011).

Až do této doby (2015) je demografický stav řady LB uspokojivý (Tokarska et al., 2015). Podle posledního vydání plemenné knihy *European bison pedigree book* (Raczyński, 2019) žije na celém světě 8 461 zubrů evropských, z toho 6 345 kusů v linii LB. Většina jedinců linie LB se vyskytuje v Polsku a Bělorusku ve volných chovech, pouze část této linie je chována v uzavřených chovech v Dánsku, Nizozemí a Německu. V České republice je řada LB chována v polodivokých chovech v Milovicích a v oboře Židlov.

1.4. Chovy v Evropě a v České republice

V Evropě se ke konci roku 2019 vyskytovalo v uzavřených chovech (zoologické zahrady, maloplošné chovy do 50 ha) 1 738 ks, v chovech polodivokých (obory nad 50 ha) 479 ks a ve volnosti žilo k tomuto datu 6 244 ks. Zubři ve volné přírodě žijí v mnoha státech Evropy. Jedná se především o Polsko, Bělorusko, Rusko a další pobaltské státy. Za zmínku stojí i volně žijící populace zubrů v Národním parku Poloniny na pomezí Slovenska, Polska a Ukrajiny (Raczyński, 2019). Polodivoké

chovy zubrů se zavádějí i v Německu, Nizozemsku, Rumunsku. Připravují se také reintrodukční projekty v Srbsku (Dostál et al., 2012).

V České republice je v současné době zubr evropský chován v 5 zoologických zahradách (Chomutov, Plzeň, Praha, Tábor a Olomouc), jednom uzavřeném chovu o výměře 35 ha (Prachatice) a dvou polodivokých chovech v Milovicích a oboře Židlov. Celkový počet zubrů, chovaných v ČR k 31. 12. 2019 byl 126 kusů (Raczyński, 2019). Z důvodu nezařazení zubra evropského mezi zvěř, nelze v současných legislativních podmínkách reintrodukovat tento druh do dalších volných honiteb v České republice (zákon 449/2001 Sb., 2001).

Garantem chovu zubra evropského v České republice je Spolek chovatelů zubra evropského (SCHEZ), který vznikl v roce 2010. Jeho úkolem je sdružit všechny chovatele v České republice, zajistit pro zubra právní prostor v české legislativě, obnovit důvěru světových ochrannářských organizací v české chovatele a zajišťovat komunikaci s celosvětovým garantem chovu zubra European Bison Conservation Center v Polsku (EBCC). Spolek se stal ihned po svém založení členem mezinárodních organizací EBFS (European Bison Friends Society), EBCC a EBAC (European Bison Advisory Center) (Dostál et al., 2012). Na základě rozhodnutí Ministerstva životního prostředí České republiky také EBCC, prostřednictvím kontaktní osoby SCHEZ, povoluje odchyt, popřípadě i odstřel jedinců, kteří jsou agresivní nebo nejsou v zájmu zachování genetické diverzity vhodní pro další chov (MŽP, 2016).

1.5. Reintrodukce

Reintrodukce jsou důležitým nástrojem pro obnovení nebo posílení původních populací ohrožených druhů a pro obnovení ekosystémů. Predikovat, jak bude reintrodukce úspěšná, je však obtížné. Často při nich chybí důkladné posouzení dostupnosti a propojení stanovišť (Ziołkowska et al., 2016). Návrh a realizace projektu vyžaduje zvážení řady biologických (např. populační dynamika, genetika), ekologických (např. mezidruhová interakce), sociálně ekonomických (např. konflikty s obyvateli) a finančních aspektů (např. nákladů na projekt) (Seddon et al. 2007). Velmi často se reintrodukované populace nechovají podle představ. Místa vypuštění mohou být rychle opuštěna a populace se může přesunout do jiných

lokalit (Gardner, Gustafson, 2004). To může vést k neúspěchu reintrodukce, i když se lokality před vypuštěním zdály jako vhodné (Ziołkowska et al., 2016).

Vzhledem k tomu, že malé populace jsou náchylné k vyhynutí a příbuzenské plemenitbě, by měl být primárním cílem reintrodukce co nejvyšší počáteční nárůst početního stavu (Komers, Curman, 2000). Úspěšnost reintrodukce se zvyšuje kvalitou stanoviště (Grith et al., 1989; Wolf et al., 1996).

Faktory, které se v programech reintrodukce berou v úvahu, jsou především vhodnost prostředí, chování zvířat, cílový stav, mezidruhová konkurence, predace, genetika a finanční náročnost (Viggers et al., 1993). Důležitou roli však také hrají nemoci a paraziti (Daszak et al., 2000; Viggers et al., 1993). Je tomu proto, že snížená expozice vůči přírodním antigenům a ztráta imunogenetických variací během chovu v zajetí může zvýšit vnímavost vůči nemocím a parazitům vyskytujícím se běžně ve volném prostředí a tím snížit pravděpodobnost úspěšné reintrodukce (Mathews et al., 2006; Viggers et al., 1993). Vypouštění do volné přírody pravděpodobně zubry chované v zajetí stresuje, což může také zvýšit náchylnost k infekcím (Dickens et al., 2010).

Zubr evropský je vnímán jako vlajkový druh reintrodukce do prostředí původního přirozeného výskytu (Lord et al., 2020). V současné době je chován na méně než 1 % výměry jeho původního historického areálu. Minimální životaschopná populace zubrů se odhaduje na 1 000 kusů (Kuemmerle et al., 2011a). Horní hranice nadmořské výšky je u zebra stanovena na 2 100 m n. m. (Olech, 2008). Několik studií ukázalo, že zubři zřídka využívají stanoviště s nadmořskou výškou vyšší než 1 000 m n. m. (Perzanowski et al., 2008; Deju, 2011; Wołoszyn-Gałęza, 2016).

1.6. Sociální struktura

Život ve skupinách nejenže snižuje riziko predace (Pays et al., 2012), ale umožňuje také vyměňovat si informace o zdrojích potravy a jejich umístění (Couzin, Krause, 2003). Nevýhodami tohoto způsobu života je větší konkurence v příjmu potravy (Jakob, 2004) a reprodukčním procesu (Boyko et al., 2004), větší riziko přenosu patogenů (Thompson, Lendrem, 1985) a vyšší vnitrodruhová agresivita (Hoogland, 1979).

Zubr evropský je sociální druh, žijící ve skupinách, které se liší velikostí a složením v průběhu jednotlivých období, tj. dynamikou štěpení a fúze (Krašínski, 1978; Krašínska et al., 2000). Základní jednotkou je stádo o průměrném počtu 20 jedinců (Krašínski, 1967; Ramos et al., 2019). Do této skupiny patří krávy s telaty, dospívající jedinci obou pohlaví ve věku do tří let a příležitostně dospělí býci, zejména v období říje (Krašínski, 1967). Mimo období říje mají starší býci (4-6 let) tendenci vytvářet skupiny 2–10 jedinců, zatímco starší býci (> 6 let) se stávají samotáři (Krašínski et al., 1994; Ramos et al., 2015). Schneider et al. (2013) uvádí, že dospělí samci se toulají mimo dobu říje většinou ve skupinách 2–8 jedinců (59 % pozorování), zatímco samice s mláďaty a dospívajícími jedinci tvoří smíšená stáda v počtu až 30 jedinců.

McHugh (1958) zjistil, že u bizona amerického neexistuje žádný výlučný vůdce stáda, ale že některé dospělé krávy, které jsou součástí menšího okruhu hlavních samic, častěji iniciují pohyb stáda a v této činnosti se střídají. V souladu s tímto zjištěním je možné předpokládat, že funkce vedoucí samice stáda se sdílí také u zubra evropského (Ramos et al., 2015). Pozice jednotlivců v rámci pohybu stáda mají svoji specifickou organizaci, přičemž telata se často nacházejí uprostřed skupiny (Sueur, Petit, 2008). Toto chování je považováno za účinnou strategii ochrany telat před predátory, protože jedinci vpředu nebo na okraji stáda jsou nejvíce vystaveni nebezpečí (Bumann et al., 1997).

Někteří jedinci fungují jako tmel mezi ostatními členy stáda a jsou tedy ústředním bodem stability skupiny. Jejich odstranění (odstřel, odchyt, úhyn) může narušit sociální vazby a vyvolat nárůst agresivního chování (Colein, 2009; Formica et al., 2012). Pochopení podstaty a síly sociálních vazeb umožňuje identifikovat ústřední jednotlivce, kteří jsou nejvlivnějšími členy stáda (Colein, 2009). Tito jedinci mají největší vliv na sociální strukturu, a proto mají i pozitivní dopad na reprodukční úspěch (Colein, 2009; Sueur, Pelé, 2015).

Z hlediska mezidruhových vztahů se zubr, především během zimního období, dostává do kontaktu s ostatními chovanými druhy zvěře. Ve většině případů tyto druhy zubrovi bezkonfliktně ustoupí. Pouze tlupy prasete divokého (*Sus scrofa*)

byly v několika případech pozorovány, jak prochází mezi ležícími zubry, aniž by to vyvolalo nějaký náznak antagonismu ze strany zubra (Caboň- Raczyńska, 1983).

1.7. Prostorová preference

Chování a populační dynamika velkých býložravců jsou vyjadřovány diferenciálním výběrem stanovišť (Rosenweig, 1981). Záleží zde na kompromisech mezi pastevními příležitostmi s vysokou dostupností potravy, ale špatným ochranným krytem a stanovišti s dobrým ochranným krytem, ale nízkou nabídkou krmiva, důležitá je i tepelná expozice (Mysterud, Ims, 1998).

U přežvýkavců se cirkadiální¹ rytmus vyznačuje dlouhým cyklem příjmu potravy, po kterém následuje dlouhý cyklus přežvykování a odpočinku (Hofmann, 1989). To znamená, že výběr místa s vhodnými mikrohabitaty² pro odpočinek jsou zásadní pro ekofyzické a behaviorální požadavky zvířete (Schneider et al., 2013). Ekologické nároky zubra evropského a bizona amerického (*Bison bison*) se poměrně shodují (Baskin, 1979).

Výzkum výběru stanovišť zubra evropského za různých podmínek poskytuje důležité informace pro management tohoto ohroženého druhu (Newmar, 1996; Pucek, 2004). Budoucnost druhů, které jsou ohroženi chorobami, predátory, civilizačním tlakem, ztrátou biotopů a jsou vytlačeni do méně vhodných biotopů, představuje reálné riziko pro jejich přežití (Caughley, 1994).

Zubr evropský vykazuje charakteristické preference mikrohabitu spojeného s odpočinkem. Využívá k němu místa s nízkou viditelností, relativně vysokou hustotou porostu a malým množstvím hematofágního hmyzu (Schneider et al., 2013). Výběr těchto stanovišť ovlivňuje mikroklima, riziko predace, množství a kvalita potravy a hloubka a struktura sněhu (Mysterud, Ostbye, 1999).

Plumb et al. (2009), Bleier et al. (2012), Hofman-Kamińska, Kowalczyk (2012) uvádějí, že zubr evropský je druh preferující lesní prostředí (lesní specialista). Panuje však názor, že tento největší evropský suchozemský savec je příkladem

¹ Cirkadiální rytmus je biologický rytmus s periodou o délce 20–28 hodin. Cirkadiální rytmus je jeden z biorytmů, tedy kolísání aktivity a bdělosti nejčastěji s denní, měsíční nebo roční periodou.

² Mikrohabitat – stanoviště s malým prostorovým rozšířením

uprchlického druhu, který byl kvůli kombinaci zarůstání otevřených ploch po posledním postglaciálním období a rostoucím lidským tlakem donucen se přesunout do lesa (Cromsigt et al., 2012; Kerley et al., 2012). Tento proces byl posílen aktivním managementem člověka ve snaze vytvořit ze zubra „lesní druh“ (Kerley et al., 2012). Hustý kryt zvyšuje toleranci divoké zvěře k návštěvníkům lesa a lesnickému provozu (Czech, 1991; Taylor, Knight, 2003). Zubr preferuje oblasti s nízkou přítomností lidí (Kuemmerle et al., 2010). Je tedy pravděpodobné, že historické spojení zubra s lesními stanovišti odráží klasické chování (Caughley, 1994), které se vyhýbá hrozbám, a není způsobeno preferencí biotopů. Většina populací zubrů v Evropě je sice chována v oblastech s vysokým zastoupením lesů, ale původ druhu, jeho morfologická stavba, potravní nároky a vzorce preference stanovišť naznačují adaptaci na rozvolněné porosty nebo otevřené plochy (Kerley et al., 2012). Také trávící systém zubra evropského naznačuje jeho adaptaci na pastvu (Hofmann, 1989).

V Litvě, která se do reintrodukce zubrů zapojila v roce 1969, bylo prokázáno, že i přestože má zubr k dispozici velký komplex lesa, tráví většinu svého času na otevřených plochách a v rozvolněných lesních porostech (Balčiauskas, 1999). Mnoho autorů poukazuje na důležitost luk, lesních světlin a volných ploch na ekologii zubrů a popisují sezónní změny v obývaných biotopech (Kartsov, 1903; Kulagin, 1919; Koročkina, 1973; Balčiauskas, 1999). V plně zapojených lesních porostech preferuje listnaté nebo smíšené lesy, pokud mu to prostředí dovolí, vyhýbá se jehličnatým a mladým porostům (Marozas et al. 2019).

Zubr evropský v Bělověžském pralese prokazuje zvyšující se využívání otevřených ploch mimo les. Toto je pravděpodobně způsobeno rostoucí populací tohoto druhu, což vede k větším tlakům na otevřené plochy, kde jsou pěstovány atraktivní plodiny (Kowalczyk et al., 2013). Rozšíření prostorových preferencí na otevřené plochy je pozorováno u 70 % volně žijících zubrů (Kerley et al., 2012). V zimním období je zde tedy předkládáno seno na trvalých krmných místech, aby byly pokryty jejich potravní nároky, snížily se potencionální škody na zemědělských plodinách a také se snížila míra migrace z lesa (Kraśiński, 1978; Kraśiński, Kraśińska, 2007; Kozlo, Bunevich, 2009). Příkrmování na okrajích lesa bylo mnohem méně intenzivnější než v centrální části, ale ani to úplně nezabránilo expanzi zubrů na volné plochy,

kteřé nabízely atraktivní potravu v zimním období (Hofman-Kamińska, Kowalczyk, 2012).

Pravděpodobně vysoká poptávka po čerstvých píceinách 30–45 kg za den (Kalugin, 1968; Gebczyńska, Krasńska, 1972; Krasńska, Krasński, 2007) ovlivňuje kompromis mezi sháněním potravy na volných plochách a odpočinkem na krytých místech, kde roste omezené množství bylin (Gebczyńska et al., 1991; Kowalczyk et al., 2011).

U ostatních velkých býložravců je výběr místa získávání potravy a krycího mikrohabitatů často specifický podle pohlaví (Mysterud, Ostbye, 1999), přičemž samice vybírají stanoviště vhodná pro přežití potomků, která se vyznačují nízkou aktivitou predátorů a dobrým přístupem k potravním zdrojům (King, Smith, 1980; Main et al., 1996; Main, Coblenz, 1996). Pravděpodobně vzhledem k nízkému riziku predace se u zubrů neprojevují odlišnosti v preferenci mikrohabitatů mezi pohlavími (Krasńska, Krasński, 2007). Pouze Daleszyk et al. (2007) popsali rozdíly mezi pohlavími ve využívání stanovišť, kdy se samci vyhýbali jehličnatým porostům. Obecně platí, že zubří samec je méně citlivý k rušení než krávy s telaty (Krasńska, Krasński, 2007).

Využívání zemědělských ploch namísto zimních krmných míst v lese může být také strategií, která zabrání účinkům zimní agregace, jako je riziko přenosu chorob a parazitů (Wołk, Krasńska, 2004; Radwan et al., 2010; Pyziel et al., 2011).

Nebyl prokázán vliv poměru pohlaví na počet zubrů, kteří se pohybují mimo les, ale přímým pozorováním bylo pohlaví zubrů, kteří se na volných plochách objevovali, určeno ve prospěch samců (Hayward et al., 2011). To naznačuje větší prostorovou konkurenci mezi jedinci samčího pohlaví (Handley, Perrin, 2007; Pérez-González, Carranza, 2009). Bylo zjištěno, že dlouhotrvající sněhová pokrývka a nízké teploty výrazně omezují mobilitu zubrů (Krasńska et al., 2000).

Oblasti určené pro introdukci zubař by měly zahrnovat jak lesní, tak i otevřená stanoviště a měly by být dostatečně veliké, aby podporovaly životaschopnou populaci (Kowalczyk, 2013). Rozšíření populace zubař je dlouhodobý proces, který

je ovlivněn různými faktory, jako je růst populace, přítomnost a intenzita přirozené potravy, přikrmování a struktura stanovišť (Reynolds, 1998).

1.8. Rytmus denní aktivity

V období bez sněhu zubr stráví 50,4 % dne příjmem potravy, 31,9 % odpočinkem, včetně přežvykování a 7,7 % aktivitou bez příjmu potravy (Caboń-Raczyńska et al., 1987). V zimním období stráví 60 % dne odpočinkem, 30 % příjmem potravy a 10 % aktivitou bez příjmu potravy (např. chůze) (Caboń-Raczyńska et al., 1983). Podíl denní aktivity určené pro příjem potravy se mimo jiné liší podle počasí. Horké počasí může představovat prodloužení odpočinku na úkor pastvy (Caboń-Raczyńska et al., 1987). Tato pozorování potvrdili Koročkina (1972) u zubra evropského a Herrig, Haugen (1976) u bizona amerického. Rytmus denní aktivity je typický pro přežvýkavce, ve kterých se střídají fáze krmení s fázemi odpočinku (Brink, 1980). Všechny fáze rytmu denní aktivity jsou velmi synchronizované, což znamená že, skupina je vysoce konsolidovaná strukturální jednotka populace (Caboń-Raczyńska et al., 1987). Celé stádo se začíná pást nebo odpočívat současně v rozmezí 10–15 minut (Caboń-Raczyńska et al., 1983). Ve stádě devíti kusů zubra evropského v pražské zoo vykazovala zvířata úplnou shodu v rytmu činnosti v rámci stáda (Vajner, 1980).

U zubrů evropských, kteří žijí ve stádě, nebyly pozorovány žádné pravidelné návštěvy napajedel, jako je tomu u bizona amerického, který navštěvuje napajedla alespoň jednou denně (McHugh, 1958; Herring, Haugen, 1970). Tyto rozdíly mohou vyplývat z rozdílů v obsahu vody v potravě (Caboń-Raczyńska et al., 1987). V zimě zubři přijímají vodu a lížou sníh (Karcov, 1903; Kulagin, 1919), stejně jako bizon americký (McHugh, 1958).

Zubr evropský odpočívá buď vestoje nebo vleže. Nejčastěji leží na hrudní kosti, méně často na boku. Spánek se zavřenýma očima je zřídka pozorován během dne, a to převážně u dospělých krav a mladých jedinců. Spánek trvá 5–20 minut (Caboń-Raczyński, 1983).

1.9. Potravní strategie

Populace sudokopytníků v celé Evropě v posledních desetiletích silně roste. Současně s tímto nárůstem se objevují obavy z dopadu kopytníků na lesní ekosystémy (Gill, 1990; Gordon et al., 2004; Milner et al., 2006; Kuijper et al., 2009). Příčinou tohoto nárůstu jsou různé faktory, včetně mírných zim (Mysterud et al., 2001). Objevuje se stále více obav ohledně ekologických dopadů těchto rostoucích populací sudokopytníků, včetně jejich vlivu na lesnické hospodaření (Fuller, Gill, 2001; Côte et al., 2004; Gordon et al., 2004), což vede ke snaze o silnější kontrolu populace (Côte et al., 2004; Gordon et al., 2004). Proto je důležité, aby tato opatření byla založena na důkladném porozumění biologii kopytníků (Clutton-Brock, Albon, 1992). Zejména pohled na chování těchto zvířat při shánění potravy je zásadní pro předvídaní toho, jak a kde ovlivní přírodní a zejména lesní ekosystémy. Kopytníci zakládají svá potravní rozhodnutí na výběru potravy, která povede k získání nejvyšší míry bílkovin a energie (Langvatn, Hanley, 1993; Wilmschurt, Fryxell, 1995). Stromy a keře, tvoří důležitou součást potravy většiny evropských kopytníků obývajících lesy (Dzieciolowski, 1967; Morow, 1976; Gebczyńska, 1980; Gebczyńska et al., 1991).

Díky uvolňování lesních porostů může způsob a intenzita těžby reagovat na potřeby kopytníků a předcházet tím škodám na nich (Bobek et al., 1984; Reimoser, Gossow, 1996). Proto je velmi důležité prozkoumat, zda kopytníci skutečně preferují přirozenou biomasu v prosvětlených porostech. Tyto porosty přirozeně obsahují vyšší množství zmlazujících se dřevin a jejich druhové složení se liší od plně zapojených porostů (Runkle, 1981; Bobiec, 2007). Celková návštěvnost v rámci velkých lesních celků byla v rozvolněných porostech téměř dvakrát vyšší než v plně zapojeném lese (Kuijper et al., 2009). Množství dřevin (stromy a keře) konzumované zubry se zvýšilo se snížením přístupu k příkrmování objemovými krmivy v rozmezí od 16 % u intenzivně příkrmovaných kusů na 65 % u zubrů, kteří nebyli příkrmováni. A naopak množství bylinné potravy se snížilo z 82 % u intenzivně příkrmovaných kusů na 32 % u jedinců, kteří příkrmováni nebyli (Kovalczyk et al., 2011).

Zubr evropský je spíše spásač než okusovač (Hofmann, 1989; Gebczyńska et al., 1991) proto je předpoklad, že bude preferovat vyšší dostupností potenciálně kvalitních trav a bylin vyskytujících se v rozvolněných porostech (Modrý et al., 2004).

Přirozená potrava zubra se skládá ze tří hlavních složek: bylinné vegetace (pastva), větví a listů (okus) a kůry stromů (loupání). Pastva je převládající způsob příjmu potravy (Wroblewski, 1927; Borowski, Kossak, 1972; Koročkina, 1972). Okus byl pozorován převážně v červnu a červenci, tj. období nejvyšší nutriční hodnoty větví a listů (Droždž, 1979). Loupání v období bez sněhové pokrývky je sezónní a probíhá většinou v dubnu, kdy ještě není narostlé bylinné patro. V zimním období zubr nejčastěji loupe při oblevě (Caboň-Raczyńska et al., 1983).

U zubrů převládá preference rozvolněných porostů s bylinnou vegetací (Kuiper et al., 2009). Rozvolněné porosty nabízejí příznivé podmínky pro přirozené zmlazení s vysokou druhovou rozmanitostí a početností (Runkle, 1981; Wright et al., 2003; Bobiec, 2007), která v kombinaci s vysokou mírou růstu zvyšuje dostupnost potravy pro býložravce. Chemické složení rostlin je ovlivňováno úrovní dopadajícího světla. Dřeviny rostoucí za plného světla mívají zvýšené poměry uhlíku a dusíku, což snižuje nutriční kvalitu (Molvar et al., 1993; Hartley et al., 1997). Spásači tedy preferují velké množství biomasy, zatímco okusovači by měli vyhledávat rostliny s vyšší nutriční hodnotou v zapojeném lese (Kuiper et al., 2009). To je v souladu s Edenius (1993) a Hartley et al. (1997), kteří navrhli, aby okusové dřeviny a bylinné patro bylo pěstováno spíše v mírně rozvolněných porostech než v porostech s vysokou úrovní dopadajícího světla. Zubr evropský v případě konzumace dřevin preferuje habr obecný (*Carpinus betulus*) a lísku obecnou (*Corylus avellana*) (Bernadski et al., 1998; Kuiper et al., 2010). Tyto dřeviny jsou odolné vůči okusu a velmi dobře regenerují (Croxtton et al., 2004; Kuiper et al., 2010).

Široké druhové složení potravy ukazuje schopnost zubra přizpůsobit se novým stanovištím. Mezi nejčastěji konzumované rostlinné taxony v lesním prostředí uzavřeného chovu v dánském Bornholmu patřil ostružiník maliník (*Rubus idaeus*).

To naznačuje, že pastva zubra může v delším časovém horizontu přispět k omezení dominance keřového patra a vysokých trav (Hartvig et al., 2020).

Mnoho studií (Koročkina, 1969; Borowski, Kossak, 1972; Caboń-Raczyńska et al., 1987; Gebczyńska et al., 1991) prokázalo, že dřevní materiál hraje u zubrů podružnou roli v příjmu potravy v každém ročním období.

1.10. Predační tlak

U savců přežití a vývoj potomků závisí do značné míry na mateřských vztazích. Kopytníci jsou druh, u kterého jsou narozená mláďata dobře vyvinutá a schopná se pohybovat brzy po narození (Altmann, 1974). V této skupině savců se rozlišují dvě hlavní kategorie vztahů mezi matkou a mládětem v taktice vyhýbání se predátorům – skrytí a následování (Fischer et al., 2002). Hlavním rozdílem v chování je stupeň asociace mezi matkou a mládětem během prvních dnů života (Ofstedal, 1985). U zubra evropského se čerstvě narozené tele v separaci od ostatních členů skupiny naučí vůni a hlasu matky, aniž by je vyrušovali další členové skupiny (Egerton, 1962). Matky čerstvě narozených telat jsou nejvíce agresivní, takže jejich taktikou proti predátorům je spíše obrana než skrývání. Starší mláďata kopytníků se stávají rychlými, agilními a rozvíjejí dostatečnou výdrž, aby výrazně zvýšila šance na útěk před predátorem a nemusela se spoléhat na obranu ze strany matky (Geist, 1971; Estes, Estes, 1979; Green, 1992).

Předcházení útoků predátorem je hlavním faktorem, ovlivňujícím vývoj vztahů mezi matkou a mládětem. Hypotéza o sdružování na otevřených stanovištích, kdy je mláďe aktivně chráněno celým stádem, je velmi zřetelná u kopytníků (Fischer et al., 2002). Predace zubrů vlkem obecným (*Canis lupus*) v Bělověžském pralese byla pozorována jen výjimečně (Jędrzejewski et al., 1992; Okarma et al., 1995; Jędrzejewska, Jędrzejewski, 1998). Také nedávná studie Churski et al. (2021) ukázala, že vliv vlka na složení potravy zubra, z důvodu častého vyrušování nemá, na rozdíl od jelena evropského (*Cervus elaphus*), větší význam.

Další studie poukazují na účinek velkého množství jedinců ve stádě ve vztahu k zamezení riziku predace (Creel et al., 2005; Focardi, Pecchioli, 2005; Fortin et al., 2005; Conrad, Roper, 2007; Isvaran, 2007). Mezi největší výhody tohoto

způsobu obrany patří efekty ředění pozornosti a bdělosti, kdy stádo hlídají jen někteří jedinci, zatímco ostatní se mohou pást nebo odpočívat (Bertram, 1978; Delm, 1990).

1.11. Antropogenní tlak

Velcí savci mohou být zdrojem konfliktů díky působení škod v zemědělství nebo lesnictví, mohou také způsobit zranění nebo smrt člověka (Haidt et al., 2018). V Evropě je míra těchto konfliktů obecně nízká, dochází většinou ke škodám na lesních a zemědělských porostech (Treves, Naughton-Treves, 1999). Vzácní savci, mezi něž patří i zubři, jsou i turisticky zajímavými objekty (Malo et al., 2011). Rostoucí zájem o setkání s nimi a nedostatek pronásledování ze strany člověka vede často ke ztrátě plachosti, která může zvýšit riziko jeho napadení zubry (Whittaker, Knight, 1998). Reakce zubrů na člověka do značné míry závisí na okolnostech setkání, na reakci vůdce a stupni znepokojení zvířat. Vedoucí kráva zřejmě ovlivňuje reakci celého stáda (Caboň-Raczyńska et al., 1987). Zubr evropský není agresivní druh a obvykle před lidmi přehází. K útokům dochází pouze při přiblížení na krátkou vzdálenost a také při vyrušování po delší dobu. Většina útoků zubrů má podobu krátkého pronásledování je zaměřena hlavně na rušitele, který překoná útekovou vzdálenost (Haidt et al., 2018). Osvěta a informování lidí, kteří se pohybují v prostředí, kde se zubři vyskytují, pomáhá předcházet rušení zubrů a tím i následným konfliktům (Haidt et al., 2018).

U velkých savců může být časté vyrušování spojené se sníženou kondicí prostřednictvím omezeného přístupu k preferovaným stanovištím, narušenou sociální strukturou, zvýšeným napětím a výdaji energie (Breed et al., 2017). Po překročení útekové vzdálenosti obvykle ustupují (Moen et al., 2012), ve vzácných případech je jejich odpovědí obrana nebo útok (Borkowski et al., 2006). Tato vzdálenost se liší podle druhu a může být ovlivněna mnoha proměnnými, jako je věk, pohlaví, období rozmnožování, porod, péče o mládě, zdravotní stav zvířat, velikost skupiny, roční období, počáteční vzdálenost vetřelce a intenzita rušení (Tarow, Blumstein, 2007; Stankowich, 2008).

1.12. Zdravotní rizika

Zvířata chovaná v uzavřených chovech jsou často imunologicky naivní a náchylnější k patogenům (Kołodziej-Sobocińska et al., 2018). Zdravotní ohrožení připadá v první řadě na pozdě narozená telata, která rostou pomaleji a jsou první, která jsou napadena invazivními parazity. Tito parazité jsou v řadě případů příčinou úhynů (Kraśiński, 1978).

Introdukce zvířat by mohly přinést nebezpečí ve formě přenosu nemocí, zejména infekcí, včetně parazitických. Tyto infekce potom představují potenciální nebezpečí pro populaci původní zvěře (Vadlejch et al., 2017). Programy reintrodukce zubra by tedy měly zvážit i dopad patogenů na populaci a zahrnout i kontrolovanou expozici chovaných zvířat konkrétním parazitem před vypuštěním (Kołodziej-Sobocińska et al., 2018). V uzavřených chovech, které se převážně využívají pro reintrodukci, jsou zvířata pravidelně odčervována a ve většině případů nemají předchozí kontakt s patogeny, vyskytujícími se ve volné přírodě (Viggers et al., 1993).

Současnou populaci zubrů tvoří úzce příbuzní jedinci, což má vliv na jejich zdraví a imunitu. Mezi zdravotní rizika u tohoto druhu patří virová, bakteriální a parazitická onemocnění (Kita, Anusz, 2006; Kraśińska, Kraśiński, 2007). U zubra evropského bylo prokázáno 88 druhů parazitů, jako jsou prvoci, roztoči, motolice, tasemnice, hlísti a roztoči (Karbowiak et al., 2014).

Zubr evropský byl v roce 1998 označen jako nový hostitel pro invazivního parazitického hlísta *Aschwortius sidemi* (Drożdż et al., 1998). Od té doby se postupně zvyšuje prevalence³ tohoto invazivního parazita u zubra evropského (Drożdż et al., 2003). V současnosti představuje aschwortióza vážné ohrožení zdraví pro populaci zubra evropského (Osinska et al., 2010; Radwan et al., 2010). Z 88 druhů parazitů prokázaných u zubra evropského je tento hlíst sající krev nejpatogennější (Drożdż et al., 1998; Karbowiak et al., 2014). Dospělci se nacházejí v žaludku (slezu) a vajíčka vylučují pomocí výkalů. Zubr se tedy infikuje přímo

³ **Prevalence**, podíl počtu jedinců trpících danou nemocí k počtu všech jedinců ve sledované populaci. Je vztažena k určitému časovému okamžiku (momentu) a obvykle se vyjadřuje v procentech

pastvou kontaminovaných rostlin (Drozd et al., 1998). Vysoká úroveň infekce *Aschwortius sidemi* vede ke zhoršení parametrů čevených krvinek, což může zubry oslabit a zvýšit jeho citlivost na jiné patogeny (Kołodziej-Sobocińska et al., 2016; Pyziel et al., 2011; Radwan et al., 2010.)

Aschwortius sidemi je hematofágní⁴ hlíst, který byl původně popsán u jelena siky (*Cervus nippon hortulum*) v oblasti nedaleko Vladivostoku (Schulz, 1933). Introdukce jelena siky do evropských zemí přineslo kolonizaci místních druhů tímto invazivním parazitem. Jeho výskyt byl prokázán ve volné přírodě u jelena evropského (*Cervus elaphus*), srnce obecného (*Capreolus capreolus*) (Demiaszkiewicz et al., 2009), daňka evropského (*Dama dama*) (Kowal et al., 2012) nebo losa evropského (*Alces alces*) (Demiaszkiewicz et al., 2013). *Aschwortius sidemi* byl do České republiky zavlečen jelenem sikou v minulém století (Kotrlá, Kotrlý, 1973). Tento parazit byl v České republice naposledy potvrzen v pozdních sedmdesátých letech (Kotrlá, Kotrlý, 1977). Od této doby až do roku 2017 zde nebyly potvrzeny žádné další nálezy (Vadlejch et al., 2017).

Zubří samci často trpí onemocněním postihujícím jejich reprodukční orgány známým jako balanopostitida⁵, zejména v linii LB (Wolf et al., 2000).

⁴ **Hematofágní** paraziti přenášejí na své hostitele širokou škálu patogenů průvodců, kteří mohou vyvolat nákazy

⁵ **Balanopostitida** je zánět žaludu a předkožky penisu. Jeho typickým projevem je bolestivý otok předkožky a hnisavý výtok z předkožkového vaku.

2. Materiál a metody

2.1. Obora Židlov

Všechny výzkumy byly provedeny v oboře Židlov a okolní honitbě Ralsko. Obora Židlov patří se svými 3 780 ha mezi největší oborní chovy ve střední Evropě. Nachází se v severní části České republiky (50°36'33.258"N, 14°50'33,421"E). Vlastníkem obory a přilehlé honitby Ralsko o výměře 21 464 ha jsou Vojenské lesy a statky ČR, s. p., divize Mimoň. Obora vznikla v roce 2000 na území bývalé tankové střelnice. Centrální část tvoří otevřená travní a keřová společenstva ranních sukcesních stádií, vzniklých počátkem devadesátých let. Prsteneček kolem bývalých střelnic tvoří lesní komplex s převahou borových a smrkových porostů. V oboře se vyskytují zemědělsky obhospodařované pastviny, které jsou pravidelně obnovovány. Obora je hojně využívána turisty. Hlavní zvěř je zde jelen lesní v normovaném počtu 850 kusů a muflon v počtu 150 kusů. Ze spárkaté zvěře se zde dále vyskytuje prase divoké, srnec obecný a daněk evropský. Od roku 2013 byl v přilehlé honitbě Ralsko poprvé pozorován výskyt vlka obecného. Od té doby se zde vlk pravidelně rozmnožuje. Výskyt tohoto predátora v oboře Židlov byl pravidelně pozorován až do roku 2018, kdy bylo celé oplocení zajištěno úpravou proti jeho průnikům.

2.2. Zubr evropský

Zubří stádo ve složení čtyři krávy a jeden býk bylo dovezeno do obory Židlov 15. ledna 2011. Samice pocházely z Bělověžského národního parku a byly získány odchytom z volné přírody. Samec byl dovezen z generačního chovu z Kampinovského národního parku. Zubří byli po odchytu umístěni na dva měsíce do karantény v Polsku. Nevykazovali žádné příznaky klinických chorob a byli vyšetřeni na brucelózu, tuberkulózu, leukemii a nemoc modrého jazyka. V roce 2017 bylo dovezeno dalších 5 kusů na oživení chovu. K 31. 12. 2019 bylo v oboře Židlov chováno 34 kusů. Krávy s telaty, dospívajícími jedinci a hlavním býkem stále tvoří jednu skupinu, kterou vede nejstarší samice. Býci starší tří let se pohybují samostatně nebo v malých skupinách.

2.3. Sledování aktivity stáda

GPS obojkem (VECTRONIC Aerospace GmbH; typ Plus 5D) byla označena hlavní kráva, která zpravidla určuje a řídí aktivitu stáda. Tento obojek dovoluje zaznamenat až 50 000 pozic, jeho hmotnost je 1 130 gramů. Data byla pomocí GSM modulu přenášena na server zver.gris.cz, kde byla zálohována (Jarolímek et al., 2012; Jarolímek et al., 2014)). Pohyb byl sledován v letech 2014 až 2018. Ze získaných dat byla vyřazena ta, která měla hodnotu DOP (Dilution of Precision) větší než 6 a nebyla validní. Nepoužívat GPS pozice s hodnotou vyšší než 6 doporučuje většina literárních zdrojů publikovaných na toto téma (Lewis et al., 2007; Frair et al., 2010). Záznamová frekvence byla 30 minut. V analýzách byla použita pouzta data s tímto intervalem. Data s intervalem větším byla odstraněna, aby byla zachována jejich homogenita. Vzdálenosti totiž v takovýchto případech mohou být zkresleny.

2.4. Sledování parazitologického zatížení

V zájmu parazitologického průzkumu byly abomasum a dvanáctník zpracovány standardními parazitologickými technikami. Vzorky byly odebrány ze čtyř ulovených kusů. Jednalo se o jednoho tříletého zubřího samce, jednu samici ve věku 6 let a další dva vzorky pocházely ze dvou laní jelena lesního. Pro kontrolu byly odebrány také vzorky trusu z konečníku. Obsah orgánů byl spojen se sliznicemi a prošel příslušným sítem. Získané nematody byly uchovávány v 70% ethanolu a následně studovány za použití mikroskopu. Bylo vybráno deset morfologicky identifikovaných dospělých nematodů a tyto byly jednotlivě identifikovány pomocí molekulárních technik.

3. Výstupy výzkumu ve formě článků

3.1. Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season

Článek byl napsán autory Jaroslav Červený, Miloš Ježek, Michaela Holá, Miloslav Zikmund, Tomáš Kušta, Vladimír Hanzal, Rudolf Kropil a vydán v roce 2014 v *Lesnický Casopis Forestry Journal* 60199–204

Abstrakt

Zubr evropský (*Bison bonasus*) vyhynul ve volné přírodě na začátku 20. století. Následně byl ze zajetí reintrodukovan do několika oblastí střední Evropy a od té doby jeho početnost roste. Jeho současný výskyt je však rozdělen pouze do menších izolovaných populací, jejichž další rozvoj je podmíněn vytvořením konceptu vzájemného propojení těchto populací. Pro vytvoření a realizaci tohoto konceptu je kladen důraz na znalost prostorové aktivity zubra a jeho preference prostředí. Tyto znalosti budou důležité především v oblastech dalších zamýšlených reintrodukcí v územích poznamenaných a intenzivně využívaných lidskou činností. Studie se zabývá celodenní aktivitou a využitím území reintroduhovaného stáda zubrů v oboře Židlov ve vegetačním období (duben až září 2014). Byla sledována hlavní samice, označená GPS obojkem s GSM module. Domovský okrsek stáda byl během letního období 29,5 km² a velikost průměrného denního využívaného území byla 0,5 km². Zubři v tomto období během dne preferovali lesní prostředí a během noci naopak otevřené plochy. Zubří stádo nevykazovalo výrazné preference pro jednotlivě typy lesních porostů.

Klíčová slova: *Bison bonasus*, GPS obojek, denní ušlá vzdálenost, preference prostředí

3.2. Health risks associated with wild animal translocation: a case of the European bison and an alien parasite

Článek byl napsán autory Jaroslav Vadlejch, Iveta A. Kyriánová, Kateřina Rylková, Miloslav Zikmund, Iva Langrová a vydán v roce 2017 v *Biol Invasions* 19:1121-1125

Abstrakt

Reintrodukce druhu může být nebezpečná ve formě přenosu nemoci, zejména infekcí, které nejsou rozpoznatelné pouhým pozorováním. Zubr evropský byl v Polsku v roce 1998 uznán jako hostitel invazivního parazitického hlísta sajícího krev *Aschwortius sidemi*. Od této doby je u zubrů pozorován jeho stále častější výskyt. V tomto výzkumu byl zkoumán obsah slezu a dvanáctníku dvou zubrů evropských a dvou jelenů evropských ulovených v oboře Židlov. *Aschwortius sidemi* byl pomocí morfologických a molekulárních metod identifikován u všech zkoumaných vzorků. Intenzita infekce byla vyšší u zubrů než u jelenů. Tyto nálezy představují první objevenou infekci aschwortiózou v České republice od 70. let minulého století. Vzhledem k tomu, že typickým hostitelem tohoto hlísta je jelen sika (*Cervus nippon*), který se v oboře Židlov nikdy nevyskytoval, je zde předpoklad, že *Aschwortius sidemi* byl do této lokality zavlečen spolu s dovozem zubrů. Standardními veterinárními postupy nebyl tento parazitický hlíst u dovezených kusů diagnostikován. Dá se očekávat, že se *Aschwortius sidemi* bude postupně rozšiřovat po území České republiky a kolonizovat další druhy zde se vyskytujících přežvýkavců.

Klíčová slova: zubr evropský, *Aschwortius sidemi*, diagnostika, morfometrie

3.3. Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, Northern Bohemia

Článek byl napsán autory Jaroslav Červený, Miloslav Zikmund, František Flíček a byl vydán v roce 2019 v Beitrage zur Jagd- und Wildforschung, B. 44 191-198

Abstrakt

První výskyt vlka obecného (*Canis lupus*) byl v regionu Ralsko prokázán v roce 2013. V tomto regionu se nacházejí tři režijní honitby Vojenských lesů a statků ČR, s. p.: Ralsko (21 464 ha), obora Velký Dub (534 ha) a obora Židlov (3 794 ha). V období let 2014–2018 bylo nalezeno 653 kusů kadáverů zvěře stržených vlkem. Nejčastěji ulovená zvěř byl daněk evropský (35,1 %), následovaná muflonem (25,1 %), srncem obecným (21,1 %), jelenem evropským (10,6 %) a prasetem divokým (8,01 %). Nebyl zaznamenán ani jeden případ predace zubra evropského, dokonce ani pozdně narozených telat. Během útoků na ostatní zvěř nicméně zubři reagovali na přítomnost vlků a změnilo se jejich chování, kdy využívali stanoviště co nejvíce vzdálená místům, kde vlci lovíli. V roce 2018, po zabezpečení oplocení obou obor proti průniku vlků, ustala i predace na zvěři chované v oboře.

Klíčová slova: predace vlkem, kopytníci, péče o zvěř

3.4. Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj

Článek byl sepsán autory Jaroslav Červený, Miloslav Zikmund, Zdeněk Vitáček a Alena Červená a vydán v roce 2020 v Bohemia centralis 36, 525-544

Abstrakt

Autoři této publikace podávají zprávu o výsledcích výzkumu savců v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj, který bezprostředně navazuje na oboru Židlov. Ve sledovaném území bylo zaznamenáno celkem 42 druhů savců (6 druhů hmyzožravců, 16 druhů hlodavců, 12 druhů šelem, 7 druhů sudokopytníků a 1 zajícovec). Celkem bylo odchyceno 149 kusů malých savců do odchytových pastí. Další druhy byly zachyceny pomocí fotopastí. Ostatní druhy byly zaznamenány během denních a nočních pozorování, sledování stop na sněhu, sběru trusu a jedinců nalezených v okolí silnic. Jeden druh byl popsán na tomto území poprvé: šakal obecný (*Canis aureus*). Významným druhem ovlivňujícím hospodaření v oboře Židlov je vlk obecný (*Canis lupus*), jehož výskyt v této lokalitě byl prokázán již v roce 2013, a má vliv na chování zubra evropského.

Klíčová slova: severní Čechy, hmyzožravec, hlodavec, šelma, sudokopytník, zajícovec

3.5. Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open habitats?

Článek byl napsán autory Miloslav Zikmund, Miloš Ježek, Václav Silovský a Jaroslav Červený a vydán v roce 2021 v *Lesnický Casopis Forestry Journal*

Abstrakt

Zubr evropský je v současné době introdukován do nových oblastí a různých typů prostředí, stále však chybí jednotný názor na jeho habitatové preference a jednoznačnou identifikaci jeho přirozeného prostředí. Zubr je považován za druh preferující lesní prostředí. Důvodem však může být to, že byl přinucen přesunout se do lesa kvůli kombinaci zarůstání ploch a rostoucího lidského tlaku. Vzhledem k tomu, že zubr potřebuje denně velké množství vegetace, je v posledních letech často introdukován na sukcesní stanoviště, kde by měl sloužit k jejich přirozenému obhospodařování. Výsledky tohoto výzkumu však naznačují, že zubr preferuje vysoce kvalitní potravu a sukcesní plochy navštěvuje ze všech porostů nejméně. Zvířata během celého roku upřednostňovala obhospodařované louky a krmná místa. To ukazuje velkou míru plasticity zubra ve výběru potravy a lze ho tak označit za generalistu. Tuto teorii podporuje také vysoká intenzita využívání krmných míst. Zubra lze tedy využít pro slepšování bylinné a keřové skladby na sukcesních plochách pouze v případě, že se jedná o menší oplocené pozemky a farmy, kde má zubr omezený výběr stanovišť a zdrojů potravy.

Klíčová slova: zubr evropský, otevřené plochy, preference stanovišť, les

4. Diskuze

Hlavním cílem strategie ochrany zubra evropského je vytvořit životaschopnou populaci, propojenou s dalšími oblastmi chovu (Pucek et al., 2004; Krasińska, Krasiński, 2007). Ke splnění tohoto cíle je třeba podstatně rozšířit populaci tohoto druhu v oblastech značně poznamenaných a využívaných lidskou činností. Rozdílné názory a poznatky o podrobném využívání a preferencích biotopů v kulturní krajině Evropy jsou hlavními překážkami pro plánování rozvoje populace zubra evropského. Dvě z publikovaných prací (Červený et al. 2014; Zikmund et al. 2021) se zabývají studiem denního rytmu a využití biotopu stádem zubrů, kteří jsou formou polodivokého chovu chováni v jedné z největších obor v Evropě. Výsledky těchto prací naznačují, že prostorové chování těchto zvířat není nijak podstatně odlišné ve srovnání s volně žijící populací v oblastech méně ovlivněných lidskou činností (Marozas et al., 2019). Během vegetační sezóny upřednostňovalo zubří stádo v oboře Židlov v průběhu dne lesní plochy, nejčastěji porosty starší šedesáti let, což se shoduje se zjištěním habitatových preferencí v Litvě (Balčiauskas, 1999; Marozas et al., 2019). V průběhu noci se vyskytovalo především na pastevních plochách. Nicméně mnoho předchozích studií však naznačuje, že zubr preferuje otevřená stanoviště (Daleszyk, Bunevich, 2009; Kerley et al., 2012) a že čas strávený v zalesněných plochách je reakcí na vyhýbání se hrozbám a ne preferencí stanovišť (Drucker, Bocherens, 2009). Antropogenní tlak v oboře Židlov je na poměrně nízké úrovni, jsou zde vymezeny klidové zóny a na sukcesní ploše bývalé střílnice nedochází během celého roku, s výjimkou lovecké sezóny, k téměř žádnému vyrušování zvěře. Dalo by se tedy předpokládat, že zubří začnou postupem času preferovat otevřená stanoviště (např. Kerley et al., 2020). Výsledky předloženého výzkumu se však spíše blíží hypotéze Verkaar et al., (2004) nebo Perzanowski et al., (2019), že zubr evropský je tzv. lesní specialista a při plánování jeho další reintrodukce je třeba počítat s tím, že optimální prostředí pro jeho chov musí zahrnovat nejen otevřené plochy, ale i lesní porosty, a že je třeba počítat s jeho příkrmováním.

Výsledky sledování zubřího stáda v průběhu všech ročních období ukázaly, že preference prostředí jsou závislé především na dostupnosti potravy (Zikmund et al.

2021). Ačkoliv zubři nejšastěji v průběhu celého roku využívali lesní prostředí, tak na podzim, v období, kdy v lese již chybí kvalitní bylinné patro, využívali především udržované travní porosty. V zimním období preferovali především krmná místa v kombinaci s odpočinkem v lesních porostech.

Jak již zmínili Cromsigt et al., (2012) nebo Kerley et al., (2012), zubři změnili své chování po posledním postglaciálním období, které souviselo s úbytkem otevřených ploch a zvyšující se aktivitou lidí, pro které byli kořistí, a začali preferovat lesní typy prostředí, zejména během dne. Jejich častý pohyb na otevřených plochách v nočních hodinách tak může být důsledkem potřeby kvalitnější pastvy, kdy stejně jako jiní přežvýkavci vyhledávají potravně bohatší biotopy v době, kdy je menší míra antropogenního tlaku, popřípadě predace. Potřebu kvalitní pastvy potvrzují také výsledky této disertační práce. Bylo zjištěno, že zubři v průběhu vegetačního období preferují kvalitní travní porosty, pravidelně obnovované a udržované. Podíl těchto porostů na celkové rozloze obory Židlov je pouze 5 %, ale zubři je využívají, především v letním a podzimním období z až 33 % (léto) celkového denního času a při kalkulaci Jacobsonova indexu byla prokázána jejich vysoká preference. Naopak nejméně preferovanými porosty v průběhu celého roku byly sukcesní křovinaté plochy bývalé tankové střelnice, a to i přesto, že tyto porosty tvoří 43 % celkové výměry obory. Nelze tedy zcela souhlasit se závěry Jirků, Dostál, (2020), kteří tvrdí, že zubři ochotně a ve velkém množství spásají problematické dvouděložné rostliny na sukcesních stanovištích a tím pomáhají k obnově květnatých trávníků. Tento management lze provozovat pouze v oplocených prostorech, kde zubři nemají nabídku kvalitnější pastvy

Výzkum pozitivivity chovaných zubrů a jelenů evropských na přítomnost invazivních hlístic *Aschwortius sidemi*, která byla na území České republiky popsána naposledy v sedmdesátých letech minulého století (Kotrlá, Kotrlý, 1977), byl proveden analýzou obsahu slezu a dvanáctníku u čtyř ulovených kusů zvěře vyskytující se v oboře Židlov. A různé stupně napadení tímto parazitem byly prokázány u všech z nich. Vyšetření trusu, odebraného z konečníků stejných kusů toto napadení buď vůbec neprokázalo, nebo bylo nalezeno pouze zanedbatelné, těžce detekovatelné, množství vajíček. Diagnostika při postmortální identifikaci obsahu zažívacího

traktu je tedy mnohem přesnější než diagnostika intravitální⁶. Je známo, že napadení zvířete většinou druhů hlístic čeledi *Strongylidae* lze zcela precizně zjistit z odebraného trusu (Eysker, Ploeger, 2000), u parazita *Aschwortius sidemi* tato hypotéza neplatí, v naší studii bylo prokázáno, že i když vyšetřované zvíře bylo napadeno poměrně masivně, bylo v odebraném trusu zjištěno pouze zanedbatelné množství vajec. Moskwa et al., (2014) vyvinul jednoduchou a efektivní metodu založenou na detekci *Aschwortius sidemi* pomocí DNA získané z infekčních larev. Přesnost této metody je podmíněna dostatečným množstvím infekčních larev v napadeném kusu. Zároveň byla v rámci výzkumu identifikována kontaminace prostředí tímto hlístem. Hypotézu, že k zavlečení tohoto parazita do obory Židlov došlo díky dovozu zubra, podporuje i fakt, že dle Schulze (1933) je typickým hostitelem jelen sika (*Cervus nippon*), který se v oboře nikdy v minulosti nevyskytoval. Standardní veterinární vyšetření, která se běžně používají před vypuštěním, neobjevila, díky nesprávnému intravitálnímu vyšetření, napadení dovezených zubrů tímto parazitem. Vzhledem k tomu, že napadení bylo prokázáno i u jelení zvěře a tento parazit má negativní dopad na kondici všech hostitelů, má jeho monitoring v České republice zásadní význam. Infikovaná zvířata projevují známky letargie, celkové tělesné únavy a pokles fyzické kondice (Kołodziej-Sobocińska et al., 2016). Léčbu tohoto napadení lze provádět pomocí přípravků na bázi ivermektinu (Kaplan, 2004).

Z predátorů, kteří by mohli ovlivňovat chování zubra v přírodě České republiky, přichází v úvahu pouze vlk obecný (*Canis lupus*), který se v oblasti vyskytuje od roku 2013 (Červený et al. 2020). V honitbě navazující na oboru Židlov byl také prokázán výskyt šakala obecného (Červený et al. 2019), nicméně jeho vliv na chování zubrů prokázán nebyl. Predace vlkem v oboře Židlov byla prokázána především na původně chovaném muflonovi, jehož stavy během tří let výskytu vlka klesly na nulu. Vlci velmi rádi loví také ostatní spárkatou zvěř vyskytující se v oboře Židlov. Podle nalezených kadáverů zvěře ulovené vlky lze souhlasit se závěry Fejklová et al, (2004), že nejčastější potravou vlka v podmínkách střední Evropy je zvěř mufloní, daňčí a srnčí. Kadávery prasete divokého byly nalezeny

⁶ Intravitální – od živých kusů

pouze v 8,1 % případů. Přítomnost vlka má vliv i na chování zubra v oboře Židlov. I když nebyl zaznamenán ani jeden případ predace zubra evropského, reagovali zubři na přítomnost vlků tím, že se změnilo jejich chování, kdy začali preferovat stanoviště co nejvíce vzdálená místům, kde vlci právě lovíli (Červený et al. 2019). Od roku 2018, po zabezpečení oplocení obory Židlov proti průniku vlků, se tato šelma v oboře nevyskytuje.

Závěr

Výsledky této práce podporují myšlenku reintrodukce zubra do volné přírody v České republice. V úvahu přicházejí oblasti o větších výměrách, jako jsou vojenské výcvikové prostory, národní parky nebo majetky velkých vlastníků půdy s výměrou minimálně 30 km². Takovéto prostory jsou dostatečně veliké, aby umožňovaly přirozené chování zubra. Území, na které by byl zubr vypuštěn, by mělo zahrnovat jak lesní porosty, tak i volné plochy s možností kvalitní pastvy na pravidelně obhospodařovaných travních porostech. Je třeba také počítat s příkrmováním v období snížené nabídky přirozené potravy, především z důvodu omezení škod na lesních a zemědělských pozemcích a minimalizace migrace mimo zamýšlené území. Ve vztahu k dalším druhům chované zvěře je zubr dominantní především u atraktivních potravních zdrojů, jako jsou krmná zařízení a pastevní políčka. Je tedy třeba naplánovat a vybudovat jejich dostatečné množství o adekvátní velikosti tak, aby nedocházelo k negativním jevům v rámci mezidruhové kompetice. Je také nutné pravidelným odběrem vzorků, především z ulovených kusů, monitorovat zdravotní stav populace a na základě těchto výsledků provádět případnou léčbu. Důraz by měl být kladen především na napadení parazity a zdravotní stav nově vypouštěných jedinců. Na územích se záměrem chovu zubra, by měl být omezený antropogenní tlak, případně plánováno jeho usměrnění s minimalizací kontaktu zubr-člověk. Přítomnost velkých predátorů se nejeví jako problematická. Ačkoliv zubr patří mezi ohrožené druhy, výsledky této práce naznačují, že pro jeho chov je vhodnější forma manipulativního managementu ochrany a péče. Tento přístup zahrnuje i redukci počtů chovaných jedinců z důvodu zkvalitňování fyzické a zdravotní kondice, udržování dobrých životních podmínek zvířat a předcházení konfliktů s lidmi. Všechna tato doporučení jsou však v současné době omezena legislativou, kdy zubr evropský nepatří ze zákona mezi zvěř a nelze ho tedy chovat ve volné přírodě. Proto jsou chovy na území České republiky odkázány pouze na pozemky oplocené, tedy chovy oborní a zájmové.

Seznam literatury

1. Altmann, J., 1974: Observational study of behavior. *Behaviour* 49: 227-267.
2. Anděra, M., 2000: Atlas rozšíření savců v České republice – Předběžná verze III. Hmyzožravci (*Insectivora*). Národní muzeum, Praha, 108 pp.
3. Anděra, M., 2010: Current distributional status of insectivores in the Czech Republic (Eulipotyphla). *Lynx, n. s. (Praha)*, 41: 15–63.
4. Anděra, M., Beneš, B., 2001: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (*Rodentia*) – část 1. Křečkovití (*Cricetidae*), hrabošovité (*Arvicolidae*), plchovití (*Gliridae*). Národní muzeum, Praha, 156 str.
5. Anděra, M., Beneš, B., 2002: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (*Rodentia*) – část 2. Myšovití (*Muridae*), myšivkovití (*Zapodidae*). Národní muzeum, Praha, 116 str.
6. Anděra, M., Červený, J., 2004: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (*Rodentia*) – část 3. Veverkovití (*Sciuridae*), bobrovití (*Castoridae*), nutriovití (*Myocastoridae*). Národní muzeum, Praha, 76 str.
7. Anděra, M., Červený, J., 2008: Změny rozšíření králíka divokého (*Oryctolagus cuniculus*) na území České republiky (*Lagomorpha: Leporidae*). *Lynx, n. s. (Praha)*, 39: 5–23.
8. Anděra, M., Červený, J., 2009 a: Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (*Artiodactyla*). Národní muzeum, Praha, 88 str.
9. Anděra, M., Červený, J., 2009 b: Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha, 215 str.
10. Anděra, M., Gaisler J., 2012: Savci České republiky. Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia Praha, 285 str.
11. Anděra, M., Hanzal, V., 1995a. Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. I. Sudokopytníci (*Artiodactyla*), zajíci (*Lagomorpha*). *Národní muzeum, Praha*, 64 pp.
12. Anděra, M., Hanzal, V., 1995b: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. II. Šelmy (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha, 85 str.
13. Ansorge, H.; Kluth, G., Hahne, S., 2006: Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriol.* 51(1): 99–106.
14. AOPK ČR, 2017: Nálezová databáze ochrany přírody [on-line databáze; portal.nature.cz].
15. Balčiauskas, L., 1999: European Bison (*Bison Bonasus*) in Lithuania: Status and Possibilities of Range Extension, *Acta Zoologica Lituanica*, 9:3, 3-18
16. Balčiauskas, L., Kazlauskas, M., 2014: Forty years after reintroduction in a suboptimal landscape: public attitudes towards European bison. *European Journal of Wildlife Research*, 60:155–158.
17. Baskin L.M. 1979: Ecology and behaviour of the bison. The bison. Morphology, systematization, evolution, ecology., *the Science, P.* 442–470.
18. Bárta, Z., Benda, P., 1998: K rozšíření myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*) v severním pohraničí Čech. *Lynx n. s. (Praha)*, 29: 7–10.
19. Beran, L., Pořízek, L., Smrž, M., Šenk, L., Procházka J.. 2012: Máchův kraj – nová část CHKO Kokořínsko. *Ochrana přírody*, 5: 2–6.

20. Bernadzki, E., Bolibok, L., Brzezicki, B., Zajaczkowski, J., Zybura, H., 1998: Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science* 9: 229–238.
21. Benecke, N., 2005: Animal husbandry and hunting in pre- and early history on Buyukkayain Bogazkoy-Hattusa, Central Anatolia. *Environ. Archaeol.* 10: 219-219.
22. Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P., 2000: Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132:39–50.
23. Bertram, B.C., 1978. Living in groups: predators and prey. *Behav. Ecol.* 64-96.
24. Bleier, N., Lehoczki, N., Újváry, D., Szemethy, L., Csányi, S., 2012: Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriol* 57:351–359. doi:10.1007/s13364-012-0082-0
25. Bobek, B., Boyce, M.S., Kosobucka, M., 1984: Factors affecting Red Deer (*Cervus elaphus*) population density in southeastern Poland. *Journal of Applied Ecology* 21: 881-890.
26. Bobiec, A., 2007: The influence of gaps on tree regeneration: a case study of the mixed lime-hornbeam (*Tilio-carpinetum* Tracz. 1962) communities in the Białowieża Primaver Forest. *Polish Journal of Ecology* 55: 441-455.
27. Borkowski, J.J., White, P.J., Garrott, R.A., Davis, T., Hardy, A.R., Reinhart, D.J., 2006: Behavioral responses of bison and elk in Yellowstone to snowmobile and snow coaches. *Ecological Applications* 16:1911–1925.
28. Borowski, S., Kossak, S., 1972: The natural food preferences of the European bison in season free of snow cover. *Acta Theriol.*, 17: 151-169.
29. Boyko, A. R., Gibson, R. M., Lucas, J. R. 2004: How predation risk affects the temporal dynamics of avian leks: greater sage grouse versus golden eagles. *American Naturalist*, 163:154-165.
30. Brandtberg, N. H., Dabelsteen, T., 2013: Habitat selection of two European bison (*Bison bonasus*) on the Danish island Bornholm. *European Bison Conservation Newsletter*, 6:73–80.
31. Bradshaw, R.H.W., Hannon, G.E., Lister, A.M., 2003: A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *For. Ecol. Manage.* 181: 267–280.
32. Breed, G.A., Matthews, C.J.D., Marcoux, M., Higdon, J.W., LeBlanc, B., et al., 2017: Sustained disruption of narwhal habitat use and behavior in the presence of Arctic killer whales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 14:2628–2633.
33. Brink Van den, W.J., 1980: The behaviour of wisent and bison in larger enclosures. *Acta Theriol.*, 25: 115-130.
34. Brtek, Ľ., Voskár, J., 1987: Potravná biológia vlka v podmienkach slovenských Karpát. *Biológia*, 42: 985-990.
35. Bugmann, H., Weisberg, P.J., 2003: Forest-ungulate interactions: monitoring, modeling and management. *Journal for Nature Conservation* 10: 193–201.
36. Bumann, D., Krause, J., Rubenstein, D., 1997: Mortality risk of spatial positions in animal groups: the danger of being in the front. *Behaviour*, 134: 1063-1076.

37. Caboń-Raczyńska K., Krasieńska M. & Krasieński ZA., 1983. Behaviour and daily activity rhythm of European bison in winter. *Acta theriologica*. 28, 18: 273—299, 1983
38. Caboń-Raczyńska, K., Krasieńska, M., Krasieński, ZA., Wójcik, JM., 1987: Rhythm of Daily Activity and Behavior of European Bison in the Białowieża Forest in the Period without Snow Cover. *Acta theriologica* Vol. 32, 21: 335—372.
39. Calkin V.I., 1951: To the history of the Lithuanian bison. European bison (*Bison bonasus*) in Lithuania Reports of the Academy of Sciences of the USSR 77 (2) (in Russian).
40. Caughley, G., 1994: Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.* 63: 215-244.
41. Clutton-Brock, T.H., Albon, S.D., 1992: Trial and error in the Highlands. *Nature* 358: 11–12.
42. Coleing, A., 2009: Research article The application of social network theory to animal behaviour. *Biosci. Horiz.* 2: 32–43.
43. Cooper, S.M., Owens, M.K., 2006: Effect of supplemental feeding on spatial distribution and browse utilization by white-tailed deer in semi-arid rangeland. *Journal of Arid Environments* 66: 716–726.
44. Conradt, L., Roper, T.G., 2007: Democracy in animals: the evolution of shared group decisions. *Proc. R. Soc. B* 274: 2317–2326.
45. Côté, S.D., Rooney, T.P., Trembley, J.-P., Dussault, C., Waller, D.M., 2004.: Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 113–147.
46. Couzin, I. D., Krause, J. 2003: Self-organization and collective behavior in vertebrates. *Advances in the Study of Behavior* 32: 1-75.
47. Creel, S., Winnie Jr., J., Maxwell, B., Hamlin, K., Creel, M., 2005: Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* 86: 3387–3397.
48. Cromsigt, J.P.G.M., Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., 2012: The difficulty of using species distribution modeling for the conservation of refugee species—the example of European bison. *Divers Distrib* 18:1253–1257.
49. Croxton, P.J., Franssen, W., Myhill, D.G., Sparks, T.H., 2004: The restoration of neglected hedges: a comparison of management treatments. *Biological Conservation* 117: 19–23.
50. Červený, J., Anděra, M., Koubek, P., Homolka, M., Toman, A., 2001: Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.* 26: 111–125.
51. Červený, J., Ježek, M., Holá, M., Zikmund, M., Kušta, T., Hanzal, V., Kropil, R., 2014: Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season. *Lesnický Casopis Forestry Journal* 60: 199–204.
52. Červený, J., Zikmund, M., Flíček, F., 2019: Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, Northern Bohemia. *Beitrag zur Jagd- und Wildforschung, B.* 44: 191-198.
53. Červený, J., Zikmund, M., Vitáček, Z., Červená, A., 2020: Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha)

- severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj. *Bohemia centralis* 36: 525-544.
54. Česko. Vláda. Zákon č. 449 ze dne 27. listopadu 2001, o myslivosti a o změně a doplnění dalších zákonů. In Sbirka zákonů České republiky. 2001, částka 168/2001, s. 9747. Dostupné také z WWW: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-2001-449-viceoblasti.html
 55. Daleszczyk, K., 2004: Mother-calf relationships and maternal investment in European bison (*Bison bonasus*). *Acta Theriologica* 49: 555–566.
 56. Daleszczyk, K., Krasińska, M., Krasiński, Z.A., Bunevich, A.N., 2007: Habitat structure, climatic factors, and habitat use by European bison (*Bison bonasus*) in Polish and Belarussian parts of the Białowieża Forest, Poland. *Can. J. Zool.* 85: 261–272.
 57. Daleszczyk, K., Bunevich, A. N., 2009: Population viability analysis of European bison populations in Polish and Belarusian parts of Białowieża Forest with and without gene exchange. *Biological Conservation*, 142:3068–3075.
 58. Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., 2000: Emerging infectious diseases of wildlife- threats to biodiversity and human health. *Science* 287 (5452):443–449.
 59. Decker, S. E., Bath, A. J., Simms, A., Lindner, U., Reisinger, E., 2010: The Return of the King or Bringing Snails to the Garden? The Human Dimensions of a Proposed Restoration of European Bison (*Bison bonasus*) in Germany. *Restoration Ecology* 18:41–51.
 60. Deju, R., 2011: Identification and assessment of the potential movement routes for european bison in the north-east of romania. Alexandra Ioan Cuza University. *Anale Zoologie*, LVII.
 61. Delm, M.M., 1990: Vigilance for predators: detection and dilution effects. *Behav. Ecol.Sociobiol.* 26: 337–342.
 62. Demiaszkiewicz, A.W, Lachowicz, J., Osinska, B., 2009: *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) in wildruminants in Bialowieza Forest. *Pol J Vet Sci* 12:385–388
 63. Demiaszkiewicz, A.W., Kuligowska, I., Lachowicz, J., Pyziel, A.M., Moskwa, B., 2013: The first detection of nematodes *Ashworthius sidemi* in elk *Alces alces* (L.) in Poland and remarks of ashworthiosis foci limitations. *Acta Parasitol* 58:515–518. doi: 10.2478/s11686-013-0164-4
 64. Dickens, M.J., Delehanty, D.J., Romero, L.M., 2010: Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation* 143 (6):1329–1341.
 65. Dostál, D., Jirků, M., Konvička, M., Čížek, L., Šálek, M., 2012: Návrat zubra evropského (*Bison bonasus*) do České republiky. Česká krajina o.p.s. Kutná Hora.
 66. Drożdż, A., 1979: Season al in také and digestibility of natural foods by roe deer. *Acta Theriol.*, 24: 137-170
 67. Drożdż, J., 1973: Materials contributing to the knowledge of the helminth fauna of *Cervus (Russa) unicolor* Kerr and *Muntjacus muntjak* Zimm. of Vietnam, including two new nematode species: *Oesophagostomum labiatum* sp. n., and *Trichocephalus muntjaci* sp. n. *Acta Parasitol* 33:465–474.

68. Drożdż, J., Demiaszkiewicz, A. W., Lachowicz, J., 1998: *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) a new parasite of the European bison *Bison bonasus* (L.) and the question of independence of *A. gagarini*. *Acta Parasitol* 43:75–80.
69. Drożdż, J., Demiaszkiewicz, A. W., Lachowicz, J., 2003: Expansion of the Asiatic parasite *Ashworthius sidemi* (Nematoda, *Trichostrongylidae*) in wild ruminants in Polish territory. *Parasitol Res* 89:94–97. doi: 10.1007/s00436-002-0675-7
70. Drucker, D. G., Bocherens, H., 2009: Carbon stable isotopes of mammal bones as tracers of canopy development and habitat use in temperate and boreal contexts. In: Creighton, J.D., Roney, P. J. (eds.): Forest canopies: forest production, ecosystem health and climate conditions. *Nova Science Publishers, Hauppauge, NY*, p. 103–109.
71. Dzieciolowski, R., 1967: Food of the Red deer in an annual cycle. *Acta Theriologica* 12: 503–520.
72. EBCC, 2014: European Bison Conservation Center. Population size of E. bison kept in captive and free-living herds. Available at: http://www.bison-ebcc.eu/bison_data_2014.pdf.
73. Edenius, L., 1993: Browsing by Moose on Scots pine in relation to plant resource availability. *Ecology* 74: 2261–2269.
74. Egerton, P.J.M., 1962: The cow-calf relationship and rutting behaviour in the American bison. MSc thesis, *University of Alberta, Edmonton*: 1-155.
75. Estes, R.D., Estes R.K., 1979: The birth and survival of wildebeest calves. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 50: 45-95.
76. Eysker, M., Ploeger, H. W., 2000: Value of present diagnostic methods for gastrointestinal nematode infections in ruminants. *Parasitology* 120(7):S109–119.
77. Fejklová, P., Červený, J., Koubek, P., Bartošová, D., Bufka, L., 2004: Poznámky k potravě vlka obecného (*Canis lupus*), v České republice. [On the diet of the wolf (*Canis lupus*) in the Czech Republic, in Czech with English summary]. *Lynx*, n. s. (Praha) 35: 27–33.
78. Fischer, D.O., Blomberg, S.P., Owens, I.P.F., 2002: Convergent maternal care strategies in ungulates and macropods. *Evolution* 56: 167-176.
79. Focardi, S., Pecchioli, E., 2005: Social cohesion and foraging decrease with group size in fallow deer (*Dama dama*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 59: 84–91.
80. Formica, V.A., Wood, C.W., Larsen, W.B., Butterfield, R.E., Augat, M.E., Hougen, H.Y., Brodie, E.D., 2012: Fitness consequences of social network position in a wild population of forked fungus beetles (*Bolitotherus cornutus*). *J. Evol. Biol.* 25: 130–137.
81. Fortin, D., Beyer, H.L., Boyce, M.S., Smith, D.W., Duchesne, T., Mao, J.S., 2005: Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology* 86: 1320–1330
82. Flerov, K.K. 1979: Systematization and evolution. The bison. Morphology, systematization, evolution, ecology., P. 9–127.
83. Flíček, F., 2019: Vliv vlka (*Canis lupus*) na spárkatou zvěř v oblasti Ralska. [Impact of the wolf on ungulates in Ralsko region (N Bohemia, Czech Republic), in Czech]. – Bachelor thesis, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences, pp. 54.

84. Frair, J. F., Fieberg, J., Hebblewhite, M., Cagnacci, F., Decesare, N. J., Pedrotti, L., 2010: Resolving issues of imprecise and habitat – biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Bio-logical Sciences*, 365:2187–2200.
85. Freeland, W.J., 1991: Plant secondarymetabolites: biochemical coevolution with herbivores. *Plant defences against mammalian herbivory*. CRC Press, Boca Raton, FL, 61-81.
86. Fuller, R.J., Gill, R.M.A., 2001: Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74: 193–199.
87. Gardner, R.H., Gustafson, E.J., 2004: Simulating dispersal of reintroduced species within heterogeneous landscapes. *Ecol. Model.* 171: 339–358.
88. Gebczyńska, Z., 1980: Food of the roe deer and red deer in the Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica* 40: 487–500.
89. Gebczyńska, Z., Gebczyński, M., Martynowicze, E., 1991: Food eaten by free-living European Bison in Białowieża forest. *Acta Theriologica* 36: 307–313.
90. Gebczyńska, Z., Krasieńska, M., 1972: Food preferences and requirements of the European bison. *Acta Theriol.* 17: 105–117.
91. Gibbs, H. C., 1986: Hypobiosis in parasitic nematodes - an update. *Adv Parasitol* 25:129–174. doi: 10.1016/S0065-308X(08)60343-7
92. Gill, R., 1990: Monitoring the Status of European and North American Cervids. The Global Environment Monitoring System Information Series 8, United Nations *Environment Programme*, Nairobi, Kenya.
93. Gordon, I.J., Hester, A.J., Festa-Bianchet, M., 2004: The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology* 41: 1021–1031.
94. Green, W.C.H., 1992: Social influences on contact maintenance interactions of bison mothers and calves: group size and nearest-neighbour distance. *Animal Behaviour* 46: 775-785.
95. Grith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W., Reed, C., 1989: Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477±480.
96. Haidt, A., Kamiński, T., Borowik, T., Kowalczyk, R., 2018: Human and the beast – Flight and aggressive responses of European bison to human disturbance. *PLoS One* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200635> August 1, 2018.
97. 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.
98. Hartley, S.E., Iason, G.R., Duncan, A.J., Hitchcock, D., 1997: Feeding behaviour of Red deer (*Cervus elaphus*) offered Sitka spruce saplings (*Picea sitchensis*) grown under different light and nutrient regimes. *Functional Ecology* 11: 348–357.
99. Hartvig, I., Howe, A.G., Schmidt, E.N.B, Pertoldi, C., Lund Nielsen, J., Buttenschøn, R.M., 2020: Diet of the European bison (*Bison bonasus*) in a forest habitat estimated by DNA barcoding. *Mammal Research* <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00541-8>

100. Hell, P., Slamečka, J., Gašparík, J., 2001: Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. [Wolf in Slovakia Carpathians and in the world, in Slovak]. *Impact Par-PRESS, Bratislava*, 161 pp.
101. Heptner, V. G., Nasimovitch, A. A., Bannikov, A. G., 1988: Wisent. 557–599, In: Heptner, V. G., Nasimovitch, A. A., Bannikov, A. G. (eds.): *Mammals of the Soviet Union, I. Artiodactyla and Perissodactyla*. Washington, D.C., 1147 p.
102. Herrig, D.M., Haugen, A.O., 1970: Bull bison behaviour traits. *Proc. Iowa Acad. Sei.*, 76:245-262.
103. Hofmann, R.R., 1989: Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443–457.
104. Hofman-Kamińska, E., Kowalczyk, R., 2012: Farm Crops Depredation by European Bison (*Bison bonasus*) in the Vicinity of Forest Habitats in Northeastern Poland. *Environmental Management*, 50:530–541.
105. Hofman-Kamińska, E., Bocherens, H., Borowik, T., Drucker, D., Kowalczyk, R., 2018a: Stable isotope signatures of large herbivore foraging habitats across Europe. *PLoS One* 13 e0190723.
106. Honců, M., 1999: Zvířena CHKO Kokořínsko a Holanských rybníků. – *Bezděz* 8: 209–223.
107. Honců, M., Knobloch, H., Vondráček, J., 1974: K potravě výra velkého (*Bubo bubo*) na severočeských hnízdištích. – *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* 1: 65–79.
108. Hoogland, J. L., 1979: Aggression, ectoparasitism, and other possible costs of prairie dog (*Sciuridae*, *Cynomys* spp.) coloniality. *Behaviour* 69: 1-35.
109. Hulva, P., Černá Bolfíková, B., Woznicová, V., Jindřichová, M., Benešová, M., 2017: Wolves at the crossroad: Fission – fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distribution*. Doi: 10.1111/ddi.12676.
110. Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., 2014: Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346:1517–1519.
111. Churskia, M., Spitzer, R., Coissac, E., Taberlet, P., Lescinskaite, J., van Ginkel, H.A.L., Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., 2021: How do forest management and wolf space-use affect diet composition of the wolf's main prey, the red deer versus a non-prey species, the European bison?. *Forest Ecology and Management* 479 118620.
112. Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P., eds. 2010: *Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*, 445 str.
113. Isvaran, K., 2007: Intraspecific variation in group size in the blackbuck antelope: the roles of habitat structure and forage at different spatial scales. *Oecologia* 154: 435–444.
114. IUCN, 2014: The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <http://www.iucnredlist.org/details/full/2814/0>.
115. Jacobs, J., 1974: Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, 14: 413-417.

116. Jakob, E. M., 2004: Individual decisions and group dynamics: why pholcid spiders join and leave groups. *Animal Behavior* 68: 9-20.
117. Jarolímek, J., Masner, J., Ulman, M., Dvořák, S., 2012: Cloven--hoofed animals spatial activity evaluation methods in Doupov Mountains in the Czech Republic. *AGRIS on-line Papers Eco-nomics and Informatics* 4: 41–48.
118. Jarolímek, J., Vaněk, J., Ježek, M., Masner, J., Stočes, M., 2014: The telemetric tracking of wild boar as a tool for field crops damage limitation. *Plant, Soil and Environment* 60:418–425.
119. Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., 1998: Predation in Vertebrate Communities. The Białowież' a Primeval Forest as a Case Study. *Ecological Studies* 135. *Springer Verlag*, Berlin, Heidelberg.
120. Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., Bunevich, A., Milkowski, L., Okarma, H., 1996: Population dynamics of wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847–1993. *Mammal Review* 26 (2–3): 103–126.
121. Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B., Okarma, H., Ruprecht, A.L., 1992: Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Białowież' a National Park, Poland. *Oecologia* 90: 27–36.
122. Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Zub, K., Musiani, M., 2000: Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Mammalogy* 81: 197–212.
123. Jędrzejewski, W., Niedzialłowska, M., Hayward, M.W., Goszczynski, J., 2012: Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy* 93 (6): 1480–1492
124. Jirků, M., Dostál, D., 2020: Zhodnocení managementu bezlesí VVP Milovice – Mladá přirozenou pastvou velkých kopytníků 2015 – 2019. Praha. 2020.
125. Kalugin S.G. 1968: Bison restoration in north-west Caucasus. *Works of the Caucasian State Reserve*, 10 (in Russian).
126. Kaplan, R.M., 2004: Drug resistance in nematodes of veterinary importance: a status report. In: *Trends in Parasitology* 20: 477-481.
127. Karbowski, G., et al., 2014: The parasitic fauna of the European bison (*Bison bonasus*) (Linnaeus, 1758) and their impact on the conservation. Part 1 The summarising list of parasites noted. *Acta Parasitologica* 59 (3) :363–371.
128. Karcov, G., 1903: Belovežskaja Pučča. Artist. Zaved. A. F. Marksa: S. *Petersburg*. 1-414.
129. Kauhala, K., Autilla, M., 2010: Estimating habitat selection of badgers-a test between different methods. *Journal of Vertebrate Biology*, 59(1):16-25.
130. Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., Cromsigt, J.P.G.M. 2012: Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat?. *Ecography* 35: 519–529
131. Kerley, G.I.H., Cromsigt, J.P.G.M., Kowalczyk, R., 2020: European bison conservation cannot afford to ignore alternative hypotheses: a commentary on Perzanowski et al. (2019). *Animal conservation*. 1367-9430.
132. King, M.M., Smith, H.D., 1980: Differential habitat utilization by the sexes of mule deer. *West. N. Am. Nat.* 40, 273–281.
133. Kita, J., Anusz, K., 2006: Infectious diseases in Bison bonasus in the years 1910–1988. In (Eds J. Kita and K. Anusz.) *Health threats for the*

- European bison particularly in free-roaming populations in Poland. *SGGW Publishers*, Warsaw, 17–26.
134. Kluth, G., Gruschwitz, M., Ansorge, H., 2002: Wölfe in Sachsen. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 44: 41–46.
 135. Kołodziej-Sobocińska, M., Demiaszkiewicz, A.W., Lachowicz, J., Borowik, T., Kowalczyk, R., 2016: Influence of management and biological factors on the parasitic invasions in the wild-spread of blood-sucking nematode *Ashworthius sidemi* in European bison (*Bison bonasus*). *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 5 (3):286–294.
 136. Kołodziej-Sobocińska, M., Demiaszkiewicz, A.W., Pyziel, A.M., Kowalczyk, R., 2018: Increased Parasitic Load in Captive-Released European Bison (*Bison bonasus*) has Important Implications for Reintroduction Programs. *Eco Health* 15: 467–471.
 137. Komers, P.E., Curman, G.P., 2000: The effect of demographic characteristics on the success of ungulate reintroductions. *Biological Conservation* 93:187±193
 138. Koroćkina, L.N., 1969: Woody species in the diet of European bison in Białowieża Forest. *Białowieża Forest* 3: 120–126 [in Russian].
 139. Koroćkina, L.N., 1972: Sutočnyj ritm aktivnosti zubrov Belovežskoj pušči. Belovežskaja pušča. *Issledovanija*, 6: 125-131.
 140. Koroćkina L.N. 1973: Bison habitat and distribution in Białowieża forest. In: Białowieża forest. Investigations. Minsk 7 (in Russian).
 141. Kotrlá, B., Kotrlý, A., 1973: The first finding of the nematode *Ashworthius sidemi* Schulz, 1933 in Sika nippon from Czechoslovakia. *Folia Parasitol* (Praha) 20:377–378.
 142. Kotrlá, B., Kotrlý, A., 1977: Helminths of wild ruminants introduced in Czechoslovakia. *Folia Parasitol* 24:35–40.
 143. Kotrlá, B., Kotrlý, A., Koždoň, O., 1976: Studies on the specificity of the nematode *Ashworthius sidemi* Schulz, 1933. *Acta Vet Brno* 45:123–126.
 144. Kowal, J., Nosal, P., Bonczar, Z., Wajdzik, M., 2012: Parasites of captive fallow deer (*Dama dama* L.) from southern Poland with special emphasis on *Ashworthius sidemi*. *Ann Parasitol* 58:23–26.
 145. Kowalczyk, R., 2010: European bison – king of the forest or meadows and river valleys? In: Kowalczyk, R., Ławreszuk, D., Wojcik, J.M. (Eds.), European Bison Conservation in the Białowieża Forest – Threats and Prospects of the Population Development. *Mammal Research Institute*, Polish Academy of Sciences, Białowieża, pp. 123–134.
 146. Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, Ch., Kamiński, T., Wojcik, JM. 2011: Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* 261:821–828.
 147. Kowalczyk, R., Krasieńska, M., Kamiński, T., Górny, M., Struś, P., Hofman-Kamińska, E., Krasieński, Z.A. 2013: Movements of European bison (*Bison bonasus*) beyond the Białowieża Forest (NE Poland): range expansion or partial migrations?. *Acta Theriol* 58:391–401.
 148. Kowalczyk, R., Wójcik, J.M., Taberlet, P., Kamiński T., Miquel, Ch., Valentini, A., Craine, J.M., Coissac, E., 2019: Foraging plasticity allows a large herbivore to persist in a sheltering forest habitat: DNA metabarcoding

- diet analysis of the European bison. *Forest Ecology and Management* 449: 1174–74.
149. Kozak, J.M., Hudson, R.J., French, N., Renecker, L.A., 1995: Winter feeding, lactation and calf growth in farmed wapiti. *Rangelands* 17: 116–120.
 150. Kozlo, P.G., Bunevich, A.N., 2009: [European bison in Belarus]. *Beloruskaya Novuka*, Minsk [In Russian]
 151. Krasieńska, M., Krasieński, Z. A., 2007: European Bison, a nature monograph. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, 221 p.
 152. Krasieńska, M., Krasieński, Z.A., Bunevich, A.N., 2000: Factors affecting the variability in home range size and distribution in the Polish and Belarussian part of the Białowieża Forest. *Acta Theriol* 45(3):321–334.
 153. Krasieńska, M., Krasieński, Z. A. 2013: European bison. The nature monograph, 2nd edn. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
 154. Krasieński, Z.A., 1967: Bisoniana XXIV. Free living European bison. *Acta Theriol.* 12: 391–405.
 155. Krasieński, Z. A., 1978: Dynamics and structure of the European bison population in the Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica* 23:13–48.
 156. Krasieński, Z.A., Bunevich, A.N., Krasieńska, M., 1994: Characteristics of the European bison populations in the Polish and Belarussian parts of the Białowieża Forest. *Parki. Nar. Rezerwaty Przyr.* 13: 25–67.
 157. Kueimmerle, T., Hostert, P., Radeloff, V.C., van der Linden, S., Perzanowski, K., Kruhlov, I., 2008: Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians. *Ecosystems* 11:614–628.
 158. Kueimmerle, T., Perzanowski, K., Kozlo, P., 2010: European bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biol. Conserv.* 143: 908–916.
 159. Kueimmerle, T., et al., 2011a: Cost-effectiveness of strategies to establish a European bison metapopulation in the Carpathians. *Journal of Applied Ecology* 48 (2): 317–329.
 160. Kueimmerle, T., Radeloff, V. C., Perzanowski, K., Kozlo, P., Sipko, T., Khojetskyy, P. et al., 2011b: Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecological Applications* 21:830–843.
 161. Kueimmerle, T., Hickler, T., Olofsson, J., Schurgers, G., Radeloff, V. C., 2012: Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Diversity and Distributions* 18:47–59.
 162. Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., 2009: Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest?. *Forest Ecology and Management* 258: 1528–1535.
 163. Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Jędrzejewska, B., Miścicki, S., Churski, M., Jędrzejewski, W., Kwezclich, I., 2010: Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology* 98: 888–899.
 164. Kulagin, N.M., 1919: Zubry Belovežskoj Pušči. IZD. Mosk. Naučn. Inst: 1–166 Moskva.
 165. Kutal, M., Belotti, E., Volfová, J., Mináriková, T., Bufka, L., 2017: Výskyt velkých šelem – rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) – a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (*Carnivora*).

- [Occurrence of large carnivores – *Lynx lynx*, *Canis lupus*, and *Ursus arctos* – and of *Felis silvestris* in the Czech Republic and western Slovakia in 2012–2016 (Carnivora), in Czech with English summary]. *Lynx*, n. s. (Praha) 48: 93–107.
- 166.Kutal, M., [ed.] 2016: Monitoring velkých šelem a kočky divoké na vybraných lokalitách soustavy Natura 2000. Hnutí Duha, Olomouc, 46 str.
- 167.Langley, R. B., 1999: Dilution of precision. *GPS World* 10:52–59.
- 168.Langvatn, R., Hanley, T.A., 1993: Feeding-patch choice by Red deer in relation to foraging efficiency an experiment. *Oecologia* 95: 164–170.
- 169.Lanszki, J., Márkus, M., Újváry, D., Szabo, A., Szemethy, L., 2012: Diet of wolves *Canis lupus* returnig to Hungary. *Acta Theriologica* 57 (2): 189 –193.
- 170.Lehner, P. N., 1996: Spatial orientation and time: circular statistics and spatial patterns. In: Lehner, P. N. (ed.): Handbook of ethological methods. Cambridge University Press, p. 485–521.
- 171.Lewis, J. S., Rachlow, J. L., Garton, E. O., Vierling, L. A., 2007: Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *J. Appl. Ecol.*, 44:663–671.
- 172.Loarie, S.R., Van Aarde, R.J., Pimm, S.L., 2009: Fences and artificial water affect African savannah elephant movement patterns. *Biological Conservation* 142: 3086–3098.
- 173.Lord, C.M., Wirebach, K.P., Tompkins, J., Bradshaw-Wilson, C., Shaffer, Ch.L., 2020: Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in central-eastern Europe: a case study, *International Journal of Geographical Information Science* 34:8: 1628-1647.
- 174.Mackovčín, P., Sedláček, M., Kuncová, J. [eds.], 2002: Liberecko – In: Mackovčín, P., Sedláček, M. [eds.]: Chráněná území ČR, svazek III. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 331 str.
- 175.Macháček, Z., Dvořák, S., Ježek, M., Zahradník, D., 2014: Impact of interspecific relations between native red deer (*Cervus elaphus*) and introduced sika deer (*Cervus nippon*) in their rutting season in the Doupovské hory Mts. *Journal of forest science* 60 (7): 272–280.
- 176.Main, M.B., Weckerly, F.W., Bleich, V.C., 1996: Sexual segregation in ungulates: new directions for research. *J. Mamm.* 77: 449–461.
- 177.Main, M.B., Coblentz, B.E., 1996: Sexual segregation in Rocky Mountain mule deer. *J.Wildl. Manage* 60: 497–507.
- 178.Malo, J.E., Acebes, P., Traba, J., 2011: Measuring ungulate tolerance to human with flight distance: a reliable visitor management tool? *Biodiversity and Conservation* 20:3477–3488.
- 179.Marozas, V., Kibiša, A., Brazaitis, G., Jõgiste, K., Šimkevičius, K., Bartkevičius, E., 2019: Distribution and Habitat Selection of Free-Ranging European Bison (*Bison bonasus* L.) in a Mosaic Landscape—A Lithuanian Case. *Forests* 10: 339-345.
- 180.Mathews, F., Moro, D., Strachan, R., Gelling, M., Buller, N., 2006: Health surveillance in wildlife reintroductions. *Biological Conservation* 131 (2):338–347.
- 181.Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J., 1997: Agri-cultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277:504–509. Mohr, C. O.,

- 1947: Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Middle Naturalist* 37:223–249.
182. McHugh, T., 1958: Social behavior of the American buffalo. Madison, WI: University of Wisconsin.
183. McHugh, T., 1972: The time of the buffalo. A.A. Knopf: 1-339. New York.
184. Mendosa, M., Palmqvist, P., 2008: Hypsodonty in ungulates: an adaptation for grass consumption or for foraging in open habitat? *J. Zool.* 274:134-142.
185. Milner, J.M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Csanyi, S., Stenseth, N.C., 2006: Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology* 43: 721–734.
186. Ministerstvo životního prostředí, 2016: Rozhodnutí o změně rozhodnutí o dovozu zubra evropského, jakožto druhu chráněného mezinárodními úmluvami podle §5 ods. 7, zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. č.j. 24275/ENV/16-1165/630/16
187. Modrý, M., Hubený, D., Rejsek, K., 2004: Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management* 188: 185–195.
188. Moen, G.K., Stoen, O.G., Sahlen, V., Swenson, J.E., 2012: Behaviour of solitary adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*) when approached by humans on foot. *PLoS One* 7 (2): e31699.
189. Molvar, E.M., Bowyer, R.T., Van Ballenberghe, V., 1993: Moose herbivory, browse quality, and nutrient cycling in an Alaskan treeline community. *Oecologia* 94: 472–479.
190. Mona, S., Catalano, G., Lari, M., Larson, G., Boscato, P., Casoli, A., Sineo, L., Di Patti, C., Pecchioli, E., Caramelli, D., Bertorelle, G., 2010: Population dynamic of the extinct European aurochs: genetic evidence of a north-south differentiation pattern and no evidence of post-glacial expansion. *BMC Evol. Biol.* 10: 83.
191. Morgulis, A., Coulouris, G., Raytselis, Y., Madden, T. L., Agarwala, R., Schäffer, A. A., 2008: Database Indexing for Production MegaBLAST Searches. *Bioinformatics* 24:1757–1764. doi:10.1093/bioinformatics/btn322
192. Morow, K., 1976: Food habits of moose from Augusto'w Forest. *Acta Theriologica* 21: 101–116.
193. Moskwa, B., Bień, J., Goździk, K., Cabaj, W., 2014: The usefulness of DNA derived from third stage larvae in the detection of *Ashworthius sidemi* infection in European bison, by a simple polymerase chain reaction. *Parasit Vectors* 7:215. doi:10.1186/1756-3305-7-215
194. Moskwa, B., Bień, J., Cybulska, A., Kornacka, A., Krzysiak, M., Cencek, T., Cabaja, W., 2015: The first identification of a blood-sucking abomasal nematode *Ashworthius sidemi* in cattle (*Bos taurus*) using simple polymerase chain reaction (PCR). *Vet Parasitol* 211:106–09 doi:10.1016/j.vetpar.2015.04.013
195. Mysterud, A., Ims, R.A., 1998: Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* 79: 1435–1441.

196. Mysterud, A., Ostbye, E., 1999: Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildl. Soc. Bull.* 27: 385–394.
197. Mysterud, A., Stenseth, N.C., Yoccoz, N.G., Langvatn, R., Steinheim, G., 2001: Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. *Nature* 410: 1096–1099.
198. Newmark, W., 1996: Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *Conserv. Biol.* 10: 1549–1556.
199. Nowak, S., Mysłajek, R.W., 2016: Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. *Mammal Research* 61: 83–89.
200. Nowak, S., Mysłajek, R.W., Klosinska, A., Gabrys, G., 2011: Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and central Poland. *Mammalian Biology* 76 (6): 709–715.
201. Oftedal, O.T., 1985: Pregnancy and lactation. [In: Bioenergetics of wild herbivores. R. J. Hudson and R. G. White, eds]. *CRC Press, Inc.*, Boca Raton, Florida: 215–238.
202. Okarma, H., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., Krasinski, Z.A., Miłkowski, L., 1995: The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on ungulate mortality in Białowież' a Primeval Forest, Poland. *Acta Theriol.* 40: 197–217.
203. Olech, W., Perzanowski, K., 2002: A genetic background for reintroduction program of the European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*, 108:221–228.
204. Olech, W., 2003: Wpływ inbredu osobniczego i inbredu matki na przeżywalność cielat zubra (*Bison bonasus*). Warszawa: SGGW.
205. Olech, W., 2008: IUCN SSC Bison Specialist Group. *Bison bonasus*. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T2814A9484719.
206. Olech, W., 2009: The changes of founders' number and their contribution to the European bison population during 80 years of species' restitution. *European Bison Conservation Newsletter* 2:54–60.
207. Osińska, B., Demiaszkiewicz, A. W., Lachowicz, J., 2010: Pathological lesions in European bison (*Bison bonasus*) with infestation by *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae). *Pol J Vet Sci* 13:63–67.
208. Pays, O., Fortin, D., Gassani, J., Duchesne, J., 2012: Group dynamics and landscape features constrain the exploration of herds in fusion-fission societies: the case of European roe deer. *PLoS One* 7, e34678.
209. Peek, J.M., Schmidt, K.T., Dorrance, M.J., Smith, B.L., 2002: Supplemental feeding and farming of elk. In: Toweill, D.E., Thomas, J.W. (Eds.), *Elk of North America: Ecology and Management*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 614–647.
210. Pertoldi, C., Wojcik, J.M., Tokarska, M., Kawalko, A., Kristensen, T.N., Loeschcke, V., Gregersen, V.R., Coltman, D., Wilson, G.A., Randi, E., Henryon, M., Bendixen, C., 2009: Genome variability in European and American bison detected using the Bovine SNP50 BeadChip. *Conserv. Genet.* 11: 627–634.
211. Perzanowski, K., Olech, W., Kozak, H., 2004: Constraints for re-establishing a meta-population of the European bison in Ukraine. *Biological Conservation* 120:345–353.

212. Perzanowski, K., Olech, W., 2013: Restoration of wisent population within the Carpathian eco-region, Europe. In: Soorae, P.S. (Ed.), *Global ReIntroduction Perspectives*. IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group, Gland, pp. 190–193.
213. Perzanowski, K., Wołoszyn-Gałęza, A., and Januszczak, M., 2008: Indicative factors for European bison refuges in the Bieszczady mountains. *Annales Zoologici Fennici* 45 (4): 347–352.
214. Perzanowski, K., Bleyhl, B., Olech, W., Kuemmerle, T., 2019: Connectivity or isolation? Identifying reintroduction sites for multiple conservation objectives for wisents in Poland. *Anim. Cons.* 23: 212–221.
215. Plumb, G.E., White, P.J., Coughenour, M.B., Wallen, R.L., 2009: Carrying capacity, migration, and dispersal in Yellowstone bison. *Biol Conserv* 142: 2377–2387.
216. Poledník, L., Poledníková, K., Beran, V., Čamlík, G., Zápotočný, Š., Kranz, A., 2012: Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice v roce 2011. *Bulletin Vydry* 15: 22–28.
217. Pucek, Z., Belousova, I. P., Krasińska, M., Krasiński, Z. A., Olech, W., 2004: European bison. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland.
218. Pyziel, A.M., Kowalczyk, R., Demiaszkiewicz, A.W., 2011: The Annual cycle of shedding eimeria oocysts by European Bison (*Bison bonasus*) in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Parasitology* 97 (4):737–739.
219. Raczyński, J., 2019: European bison pedigree book. Białowieski park narodowy. ISSN 1230-459X.
220. Radwan, J., Demiaszkiewicz, A. W., Kowalczyk, R., Lachowicz, J., Kawalko, A., Wojcik, J.M., Pyziel, A.M., Babik, W., 2010: An evaluation of two potential risk factors, MHC diversity and host density, for infection by an invasive nematode *Ashworthius sidemi* in endangered European bison (*Bison bonasus*). *Biol Cons* 143:2049–2053. doi:10.1016/j.biocon.2010.05.012
221. Ramos, A., Petit, O., Longour, P., Pascuarett, C., Sueur, S., 2015: Collective decision making during group movements in European bison (*Bison bonasus*). *Animal Behavior* 109: 149–160.
222. Ramos, A., Petit, O., Longour, P., Pascuarett, C., Sueur, S., 2016: Space use and movement patterns in a semi-free-ranging herd of European bison (*Bison bonasus*). *PLoS One*, 11(2) :e0147404.
223. Ramos, A., Manizan, L., Rodriguez, E., Kemp, Y.J.M., Sueur, S., 2019: The social network structure of a semi-free roaming European bison (*Bison bonasus*). *Behavioural Processes* 158: 97–105.
224. Reimoser, F., Gossow, H., 1996: Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* 88: 107–119.
225. Reynolds, P.E., 1998: Dynamics and range expansion of a reestablished muskox population. *J Wildl Manage* 62:734–744, <http://www.jstor.org/stable/3802350>
226. Ripple, W., et al., 2015: Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1 (4): e1400103–e1400103.
227. Rosenzweig, M.L., 1981: A theory of habitat selection. *Ecology* 62: 327–335.

228. Runkle, J.R., 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology* 62: 1041–1051.
229. Rylková, K., Tůmová, E., Brožová, A., Jankovská, I., Vadlejš, J., Čadková, Z., Frýdlová, J., Peřinková, P., Langrová, I., Chodová, D., Nechybová, S., Scháňková, Š., 2015: Genetic and morphological characterization of *Trichuris myocastoris* found in *Myocastor coypus* in the Czech Republic. *Parasitol Res* 114:3969–3975. doi:10.1007/s00436-015-4623-8
230. Sahlsten, J., Bunnefeld, N., Mansson, J., Ericsson, G., Bergstrom, R., Dettki, H., 2010: Can supplementary feeding re-distribute moose? *Wildlife Biology* 16: 85–92.
231. Seddon, P.J., Armstrong, D.P., M, R.F., 2007: Developing the science of reintroduction biology. *Conserv. Biol.* 21: 303–312.
232. Schneider, T.C., Kowalczyk, R., Kohler, M., 2013: Resting site selection by large herbivores – The case of European bison (*Bison bonasus*) in Białowież a Primeval Forest. *Mammalian Biology* 78: 438–445.
233. Sipko, T.P., 2002: Bison. Population and genetic analysis. Proceedings of International Conference Questions of modern game management, 5.-6. December 2002. Moskva. 386-405.
234. Schulz, R.E., 1933: *Ashworthius sidemi* n. sp. (Nematoda, Trichostrongylidae) aus einem Hirsch (*Pseudaxis hortulorum*) des fernen Ostens. *Zeitschrift für Parasitenkunde* 5:735–739
235. Sheath, D.J., Williams, C.F., Reading, A.J., Britton, J.R., 2015: Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England and Wales suggest enemy release and parasite acquisition. *Biol Invasions* 17:2235–2246. doi:10.1007/s10530-015-0857-8
236. Slatis, H.M., 1960: An analysis of inbreeding in the European bison. *Genetics* 45: 275-287.
237. Stankowich, T. 2008: Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141:2159–2173.
238. Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G. R., Eden, P., 2001: Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63:337–365.
239. Sueur, C., Pelé, M., 2015: Utilisation De l'analyse Des Réseaux Sociaux Dans La Gestion Des Animaux Maintenus En Captivité, in: Analyse Des Réseaux Sociaux Appliquée à l' éthologie Et à l'écologie, Modélisations, Simulations, *Systèmes Complexes*. pp. 445–468.
240. Sueur, C., Petit, O., 2008: Shared or unshared consensus decision in macaques?. *Behavioural Processes*, 78: 84-92.
241. Swanson, M.E., Studevant, N.M., Campbell, J.L., Donato, D.C., 2014: Biological associates of early-seral preforest in the Pacific Northwest. *For. Ecol. Manage.* 324: 160–171.
242. Sztolcman, J. 1926: European bison its history habits and future. Warszawa: The Central Union of Polish Associations of Hunting
243. Śmietana, W., Klimek, A., 1993: Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta theriologica* 38: 245–251.
244. Šutera, V., Vitáček, Z., Vysoký, V., 1993: Fauna SPE Novozámecký rybník na Českolipsku. *Fauna Bohemiae septentr.* 18: 21–30.

245. Tarlow, E.M., Blumstein, D.T. 2007: Evaluating methods to quantify anthropogenic stressors on wild animals. *Applied Animal Behaviour Science* 102:429–451.
246. Taylor, A.R., Knight, R.L., 2003: Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecol. Appl.* 13: 951–963.
247. Terry, E.L., McLellan, B.N., Watts, G.S., 2000: Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management. *Journal of Applied Ecology* 37: 589– 602.
248. Thompson, D., Lendrem, D. W., 1985: Gulls and plovers: host vigilance, kleptoparasite success and a model of kleptoparasite detection. *Animal Behavior* 33: 1318-1324.
249. Tokarska, M., Pertoldi, C., Kowalczyk, R., Perzanowski, K., 2011: Genetic status of the European bison *Bison bonasus* after extinction in the wild and subsequent recovery. *Mamm. Rev.* 41: 151–162.
250. Tokarska, M., Bunevich, A. N., Demontis, D., Sipko, T., Perzanowski, K., Baryshnikov, G., Kowalczyk, R., Voitukhovskaya, Y., Wójcik, JM., Marczuk, B., Ruczyńska, I., Pertoldi, C. 2015: Genes of the extinct Caucasian bison still roam the Białowież'a Forest and are the source of genetic discrepancies between Polish and Belarusian populations of the European bison, *Bison bonasus*. *Biological Journal of the Linnean Society* 114. 752–763.
251. Treves, A., Naughton-Treves, L., 1999: Risk and opportunity for humans coexisting with large carnivores. *Journal of Human Evolution* 36:275–282.
252. Vadlejš, J., Lukešová, D., Vašek, J., Vejl, P., Sedlák, P., Čadková, Z., Langrová, I., Jankovská, I., Salaba, O., 2014: Comparative morphological and molecular identification of *Haemonchus* species in sheep. *Helminthologia* 51:130–140. doi: 10.2478/s11687-014-0220-0
253. Vadlejš, J., Kyriánová, I.A., Rylková, K., Zikmund, M., Langrová I., 2017: Did European bison conservation program introduced an alien parasite to the Czech Republic?. *Biol Invasions* 19:1121-1125.
254. Vajner, L., 1980: Etologická studie stáda zubrů evropských, *Bison bonasus* (Linnaeus, 1758) v pražské ZOO. *Gazella* 2: 59-69.
255. Vitáček, Z., 1997: Výsledky faunistického výzkumu obratlovců výcvikového prostoru Ralsko. Savci (Mammalia). *Bezděz* 5: 495–523.
256. Vitáček, Z., 2011: Bobr evropský (*Castor fiber*) se vrátil na Českolipsko. *Bezděz* 20: 487–492.
257. Vitáček, Z., Pytloun, M., 2008: Vydra říční (*Lutra lutra*) na Českolipsku. *Bezděz* 17: 285–290.
258. Verkaar, E. L. C., Beeke, M., Hanekamp, E., Nijman, I. J., Lenstra, J. A., 2004: Maternal and paternal lineages in interbreeding bovine species. Is wisent a hybrid species? *Mol. Biol. Evol.* 21:1165–1170.
259. Viggers, K.L., Lindenmayer, D.B., Spratt, D.M., 1993: The importance of disease in reintroduction programs. *Wildlife Research* 20 (5):687–698.
260. Vohralík, V., Anděra, M., 1976: Rozšíření křečka polního *Cricetus cricetus* (L.) v Československu. *Lynx, n. s. (Praha)* 13: 56–65.
261. Vondráček, J., 1998: Inventarizační zoologický průzkum NPP Peklo. *Bezděz* 7: 113–129.

262. Vondráček, J., Honců, M., 1978: Porovnání dvou analýz zbytků potravy výra velkého (*Bubo bubo* L.) z téže lokality v letech 1939 a 1967–72. *Sbor. Severočesk. Muzea. Ser. Nat., Liberec* 10: 67–71.
263. Vorel, A., Šafář, J., Šimůnková, K., 2012: Recentní rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) v České republice v letech 2002–2012 (Rodentia: *Castoridae*). *Lynx, n. s. (Praha)* 43 (1-2): 149–179.
264. Wagner, C., Holzapfel, M., Kluth, G., Ansorge, H. 2012: Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. *Mammalian Biology* 77 (3): 196–203.
265. Whittaker, D., Knight, R.L., 1998: Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin* 26:312–317.
266. Wilmshurst, J.F., Fryxell, J.M., 1995: Patch selection by Red deer in relation to energy and protein-intake a reevaluation of Langvatn and Hanley (1993) results. *Oecologia* 104: 297–300.
267. Wolf, C.M., Grith, B., Reed, C., Temple, S.A., 1996: Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology* 10: 1142±1154.
268. Wolf, O., et al., 2000: Balanoposthitis in European bison (*Bison bonasus*) in the Bialowieza primeval forest (Poland). *Tierärztliche Praxis. Ausgabe G, Grosstiere/Nutztiere* 28, 218–224.
269. Wołoszyn-Gałęza, A., et al., 2016: Habitat preferences of a European bison population in the carpathian mountains. *Annales Zoologici Fennici* 53 (1–2), 1–18.
270. Wołk, E., Krasieńska, M., 2004: Has the condition of European bison deteriorated over last twenty years? *Acta Theriol* 49:405–418.
271. Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., Condit, R., Hubbell, S.P., 2003: Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology* 84: 3174–3185.
272. Wroblewski, K., 1927: Zubr v Puszczy Bialowiesiej. Monografia. Wyd. Pol.: 1–232. Poznań.
273. Zajac, A.M., Conboy, G.A., 2012: *Veterinary Clinical Parasitology*, 8th edn. Blackwell, Iowa
274. Zhu, X.Q., Gasser, R.B., Jacobs, D.E., Hung, G.C., Chilton, N.B., 2000: Relationships among some ascaridoid nematodes based on ribosomal DNA sequence data. *Parasitol Res* 86:738–744. doi:10.1007/PL00008561
275. Ziółkowska, E., Ostapowicz, K., Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Radeloff, V. C., Kozak, J., 2012: Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation* 146:188–196.
276. Ziółkowska, E., Perzanowski, K., Bleyhl, B., Ostapowicz, K., Kuemmerle, T., 2006: Understanding unexpected reintroduction outcomes: Why aren't European bison colonizing suitable habitat in the Carpathians?. *Biological Conservation* 195: 106–117.
277. Žunna, A., Ozoliņš, J., Pupilac, A., 2009: Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analyses. *Estonian Journal of Ecology* 58 (2): 14–15.

Seznam příloh

Příloha č. I:

Červený, J., Ježek, M., Holá, M., Zikmund, M., Kušta, T., Hanzal, V., Kropil, R., 2014: Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season. *Lesnický Casopis Forestry Journal* 60: 199–204.

Příloha č. II:

Vadlejch, J., Kyriánová, I.A., Rylková, K., Zikmund, M., Langrová I., 2017: Did European bison conservation program introduced an alien parasite to the Czech Republic? *Biol Invasions*, 19:1121-1125.

Příloha č. III:

Červený, J., Zikmund, M., Flíček, F., 2019: Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, *Northern Bohemia Beitrage zur Jagd-und Wildforschung*, B. 44: 191-198.

Příloha č. IV:

Červený, J., Zikmund, M., Vitáček, Z., Červená, A., 2020: Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj. *Bohemia centralis* 36, 525-544.

Příloha č. V.

Zikmund, M., Ježek, M., Silovský, V., Červený, J., 2021: Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open Habitats? *Lesnický Casopis Forestry Journal*

Příloha číslo I:

Červený, J., Ježek, M., Holá, M., Zikmund, M., Kušta, T., Hanzal, V., Kropil, R., 2014: Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season. *Lesnický Casopis Forestry Journal* 60: 199–204.



Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season

Denní aktivita a využití prostředí zubrem evropským (*Bison bonasus*) během vegetační sezóny

Jaroslav Červený¹, Miloš Ježek^{1*}, Michaela Holá¹, Miloslav Zikmund¹, Tomáš Kušta¹, Vladimír Hanzal¹, Rudolf Kropil²

¹Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Kamýcká 129, CZ – 165 21 Praha, Czech Republic

²Technical University in Zvolen, Faculty of Forestry, T. G. Masaryka 24, SK – 960 53 Zvolen, Slovakia

Abstract

The European bison (*Bison bonasus*) became extinct in the wild in the 20th century. Due to successful reintroductions of captive individuals, the free-ranging bison population has been steadily increasing. However, the population consists of small and isolated herds whose survival depends on creating larger and connected populations. Detailed knowledge of movement and habitat use in human-dominated landscape is essential for further successful reintroductions of the European bison. Therefore, we studied daily activity and habitat use of the semi-free European bison herd in the hunting enclosure of Židlov from April to September 2014. The lead cow of the herd was fitted with a GPS collar equipped with GSM module. The average home range size of the herd was 29.5 km² and the average daily utilisation area was 0.5 km². Forested habitats were preferred during the day (Rayleigh test: $Z = 107.31$; $p < 0.0001$) whereas idle lands (i.e. former shooting ranges now dominated by a mixture of pioneer tree species, hawthorn and grasslands) during the night (Rayleigh test: $Z = 214.451$; $p < 0.0001$). The bison herd did not show any clear preference for a particular forest type (i.e. coniferous, deciduous, different age classes). Additional knowledge on year-long patterns of movement and habitat use is needed to ensure the success of reintroduction programmes.

Key words: *Bison bonasus*; GPS collar; daily moved distance; habitat preference

Abstrakt

Zubr evropský (*Bison bonasus*) vyhynul ve volné přírodě na začátku 20-tého století. Následně byl ze zajetí reintrodukovan do několika oblastí střední Evropy a od té doby jeho početnost roste. Nicméně jeho současný výskyt je koncentrován pouze do malých populací a jejich další přirozený vývoj je závislý na vytvoření konceptu vzájemného propojení. Pro vytvoření a realizaci tohoto konceptu je kladen důraz na znalost prostorové aktivity zubra a jeho preference prostředí. Tyto znalosti budou esenciální zejména v oblastech uvažované reintrodukce v typech krajiny intenzivně využívaných lidskou činností. Naše studie se proto zabývá denní aktivitou a využitím území reintrodukovaného stáda zubrů v oboře Židlov ve vegetačním období (duben – září 2014). Byla sledována hlavní samice, označena GPS obojkem s GSM modulem. Domovský okrsek stáda během celého sledovaného období byl 29,5 km² a velikost průměrného denního využívaného území bylo 0,5 km². Statisticky signifikantní rozdíl byl ve využívání různých typů porostů, kdy během dne zubři využívali lesní prostředí (Rayleigh test: $Z = 107.31$; $p < 0.0001$) a během noci naopak otevřené porosty (Rayleigh test: $Z = 214.451$; $p < 0.0001$). Zubří stádo nevykazovalo výrazné preference pro jednotlivé typy porostů (jehličnaté, listnaté, věkové třídy). Další studie zabývající se prostorovým chováním zubra a jeho variability během celého roku jsou pro další úspěšné reintrodukce tohoto druhu nezbytné.

Klíčová slova: *Bison bonasus*; GPS obojek; denní ušlá vzdálenost; preference prostředí

1. Introduction

The European bison (*Bison bonasus*) is the largest European free-ranging herbivore (IUCN 2014). Historically, its range covered almost all of Europe, extending from the Pyrenees through the southern Sweden to the Volga River and the Caucasus (Heptner et al. 1988). The expansion of human population, subsequent habitat loss, and overhunting drove the bison population out of the natural habitats and the species gradually became extinct throughout most of its range. The last wild animals were shot in the Białowieża Forest in 1919 and in the Caucasus in 1927 (Dostál et al. 2012).

In an effort to save the species, the International Society for the Protection of European bison was established in Germany in 1923. Its first objective was to perform an inventory

of all individuals still being alive in European reserves and zoos. The inventory found only 54 (29 males and 25 females) European bison with proven genetic purity (Olech 2009). Subsequent reintroductions of European bison into the wild started in the Białowieża Forest in 1952 (Kraśiński 1978) and continued in other parts of Europe (Pucek et al. 2004). As a result of these reintroductions and intensive conservation management, the population of free-ranging bison has now grown to about 2,701 individuals, and further approximately 1,530 individuals live in captivity (EBCC 2014). The largest free-living populations are distributed mainly in Poland, Belarus, Ukraine, and Russia (EBCC 2014). Despite the fact that the bison population has increased during the 20th century, the species still faces an uncertain future (Pucek

*Corresponding author. Miloš Ježek, e-mail: jezekm@fd.czu.cz

et al. 2004). Low genetic diversity, geographic isolation of existing herds, and poaching are the main threats for the current population of the European bison (Olech & Perzanowski 2002; Perzanowski et al. 2004; Pucek et al. 2004). Therefore, the species is still classified as vulnerable according to the IUCN Red List (IUCN 2014).

The main objective of the present conservation strategy is to create conditions suitable for the long-term survival of wild bison populations by increasing the genetic diversity of existing populations and extending their distribution range (Pucek et al. 2004; Krasińska & Krasiński 2007). The conservation success will depend on increasing the population size and linking local isolated populations into a large meta-population through natural or assisted transfers of animals (Pucek et al. 2004; Krasińska & Krasiński 2007; Ziółkowska et al. 2012). This requires increasing the connectivity of subpopulations occurring especially in Poland, Slovakia and Ukraine (Dalszcyk & Bunevich 2009), as well as extending the reintroduction attempts into other suitable habitats across Central and Eastern Europe (Pucek et al. 2004). Several studies have assessed the viability of European bison populations and identified the candidate areas suitable for reintroductions of bison herds throughout Europe (Kuemmerle et al. 2011; Ziolkowska et al. 2012; Kerley et al. 2012; Kuemmerle et al. 2012). The need for such studies is determined by profound changes and processes undergone by European landscape during the last century. Increasing human population and agricultural intensification have resulted in substantial decrease of forest cover and landscape fragmentation (Matson et al. 1997). These changes have markedly contributed to extirpations of many large mammals, including the European bison (Stoate et al. 2001). Nowadays, forest cover has been steadily increasing in Europe (Bengtsson et al. 2000), and particularly in some rural areas of the former Soviet Union the anthropogenic pressure has decreased (Kuemmerle et al. 2008). Therefore, suitable habitats for bison reintroductions have been expanding (Kuemmerle et al. 2011). Although European bison are generally considered as forest specialists (Sztolcman 1926), several studies have suggested that they are able to adapt to more open and fragmented landscapes (Balčiauskas 1999; Pucek et al. 2004). However, for the successful conservation and further expansion of the species, additional information on detailed habitat use is needed. Suitable candidate areas (i.e. high-quality areas with low conflict in land use) for bison reintroductions were identified at a continental scale in the study of Kuemmerle et al. (2011). They evaluated the suitability of habitats using herd range maps for all 36 existing free-ranging European bison herds with the maximum entropy approach and took into account factors such as land cover, topography, and human disturbance. The most promising candidate areas for European bison meta-populations were found in Eastern Europe. In the case of suitable candidate areas in the Czech Republic, the model identified four sites covering a total area of 10,060 km².

The expected increase in the population size associated with reintroductions and expansion of existing populations substantially increases the risk of upcoming human-bison conflicts (Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012). However, studies evaluating environmental impacts of reintroduced

bison populations and associated human dimensions are still rare (Decker et al. 2010; Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012; Balčiauskas & Kazlauskas 2014). Higher bison densities in forest ecosystems may result in their expansions to open habitats (i.e. mainly agricultural) and thus cause conflicts with farmers due to substantial losses of agricultural crops (Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012). As in the case of bison populations in Poland, the costs compensating farmers for the damage caused by bison have been increasing from year to year and reached over 90,000 Euro in 2010. Despite that, the presence of bison in Polish forests is still not fully accepted by involved local communities (Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012). In Germany for example, public attitudes toward reintroducing the European bison are rather positive (Decker et al. 2010). All these aspects need to be taken into account as a part of the reintroduction programmes to minimise the possible conflict between bison populations and all the stakeholders involved.

Regarding the status of the European bison in the Czech Republic, there are currently 43 captive individuals held in the zoological gardens and farms (EBCC 2014). One semi-free living herd can be found in the large hunting enclosure (37.95 km²) of Židlov, where 5 individuals were released in 2011. Concerning the neighboring countries of the Czech Republic, the geographically closest bison herds occur in Slovakia, where 5 individuals were reintroduced to the Poloniny National Park in 2004 and since then the herd has grown to about 20 individuals. A semi-free bison herd can also be found in Germany (Dostál et al. 2012).

The long-term aim of Czech wildlife management agencies and policy decision making bodies is to have a free-ranging herd of the European bison in one of the military training areas in the Czech Republic as these represent most suitable habitats for the species (Kuemmerle et al. 2011). The first step in fulfilling this aim was the reintroduction of the bison herd into the Židlov enclosure in order to get deeper knowledge of ecology of the species under controlled conditions resembling natural conditions as much as possible. The leading cow of the herd was fitted with a GPS collar to assess the spatial behavior and habitat use of the herd. In this study we examine daily activity rhythm and habitat use of the herd currently consisting of 17 individuals in the Židlov enclosure.

2. Material and Methods

2.1. Study area

The hunting enclosure of Židlov (50°36'33.258"N, 14°50'33.421"E) covers nearly 38 km² and is located in the northern part of the Czech Republic at the territory of a former military training area. The enclosure was established in 2000 and is now owned and managed by the Military Forests and Estates of the Czech Republic, s.e. Forest stands, dominated by pine, spruce, and beech, cover 55% of the enclosure. Coniferous stands cover 88% of the enclosure and deciduous stands 12%. Idle lands (i.e. former shooting ranges now being spontaneously developed and dominated by a mixture of pioneer tree species, hawthorn and grasslands) occupy 38% of the enclosure. The proportion of arable lands covered by oats and clover is 5%.

The bison herd in the Židlov enclosure was initiated in 2011 when a single male from the Kampinos National Park and four females from the Białowieża Forest were released in the area. The herd has now grown to 17 individuals (11 females and 6 males). The other species of wild ungulates occurring in the enclosure are red deer (*Cervus elaphus*), mouflon (*Ovis musimon*), wild boar (*Sus scrofa*), roe deer (*Capreolus capreolus*), and fallow deer (*Dama dama*). Large predators are not present in the enclosure, but a pack of wolves (*Canis lupus*) was spotted nearby in 2014.

2.2. Data collection

During the growing season 2014 (from April to September), we tracked the movements of the herd by fitting a GPS collar equipped with GSM module to the lead cow. We used the collar produced by VECTRONIC Aerospace GmbH in Germany (model type GPS Plus 5D weighing 1.13 kg). The collar was set to record GPS locations (~ 10 m accuracy) at 30 min intervals. The GPS locations were transmitted daily via the GSM module to a secure online database available at <http://zver.agris.cz/en/>, where the data were stored and backed up without the need of retrieving the collar (Jarolimek et al. 2012; Jarolimek et al. 2014). As a measure of the accuracy of each GPS location, the collar also recorded a dilution of precision (DOP) value, i.e. a value describing the distribution of satellites in space, and their geometry. Lower DOP values indicate higher location accuracy because of a wider angular separation between the satellites (Langley 1999).

2.3. Data management and statistical analyses

In order to increase the location accuracy, all location estimates with DOP > 6 were removed from the dataset (Lewis et al. 2007; Frair et al. 2010). To maintain the data homogeneity, only the GPS locations recorded every 30 minutes were used for the analysis. When the time interval between the two GPS locations was longer, the locations were removed, since in such cases the distances might be distorted. The moved distances were calculated as the shortest distance between the two GPS locations recorded at 30-minute intervals, though the real distance could have been longer. The distances walked within 30-minute intervals were then divided into the following length categories: 0–25 m (i.e. no spatial activity), 25–50 m, 50–75 m, 75–100 m, 100–150 m, 150–200 m (i.e. high spatial activity). The Oriana 4.02 software (Kovach Computing) and circular statistics were used to examine the distribution of these distances walked within 30-minute intervals during the 24-hour cycle (Lehner 1996). Significant deviations from random distributions were investigated using the Rayleigh test of circular statistics.

Possible differences in the average daily moved distances between the day and night were evaluated using Student’s t-test. The Kruskal-Wallis test was used to determine possible differences in the size of daily utilisation area (DUA) between the individual months of the study (i.e. April–September). Significant results are reported for $P < 0.05$.

The average home range of the bison herd during the growing season was calculated in ArcGIS Desktop10 software (ESRI 2010) using the method of minimum convex polygon 100% (Mohr 1947). The ArcGIS Desktop 10 software was also used to determine the habitat use of the bison herd. We joined the GPS locations with the habitat model containing detailed information on land use in the hunting enclosure. We compared the habitat found at each location derived from the GPS collars with the overall habitat of the enclosure and determined the habitat preferences.

3. Results

During the 24-hour cycle the herd usually travelled very short distances within a 30-minute interval. More than 59% of time was spent with no substantial spatial activity of the herd (Fig. 1; categories 0–25 m and 25–50 m). The substantial movements, i.e. movements longer than 200 m within 30-min intervals, were observed only in 11% of cases (Fig. 1 category 200m+), with the longest distance being 2.2 km.

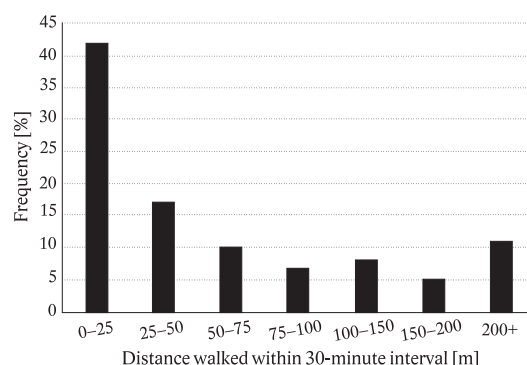


Fig. 1. Distribution of distances walked by the European bison herd in a 30-minute interval within individual categories in the hunting enclosure from April to September.

The difference in the average daily moved distance (hereinafter as ADMD reported as mean ± SD) within a 30-minute interval during the day (i.e. 06:00–18:00h; ADMD = 90 ± 127 m) and during the night (i.e. 18:00–06:00h; ADMD = 72 ± 127 m) was significant (Student’s t-test: $t = 5.486$; $p < 0.0001$; Fig. 2).

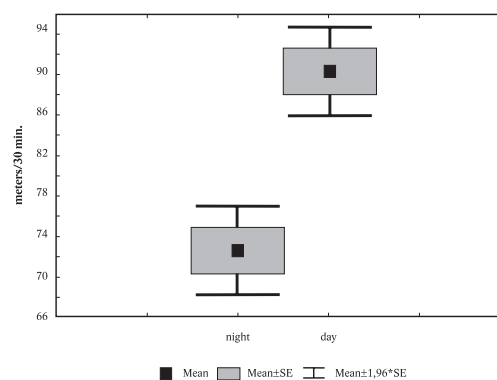


Fig. 2. The average daily moved distance within a 30-minute interval by the European bison herd in the day (06:00–18:00 h) and night (18:00–06:00 h).

Consequently, the bison herd was more active during the day which is also evident from the distribution of moved distances throughout the 24-hour cycle (Fig. 3). In the category of 0–25 m (i.e. no movement), there is a clear dependency with a daytime (Rayleigh test: $Z=88.296$, $p<0.0001$), with the grand mean vector being at 02:43 h. Therefore, we can conclude that the herd was the least active during the second half of night (i.e. 0:00–6:00 h; Fig. 3a). On the other hand, the spatial activity on short distances (categories 25–50 m and 50–75 m, i.e. this spatial behavior can be classified as an intensive grazing) was distributed evenly during the whole day. In addition, the “real transfer”, when the herd moved more than 75 m in 30 minutes, was concentrated in two day periods, i.e. at dawn (18:00 h) and at dusk (06.00 h). Therefore, the data demonstrated a bimodal distribution of this type of spatial activity (Fig. 3d, e, f); Rayleigh test: 100–150 m category: $Z=6.013$; $p=0.002$; 150–200 m category: $Z=10.092$; $p<0.0001$; 200 m+ category: $Z=34.855$; $p<0.0001$).

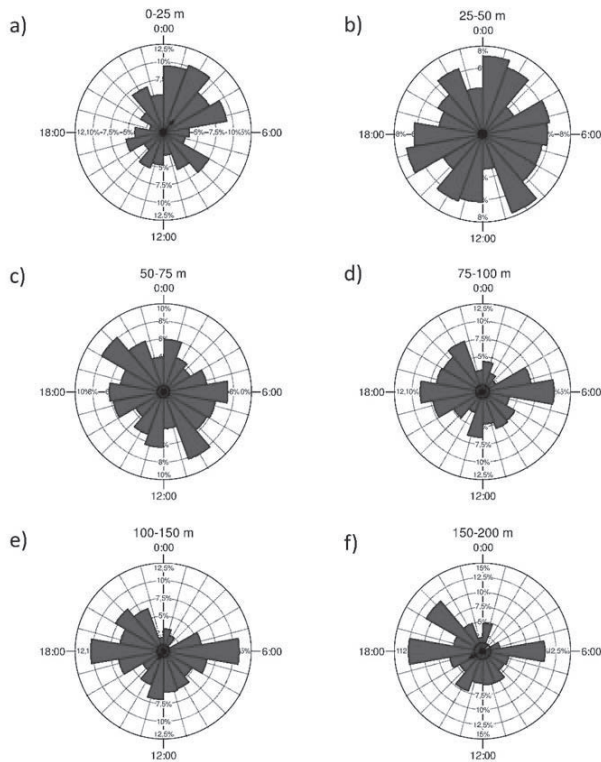


Fig. 3. Circular diagrams of distribution of the moved distances by the European bison herd throughout the 24-hour cycle in different length categories.

Regarding the average size of home range during the growing season (April–September), the herd used a territory of 29.5 km² (calculated by Minimum Convex Polygon 100% method). Therefore, the herd did not use the whole area of the hunting enclosure (37.95 km²). The average daily utilisation area (DUA) was 0.5 km². The difference between individual months was not statistically significant (Kruskal-Wallis test: $H = 13.224$; $p=0.7959$). The lowest average DUA was recorded in June, whereas the highest average DUA was in April. The maximum DUA was recorded in April (2.34 km²), July (2.08 m²), and August (1.98 m²). In 74% of the days, DUA reached 0.5 km², in 12% it ranged between 0.5 and 1 km², and only in 15% of the days it was greater than 1 km² (Fig. 4).

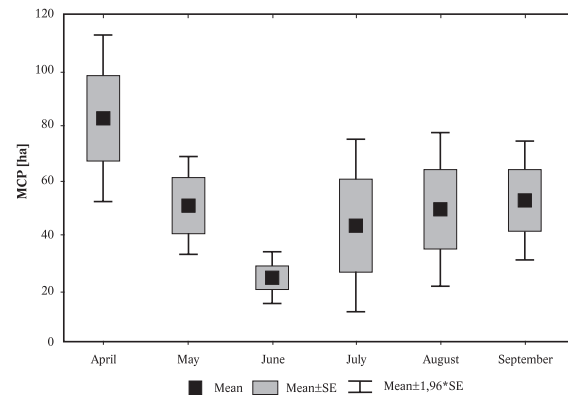


Fig. 4. The average size of daily utilisation area (DUA) of the European bison herd during the period April–September.

The herd spent more than 58% of time in forested habitats. In 40% of time it was located in idle lands. The habitat preference was however dependent on a day time. The forest areas were preferred during the day (Fig. 5, Rayleigh test: $Z = 107.31$; $p < 0.0001$), with the grand mean vector at 14:12 h.

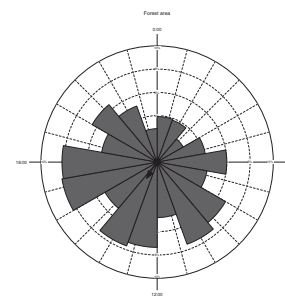


Fig. 5. Circular diagram showing the distribution of the GPS locations of the European bison herd during 24-hour cycle recorded in the forested habitat.

The idle lands were, on the other hand, preferred during the night (Fig. 6, Rayleigh test: $Z = 214.451$; $p < 0.0001$), with the grand mean vector at 02:17 h.

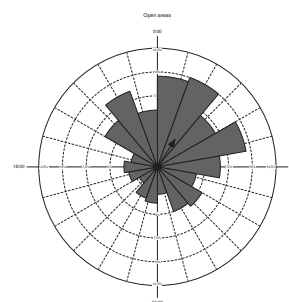


Fig. 6. Circular diagram showing the distribution of the GPS locations of the European bison herd during 24-hour cycle recorded in idle lands.

The forest areas older than 100 years were visited most frequently (44% of the time), followed by 40–60-year-old forest areas (19%), 60–80-year-old (11%), 20–40-year-old (7%) and 0–20-year-old forest areas (6%). The herd was predominantly located in coniferous stands (88%) compared to deci-

duous stands (12%), and showed the preferences for stands dominated by pine (56%), followed by spruce (33%), birch (8%), oak (2%), and larch (1%).

4. Discussion

The main goal of the current conservation strategy of the European bison is to create a large and long-term viable well-connected meta-population (Pucek et al. 2004; Krasińska & Krasiński 2007). Nowadays, European bison occupy less than 1% of its former range (Pucek et al. 2004). Therefore, to fulfill the conservation goal would mean to reintroduce and substantially increase the population size in areas affected by humans. Gaps in the knowledge about detailed habitat use and preferences in human dominated landscape have been the main obstacles for present conservation planning of the European bison. Our study provides information on the daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd consisting of 17 individuals in the large hunting enclosure in the Czech Republic during the period April–September.

Our results indicate that the spatial behavior of the semi-free bison herd occupying the Central European enclosure was not substantially different compared to free-ranging herds inhabiting areas less affected by humans, i.e. the Carpathians and the Białowieża Forest (Kuemmerle et al. 2012; Kowalczyk et al. 2013). The average home range size found here was also comparable with the average home ranges of the free-ranging populations (Perzanowski et al. 2012; Kowalczyk et al. 2013).

The bison herd in our study preferred forested habitats during the day and idle lands (i.e. former shooting ranges now dominated by a mixture of pioneer tree species, hawthorn and grasslands) during the night. This finding supports an assumption that the European bison occupying the Central European landscape tends to be a forest specialist (Verkaar et al. 2004). Nevertheless, previous studies have indicated that European bison prefer open habitats (Pucek et al. 2004; Krasińska and Krasiński 2007; Daleszczyk & Bunevich 2009; Kerley et al. 2012) and that the amount of time spent in forested habitats is determined by threat avoidance and not habitat preference (Drucker and Bocherens 2009). In the case of the European bison, the threat avoidance could have been caused by hundreds of years of pursuit and attempts to exterminate bison herds, which consequently retreated to large forest habitats. This theory is also supported by our results and the differences in the choice of habitats between night- and day-time.

We did not find any clear preference for a particular forest type (i.e. coniferous or deciduous). Although previous studies showed that bison prefer deciduous forests (e.g. Krasińska and Krasiński 2007; Kuemmerle et al. 2011), Brandtberg and Dabelsteen (2013) reported that the reintroduced bison at a Danish island preferred coniferous forest stands during the growing season.

Our results support the idea of bison reintroduction to free nature, especially to military training areas. Such areas are sufficiently large to allow natural behaviour of a herd. However, it is still necessary to perform additional research

and in particular, it is essential to evaluate spatial behavior throughout the whole year and evaluate possible differences between different seasons. It is also important to test possible tools, by which it would be possible to influence spatial activity of bison herds (such as supplementary feeding). In Central European conditions such knowledge is essential to prevent potential human-bison conflicts.

Acknowledgements

This study was supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Grant No. QJ1220314 and by Czech University of Life Sciences, Grant No. 11150/1313/3113.

References

- Balčiauskas, L., 1999: European bison (*Bison bonasus*) in Lithuania: status and possibilities of range extension. *Acta Zoologica Lituonica*, 3:3–18.
- Balčiauskas, L., Kazlauskas, M., 2014: Forty years after reintroduction in a suboptimal landscape: public attitudes towards European bison. *European Journal of Wildlife Research*, 60:155–158.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P., 2000: Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132:39–50.
- Brandtberg, N. H., Dabelsteen, T., 2013: Habitat selection of two European bison (*Bison bonasus*) on the Danish island Bornholm. *European Bison Conservation Newsletter*, 6:73–80.
- Daleszczyk, K., Bunevich, A. N., 2009: Population viability analysis of European bison populations in Polish and Belarusian parts of Białowieża Forest with and without gene exchange. *Biological Conservation*, 142:3068–3075.
- Decker, S. E., Bath, A. J., Simms, A., Lindner, U., Reisinger, E., 2010: The Return of the King or Bringing Snails to the Garden? The Human Dimensions of a Proposed Restoration of European Bison (*Bison bonasus*) in Germany. *Restoration Ecology*, 18:41–51.
- Dostál, D., Jirků, M., Konvička, M., Čížek, L., Šálek, M., 2012: Návrat zubra evropského (*Bison bonasus*) do České republiky. Česká krajina o.p.s. Kutná Hora.
- Drucker, D. G., Bocherens, H., 2009: Carbon stable isotopes of mammal bones as tracers of canopy development and habitat use in temperate and boreal contexts. In: Creighton, J.D., Roney, P. J. (eds.): *Forest canopies: forest production, ecosystem health and climate conditions*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, p. 103–109.
- EBCC, 2014: European Bison Conservation Center. Population size of E. bison kept in captive and free-living herds. Available at: http://www.bison-ebcc.eu/bison_data_2014.pdf.
- Frair, J. F., Fieberg, J., Hebblewhite, M., Cagnacci, F., Decesare, N. J., Pedrotti, L., 2010: Resolving issues of imprecise and habitat – biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365:2187–2200.
- Hofman-Kamińska, E., Kowalczyk, R., 2012: Farm Crops Depredation by European Bison (*Bison bonasus*) in the Vicinity of Forest Habitats in Northeastern Poland. *Environmental Management*, 50:530–541.
- Heptner, V. G., Nasimovitch, A. A., Bannikov, A. G., 1988: Wisent. 557–599. In: Heptner, V. G., Nasimovitch, A. A., Bannikov, A. G. (eds.): *Mammals of the Soviet Union, I. Artiodactyla and Perissodactyla*. Washington, D.C., 1147 p.

- IUCN, 2014: The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <http://www.iucnredlist.org/details/full/2814/0>.
- Jarolimek, J., Masner, J., Ulman, M., Dvořák, S., 2012: Cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods in Doupov Mountains in the Czech Republic. *AGRIS on-line Papers Economics and Informatics*, 4:41–48.
- Jarolimek, J., Vaněk, J., Ježek, M., Masner, J., Stočes, M., 2014: The telemetric tracking of wild boar as a tool for field crops damage limitation. *Plant, Soil and Environment*, 60:418–425.
- Kerley, G. I. H., Kowalczyk, R., Crooms, J. P. G. M., 2012: Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography*, 35:519–529.
- Kowalczyk, R., Krasnińska, M., Kamiński, T., Górny, M., Struś, P., Hofman-Kamińska, E. et al., 2013: Movements of European bison (*Bison bonasus*) beyond the Białowieża Forest (NE Poland): range expansion or partial migrations? *Acta Theriologica*, 58:391–401.
- Krasnińska, M., Krasniński, Z. A., 2007: European Bison, a nature monograph. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, 221 p.
- Krasniński, Z. A., 1978: Dynamics and structure of the European bison population in the Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica*, 23:13–48.
- Kuemerle, T., Hostert, P., Radeloff, V.C., van der Linden, S., Perzanowski, K., Kruhlov, I., 2008: Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians. *Ecosystems*, 11:614–628.
- Kuemerle, T., Radeloff, V. C., Perzanowski, K., Kozlo, P., Sipko, T., Khoyetsky, P. et al., 2011: Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecological Applications*, 21:830–843.
- Kuemerle, T., Hickler, T., Olofsson, J., Schurgers, G., Radeloff, V. C., 2012: Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Diversity and Distributions*, 18:47–59.
- Langley, R. B., 1999: Dilution of precision. *GPS World* 10:52–59.
- Lehner, P. N., 1996: Spatial orientation and time: circular statistics and spatial patterns. In: Lehner, P. N. (ed.): *Handbook of ethological methods*. Cambridge University Press, p. 485–521.
- Lewis, J. S., Rachlow, J. L., Garton, E. O., Vierling, L. A., 2007: Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *J. Appl. Ecol.*, 44:663–671.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J., 1997: Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277:504–509.
- Mohr, C. O., 1947: Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Middle Naturalist*, 37:223–249.
- Olech, W., Perzanowski, K., 2002: A genetic background for reintroduction program of the European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*, 108:221–228.
- Olech, W., 2009: The changes of founders' number and their contribution to the European bison population during 80 years of species' restitution. *European Bison Conservation Newsletter*, 2:54–60.
- Perzanowski, K., Olech, W., Kozak, H., 2004: Constraints for re-establishing a meta-population of the European bison in Ukraine. *Biological Conservation*, 120:345–353.
- Pucek, Z., Belousova, I. P., Krasnińska, M., Krasniński, Z. A., Olech, W., 2004: European bison. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G. R., Eden, P., 2001: Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63:337–365.
- Sztolcman, J., 1926: *European bison its history habits and future*. Warszawa: The Central Union of Polish Associations of Hunting.
- Verkaar, E. L. C., Beeke, M., Hanekamp, E., Nijman, I. J., Lenstra, J. A., 2004: Maternal and paternal lineages in interbreeding bovine species. Is wisent a hybrid species? *Mol. Biol. Evol.*, 21:1165–1170.
- Ziółkowska, E., Ostapowicz, K., Kuemerle, T., Perzanowski, K., Radeloff, V. C., Kozak, J., 2012: Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*, 146:188–196.

Příloha číslo II:

Vadlejch, J., Kyriánová, I.A., Rylková, K., Zikmund, M., Langrová I., 2017: Did European bison conservation program introduced an alien parasite to the Czech Republic? *Biol Invasions*, 19:1121-1125.

Health risks associated with wild animal translocation: a case of the European bison and an alien parasite

Jaroslav Vadlejch · Iveta A. Kyriánová ·
Kateřina Rylková · Miloslav Zikmund ·
Iva Langrová

Received: 2 July 2016 / Accepted: 27 October 2016 / Published online: 4 November 2016
© Springer International Publishing Switzerland 2016

Abstract Introducing an animal into a new location could be hazardous in the form of disease transmission, especially with respect to infections that are often overlooked. Such introduced infectious agents, including parasitic ones, then pose potential danger to the native animal population. Within the conservation program, the European bison was introduced into many European countries. However, this largest European herbivore was recognized as a new host for an invasive parasitic nematode, *Ashworthius sidemi*, in Poland in 1998. Since then, the prevalence of this non-native parasite in Poland has increased not only in bison but also in other wild ruminants. In 2011 five European bison individuals were transported from Poland to the Czech Republic. In the current study, we examined the

gastrointestinal tracts of two European bison and two red deer culled in the Židlov game reserve. *A. sidemi* was identified in all investigated animals using both morphological and molecular methods; infection intensity was higher in bison than in deer. Our findings represent the first record of this invasive parasite in European bison at the Czech territory. The results of this study indicate changes in epidemiological patterns of *Ashworthius* infections in the climatic condition of Central Europe as well as the need to verify the reliability of ashworthiosis intravital diagnostics. One can expect *A. sidemi* to spread gradually in the Czech Republic and colonize other native ruminant hosts.

Keywords *Bison bonasus* · *Ashworthius sidemi* · Morphometry · Sequencing · Diagnostics

J. Vadlejch (✉) · I. A. Kyriánová · I. Langrová
Department of Zoology and Fisheries, Faculty of
Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech
University of Life Sciences Prague, Kamýcká 957,
165 21 Prague 6, Suchdol, Czech Republic
e-mail: vadlejch@af.czu.cz

K. Rylková
Department of Genetics and Breeding, Faculty of
Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech
University of Life Sciences Prague, Kamýcká 957,
165 21 Prague 6, Suchdol, Czech Republic

M. Zikmund
Department of Game Management and Wildlife Biology,
Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University
of Life Sciences Prague, Kamýcká 1176,
165 21 Prague 6, Suchdol, Czech Republic

Introduction

Ashworthius sidemi is a haematophagous trichostrongylid nematode that was originally described from the sika deer *Cervus nippon hortulorum* in an area near Vladivostok, Russia (Schulz 1933). This abomasal parasite occurs primarily in Asiatic cervids; apart from sika deer, red deer *Cervus elaphus sibiricus* and sambar *Cervus unicolor* serve as typical hosts (Drózd 1973). Introducing sika deer into many European countries brought about the colonization of local wild ruminant species by this invasive parasite.

To date *A. sidemi* has been observed in a wide range of wild ruminants, e.g., red deer *Cervus elaphus* (Demiaszkiewicz et al. 2009), roe deer *Capreolus capreolus* (Demiaszkiewicz et al. 2009), fallow deer *Dama dama* (Kowal et al. 2012), or moose *Alces alces* (Demiaszkiewicz et al. 2013). Domestic sheep *Ovis aries* and cattle *Bos taurus* are also sensitive to ashworthiosis (Kotrlá et al. 1976; Moskwa et al. 2015). *A. sidemi* is a non-native species to the Czech Republic, and it was introduced into this country through sika deer in the previous century (Kotrlá and Kotrlý 1973). This parasite was last detected in the above-mentioned ruminant host in the late 1970s (Kotrlá and Kotrlý 1977), and there are no reports of ashworthiosis in Czech territory since that time.

The European bison *Bison bonasus* is the largest native herbivore in Europe. In the prehistoric period, this species occurred throughout the majority of Europe. Due to human activities (changes in original habitats, agricultural activities, unlimited hunting etc.) the bison population has dramatically decreased, and by the beginning of the 20th century, this animal was extinct in the wild. Only a handful of individuals have survived in captivity. Recently, the European bison has been placed under special protection and has been classified as an endangered species in the Red List of Threatened Species (Pucek et al. 2004). Thanks to a successful conservation program, this ruminant is returning into the wild of many European countries, including the Czech Republic (Dostál et al. 2012). The largest herd of European bison in the Czech Republic is found in the Židlov game reserve, which is managed by the Military Forests and Farms of the Czech Republic. Four bison females from the Białowieża Primeval Forest (Poland) and one bison male from the Kampinos National Park (Poland) were transported to this game reserve in 2011. In 1998 the European bison was recognized as a new host for *A. sidemi* (Drózdź et al. 1998). Since then, the prevalence of this invasive parasite in bison has gradually increased (Drózdź et al. 2003), and currently ashworthiosis poses a serious health threat to the wild bison population (Osińska et al. 2010; Radwan et al. 2010).

To evaluate the presence of *A. sidemi* in wild ruminants within the Czech territory, nematodes recovered from the abomasum and duodenum of two culled bison and two culled red deer from the Židlov game reserve were identified using morphological and molecular methods.

Report

This survey was conducted in the Židlov game reserve, which is located in North Bohemia (14°49'E, 50°36'N). With a total area of 3786 ha, Židlov is the second largest game reserve in the Czech Republic, and European bison are kept in this area along with roe deer, fallow deer, mouflon and wild boar. A border fence prevents the migration of any wild ruminants into the reserve. The transport of bison from Poland to the Czech Republic was carried out in accordance with standard EU border and veterinary procedures. However, fascioloidosis was detected in one transported animal upon arrival in the Czech Republic. All bison spent approximately eighteen months in quarantine where they were treated for the above mentioned fluke infection before being released into the Židlov reserve. Ashworthiosis was not detected while the animals were in quarantine. In 2015 the game reserve management received permission from the Ministry of the Environment to cull two selected adult bison males to avoid inbreeding in the herd. Other wild ruminants are hunted throughout the year in accordance with standard hunting laws of the Czech Republic. Our team was invited to take part in this parasitological research in 2015. Between December 2015 and February 2016, two bison (4 and 9 years of age) and two red deer (2 and 10 years of age) were culled, and their gastrointestinal tracts were extracted and transported to our parasitological laboratory.

In the interest of this survey, the abomasum and duodenum were processed using standard parasitological techniques. The organ content was combined with mucosa washings and passed through an appropriate mesh sieve. The recovered nematodes were preserved in 70% ethanol and subsequently studied using an Olympus BX51 microscope; the morphometric characters were measured by QuickPHOTO MICRO 3.0 software. All adult nematodes were morphologically identified as *A. sidemi* according to Drózdź et al. (1998). All of the examined animals tested positive for ashworthiosis; however, infection intensities varied significantly (see Table 1). The organs were also examined for presence arrested larvae. The opened and washed organs were placed in a bowl containing lukewarm normal saline solution and left overnight. Only *A. sidemi* arrested larvae were identified from the animal tissue (Table 1).

Ten of the morphologically identified adult nematodes were selected, and these individuals were

Table 1 The number and sex ratio of *Ashworthius sidemi* individuals recovered from wild ruminants culled in the winter of 2015/2016 in the Židlov game reserve

Host species	Age of host (years)	Month of necropsy	Total nematode count	Male	Female	Larvae	Sex ratio
European bison 1	9	December	425	172	237	16	1.38
European bison 2	4	February	11,500	4690	6490	320	1.38
Red deer 1	2	December	66	20	43	3	2.15
Red deer 2	10	December	281	95	181	5	1.9

The larvae population consisted of arrested stages only

identified using molecular techniques. Genomic DNA was extracted from individual nematodes using the QIAamp Tissue Kit (Quiagen) according to the manufacturer's protocol. The rDNA region, consisting of the ITS-1 and 5.8 gene, was amplified by a polymerase chain reaction (PCR) using a universal pair of primers—forward NC5 5'-GTAGGTGAACCTGCG GAAGGATCATT-3' and reverse NC2 5'-TTAGTT TCTTTTCTCCGCT-3' (Zhu et al. 2000). The content and profile of the PCR reaction was carried out on a MJ Mini™ thermocycler (Bio-Rad) according to Rylková et al. (2015). The PCR products were purified and sequenced by Macrogen Inc., Korea. Each sample was sequenced from both (3' and 5') ends of both fragments using the same primers that were used for double strand PCR amplification. The raw chromatograms were manually assembled and checked for potential mistakes using the BioEdit 5.0.9. software. Sequences were compared with the on-line GenBank (NCBI) nucleotide database using the BLASTn 2.3.1 + program (Morgulis et al. 2008). Search results were used to identify isolates to the species level. The total length of gained sequences was 500 bp. All samples were split into two haplotypes, which differed in two single nucleotides. Both haplotypes were 99% identical to the *Ashworthius sidemi* sequence (acc. No. EF467325). Sequences representing two haplotypes of the rDNA region consisting of ITS-1 and 5.8 gene were deposited into the GenBank database under the following accession numbers: KX228148 and KX228149.

In order to compare post-mortem and intravital assessments of *Ashworthius* infection intensity, faeces were collected from the anus of culled animals. Faecal samples were then examined simultaneously by two methods commonly used to diagnosis parasitic infections—the Concentration McMaster and Cornell-

Wisconsin egg counting technique (for more details see Zajac and Conboy 2012). Both of the above-mentioned methods were found to be inaccurate. The Concentration McMaster technique detected only negligible faecal strongyle-type egg counts (EPG 0 and 40) in bison; faecal samples from two deer tested negative. The Cornell-Wisconsin method recovered also negligible faecal egg counts (0 and 5 eggs in the bison and 0 and 2 eggs in the deer). Because precise morphological identification of most strongyle nematode eggs to the genus level is practically impossible, the remaining faeces were incubated under standard conditions in order to obtain infective larvae. However, this method failed and no *Ashworthius* infective larvae were obtained.

Discussion

All of the wild ruminants investigated in this survey tested positive for *Ashworthius* infection. Species identification of the recovered nematodes was confirmed using both traditional morphometry and DNA sequencing. The morphometric characters of nematodes observed in our study correspond to those in previously published articles (Schulz 1933; Kotrlá and Kotrlý 1973; Drózdž et al. 1998). *Ashworthius* males can be distinguished from *Haemonchus* males by their spicule length, morphology, and the absence of a gubernaculum. The average spicule lengths of *Ashworthius* males evaluated in our study were 776–791 µm depending on host, and terminated with a cuticular sheath; the gubernaculum was absent. In comparison, *Haemonchus contortus* spicules have an average length of 467 µm, are terminated with tips, and their gubernaculum is well developed (Vadlejch et al. 2014). Even though *Ashworthius* and

Haemonchus females are difficult to distinguish from each other, identification could be based on buccal capsule morphology.

Post-mortem identification is reliable enough to diagnose and quantify *Ashworthius* infection, whereas an intravital ashworthiosis diagnosis requires improvement. It is common knowledge that faecal egg counts in the majority of strongylid species do not reflect infection levels (Eysker and Ploeger 2000). This phenomenon was also observed in our study when traditional faecal flotation techniques failed to accurately estimate *Ashworthius* infection intensity. Even if the animal harboured 11,500 nematodes, only negligible faecal egg counts were detected. Due to the morphological similarity between strongylid nematode eggs, faeces cultivation and the identification of infective larvae is necessary for a precise diagnosis. Moskwa et al. (2014) developed a simple and effective PCR tool based on the detection of specific *Ashworthius* DNA derived from infective larvae. This method is a welcome choice for detecting the above-mentioned parasite; however, it is limited by a sufficient amount of infective larvae. Moreover, as is evident from our survey results, this could be a weakness of this tool. A precise and reliable diagnosis of parasitic infections is necessary, especially in invasive parasites like *A. sidemi*. An inaccurate diagnosis could have resulted in introduction of this non-native parasite species into the Židlov game reserve.

The failure of ashworthiosis intravital diagnosis in our study could be explained due to a special *A. sidemi* survival strategy. The majority of trichostrongylid nematodes found in harsh environmental conditions arrest their larval development in the host (Gibbs 1986), and as a result, only a small percentage of these parasites reach maturity. During this period, nematodes do not produce eggs, and for this reason, a diagnosis based on faecal egg counts cannot be accurate. Drózd et al. (2003) recorded the arrested development phenomenon in this parasite in Poland in 2003; only *A. sidemi* larvae were recovered from European bison and red deer in the winter months. These results are inconsistent with our observations. The arrested larvae included only a small proportion of the *Ashworthius* population we recovered from animals culled in December and February. This interesting observation indicates that arrested development is not the main survival strategy of this Asiatic nematode, which occurs in the recently changing climatic

conditions of Central Europe. Although a high number of adult nematodes was detected in our survey, females contained only non-embryonated eggs. This may shed light on a special survival strategy of this nematode; however, this hypothesis should be further investigated.

Although finding a source of *Ashworthius* infection in the Židlov game reserve is a very intricate process, there are several facts to support our hypothesis regarding the introduction of an alien parasite through animal translocation. Typical *Ashworthius* hosts, such as the sika deer, were never kept in the Židlov game reserve, and there were no records of ashworthiosis in this area prior to the introduction of the European bison. Standard veterinary procedures commonly applied during animal translocation failed to prevent the introduction of infectious disease, which was most likely due to an inaccurate intravital diagnosis. Our study is the first in the last forty years to demonstrate the presence of this non-native nematode species in the Czech Republic, and simultaneously, it is the first record of *A. sidemi* in European bison within Czech territory. The detection of *A. sidemi* in bison as well as in red deer confirmed this parasite has a broad host range, and transmission to other ruminants is possible. Because invasive parasites can have a potential negative impact on both native ruminant hosts and parasite populations (Sheath et al. 2015), monitoring *A. sidemi* in the Czech Republic is of paramount importance. Due to a lack of information, further research focusing on verifying intravital diagnosis reliability, pathogenicity, epidemiology patterns, and *A. sidemi* infection control measures is highly needed.

Acknowledgements We are very grateful to the Military Forests and Farms management for permission to conduct this survey, as well as to Ondřej Salaba for his technical assistance. We would also like to thank to Brian Kavalir for his proofreading services, as well as both reviewers for their constructive corrections and suggestions which helped improve the quality of the original submission. This research was partially supported by the Czech University of Life Sciences Prague Grant Agency, Project No. 20162012 and by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic (Project NAAR No. QJ1510038).

References

- Demiaszkiewicz AW, Lachowicz J, Osinska B (2009) *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) in wild ruminants in Białowieża Forest. Pol J Vet Sci 12:385–388

- Demiaszkiewicz AW, Kuligowska I, Lachowicz J, Pyziel AM, Moskwa B (2013) The first detection of nematodes *Ashworthius sidemi* in elk *Alces alces* (L.) in Poland and remarks of ashworthiosis foci limitations. *Acta Parasitol* 58:515–518. doi:[10.2478/s11686-013-0164-4](https://doi.org/10.2478/s11686-013-0164-4)
- Dostál D, Jirků M, Konvička M, Čížek L, Šálek M (2012) Návrat zubra evropského (*Bison bonasus*) do České republiky. Potenciální přínosy a perspektivní lokality. Česká krajina o.p.s., Brno **in Czech**
- Drózd J (1973) Materials contributing to the knowledge of the helminth fauna of *Cervus (Russa) unicolor* Kerr and *Muntjac muntjak* Zimm. of Vietnam, including two new nematode species: *Oesophagostomum labiatum* sp. n., and *Trichocephalus muntjaci* sp. n. *Acta Parasitol* 33:465–474
- Drózd J, Demiaszkiewicz AW, Lachowicz J (1998) *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) a new parasite of the European bison *Bison bonasus* (L.) and the question of independence of *A. gagarini*. *Acta Parasitol* 43:75–80
- Drózd J, Demiaszkiewicz AW, Lachowicz J (2003) Expansion of the Asiatic parasite *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) in wild ruminants in Polish territory. *Parasitol Res* 89:94–97. doi:[10.1007/s00436-002-0675-7](https://doi.org/10.1007/s00436-002-0675-7)
- Eysker M, Ploeger HW (2000) Value of present diagnostic methods for gastrointestinal nematode infections in ruminants. *Parasitology* 120(7):S109–119
- Gibbs HC (1986) Hypobiosis in parasitic nematodes - an update. *Adv Parasitol* 25:129–174. doi:[10.1016/S0065-308X\(08\)60343-7](https://doi.org/10.1016/S0065-308X(08)60343-7)
- Kotrlá B, Kotrlá A (1973) The first finding of the nematode *Ashworthius sidemi* Schulz, 1933 in Sika nippon from Czechoslovakia. *Folia Parasitol (Praha)* 20:377–378
- Kotrlá B, Kotrlá A (1977) Helminths of wild ruminants introduced in Czechoslovakia. *Folia Parasitol (Praha)* 24:35–40
- Kotrlá B, Kotrlá A, Koždoň O (1976) Studies on the specificity of the nematode *Ashworthius sidemi* Schulz, 1933. *Acta Vet Brno* 45:123–126
- Kowal J, Nosal P, Bonczar Z, Wajdzik M (2012) Parasites of captive fallow deer (*Dama dama* L.) from southern Poland with special emphasis on *Ashworthius sidemi*. *Ann Parasitol* 58:23–26
- Morgulis A, Coulouris G, Raytselis Y, Madden TL, Agarwala R, Schäffer AA (2008) Database Indexing for Production MegaBLAST Searches. *Bioinformatics* 24:1757–1764. doi:[10.1093/bioinformatics/btn322](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btn322)
- Moskwa B, Bień J, Goździk K, Cabaj W (2014) The usefulness of DNA derived from third stage larvae in the detection of *Ashworthius sidemi* infection in European bison, by a simple polymerase chain reaction. *Parasit Vectors* 7:215. doi:[10.1186/1756-3305-7-215](https://doi.org/10.1186/1756-3305-7-215)
- Moskwa B, Bień J, Cybulska A, Kornacka A, Krzysiak M, Cencek T, Cabaja W (2015) The first identification of a blood-sucking abomasal nematode *Ashworthius sidemi* in cattle (*Bos taurus*) using simple polymerase chain reaction (PCR). *Vet Parasitol* 211:106–109. doi:[10.1016/j.vetpar.2015.04.013](https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2015.04.013)
- Osińska B, Demiaszkiewicz AW, Lachowicz J (2010) Pathological lesions in European bison (*Bison bonasus*) with infestation by *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae). *Pol J Vet Sci* 13:63–67
- Pucek Z, Belousova IP, Krasieńska M, Krasieński ZA, Olech W (2004) European bison. Status survey and conservation action plan, IUCN
- Radwan J, Demiaszkiewicz AW, Kowalczyk R, Lachowicz J, Kawalko A, Wojcik JM, Pyziel AM, Babik W (2010) An evaluation of two potential risk factors, MHC diversity and host density, for infection by an invasive nematode *Ashworthius sidemi* in endangered European bison (*Bison bonasus*). *Biol Cons* 143:2049–2053. doi:[10.1016/j.biocon.2010.05.012](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.012)
- Rylková K, Tůmová E, Brožová A, Jankovská I, Vadlejch J, Čadková Z, Frýdlová J, Peřínková P, Langrová I, Chodová D, Nechybová S, Scháňková Š (2015) Genetic and morphological characterization of *Trichuris myocastoris* found in *Myocastor coypus* in the Czech Republic. *Parasitol Res* 114:3969–3975. doi:[10.1007/s00436-015-4623-8](https://doi.org/10.1007/s00436-015-4623-8)
- Schulz RE (1933) *Ashworthius sidemi* n. sp. (Nematoda, Trichostrongylidae) aus einem Hirsch (*Pseudaxis hortulorum*) des fernen Ostens. *Zeitschrift für Parasitenkunde* 5:735–739
- Sheath DJ, Williams CF, Reading AJ, Britton JR (2015) Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England and Wales suggest enemy release and parasite acquisition. *Biol Invasions* 17:2235–2246. doi:[10.1007/s10530-015-0857-8](https://doi.org/10.1007/s10530-015-0857-8)
- Vadlejch J, Lukešová D, Vašek J, Vejl P, Sedlák P, Čadková Z, Langrová I, Jankovská I, Salaba O (2014) Comparative morphological and molecular identification of *Haemonchus* species in sheep. *Helminthologia* 51:130–140. doi:[10.2478/s11687-014-0220-0](https://doi.org/10.2478/s11687-014-0220-0)
- Zajac AM, Conboy GA (2012) *Veterinary Clinical Parasitology*, 8th edn. Blackwell, Iowa
- Zhu XQ, Gasser RB, Jacobs DE, Hung GC, Chilton NB (2000) Relationships among some ascaridoid nematodes based on ribosomal DNA sequence data. *Parasitol Res* 86:738–744. doi:[10.1007/PL00008561](https://doi.org/10.1007/PL00008561)

Příloha číslo III:

Červený, J., Zikmund, M., Flíček, F., 2019: Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, *Northern Bohemia Beitrage zur Jagd-und Wildforschung*, B. 44: 191-198.

JAROSLAV ČERVENÝ, MILOSLAV ZIKMUND, FRANTIŠEK FLÍČEK, Czech Republic

Wolf predation on ungulates and its impact on game management: case of Ralsko region, Northern Bohemia (Czech Republic)

Key words: wolf predation, ungulates, game management

Introduction

Similarly as elsewhere in Europe (e.g. KLUTH et al. 2002, CHAPRON et al. 2014, NOWAK & MYSŁAJEK, 2016), also in the Czech Republic, at the end of the 20th century, observation records of wolves have been growing and eventually the permanent occurrence was established (e.g. Červený et al., 2001, ANDĚRA & ČERVENÝ, 2009, KUTAL et al., 2017). The first occurrence in the given area was reported in 2013 and the first reproduction was documented in 2014, which represented the first contemporary reproduction in the Czech Republic (FLÍČEK 2019, KUTAL et al., 2017). Wolves in the study area belong on the base of genetic analysis to the Lowland Central European population, which inhabits also the neighbouring areas in Poland and Germany, from where they evidently reached into the area of the study (HULVA et al. 2017).

Study Area

Wolf distribution in the Czech Republic with situation of study area is given in fig. 1. Nearly thirty thousand hectares, most of which is made up of forest between town Česká Lípa, Bezděz Castle and the Ještěd ridge, are characterized by a slightly undulating pitoresque landscape

of Northern Bohemian Sandstone Plateau interwoven with ponds and dominated pine woods. All of that is former military training area called Ralsko, which is today popular tourist destination. The area is extremely valued in terms of nature conservation, a considerable part of it being declared as the Kokořínsko – Máchův kraj Protected Landscape Area. At the same time, it is part of the Nature 2000 system and a gem of Ralsko is represented by the Břehyně – Pecopala National Nature Reserve with a one-thousand-hectar territory with sandstone, rocks, ravines and wetlands. The total area under study with 28.204 ha and with an altitude from 300 to 700 m u. s. l. consists of: 2.684 ha of forest stands, 215 ha of water bodies, 84 ha of agricultural land and 8 ha of built-up area. Human density is very low. In terms of game keeping and hunting area is divided to three main different hunting grounds (fig. 2).

1. Ralsko: 21.464 ha of free range is covered by 16.000 ha of different forest stands. The amazing pine and spruce forests are spaced out by oak and beech forests, Three thousand hectares are formed by open areas of former army shooting ranges, agriculture land, water surfaces (main ponds: Máchovo jezero, Břehyňský rybník, Novozámecký rybník,

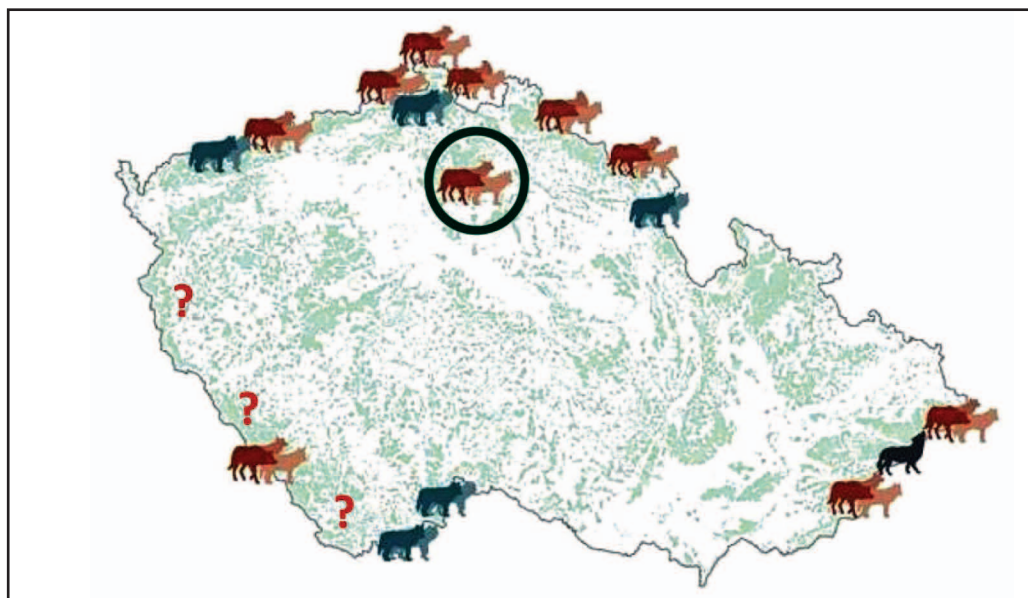


Fig. 1 Wolf distribution in the Czech Republic with situation of study area (green circle): brown silhouettes – packs, green silhouettes – couples, silhouette – resident individuals? – unknown status. Adjusted map according to database (ND OP) of the Nature Conservation Agency of the Czech Republic.

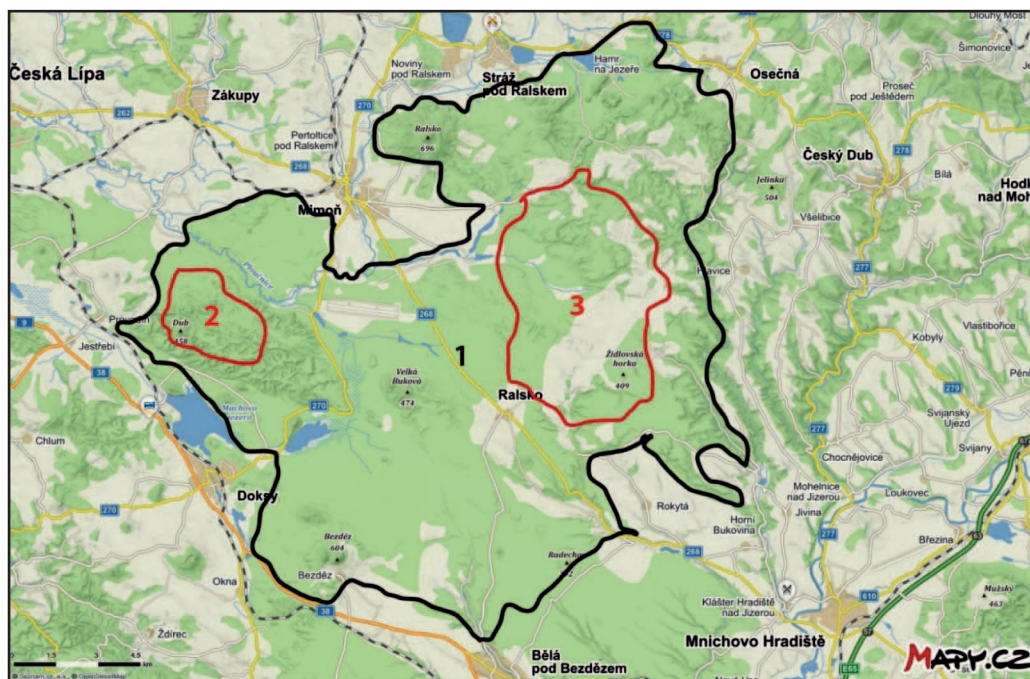


Fig. 2 Map of the study area (1 – Ralsko hunting ground, 2 – Velký Dub game preserve, 3 – Židlov game preserve)

Hradčanské rybníky and river Ploučnice) and swamps. In this hunting ground a very good populations of fallow deer and roe deer exists. There is also a more limited populations of red deer and mouflon. Exact abundance of game species and density are unknown. Strong wolf predation exists.

2. Velký Dub: game preserve of 534 ha represents fully forested area with large beechwood and some oak stands; rugged sandstone rocky formation. This preserve served as breeding area for fallow deers and mouflons. Former strong wolf predation before fence adjustment existed.
3. Židlov: with 3.794 ha represents second biggest game preserve in the Czech Republic. The most important areas are deforested military tank fire ranges, forestation extends to 55.9 %. Main bred game is red deer., accessory game are: wild boars, fallow deers, roe deers and mouflons. The locality has become the first site in the Czech Republic to returning the European Bison, now herd of 30 animals is presented. Due to large area game behaviour is the same like in free nature. Former strong wolf predation before fence adjustment existed.

Material and methods

Predation of wolves on ungulates in the study area was evaluated for the period 2014–2018 on the base of evidence of all the prey found. For each prey specimen, exact localization, species, sex and age were recorded. Besides that, faeces of wolves were collected; their genetic and food analyses, as well as predation on domestic animals, are, however, not subject of the presented study. The impact of the wolf predation on game management was evaluated in particular hunting grounds as a relative portion (in %) of killed animals from the hunting plan. The influence on behaviour of the European bison was assessed from telemetric data of the studied herd. In 2018, in the game preserves Velký Dub and Židlov, the fence of the preserve was adjusted to stop frequent digging under the fence into the enclosures. In the preserve Velký Dub wire mesh was used along the total length of 10.5 km. The mesh was bent and in width of

1 m laid on the ground. In the preserve Židlov a massive wire grate was used, which along the length of 32 km, was buried 50 cm deep.

Results

In the time period 2014–2018, in three hunting grounds (one free range, two game preserves) in the former military area Ralsko in northern Bohemia, altogether 653 ungulate specimens killed evidently by wolves were found. The most common prey was fallow deer (35.1 %), followed by mouflon (25.1 %), roe deer (21.1 %), red deer (10.6 %), and wild boar (8.1 %).

The wolves in particular hunting grounds killed annually 5.4–39.0 individuals of mouflon, 6.5–36.8 inds. of fallow deer, 7.0–22.0 inds. of roe deer, 5.0–11.0 inds. of red deer, and 2.4–8.2 inds. of wild boar. This means 0.02–0.14 inds./100 ha of mouflon, 0.02–0.13 inds./100 ha of fallow deer, 0.02–0.08 inds./100 ha of roe deer, 0.02–0.04 inds./100 ha of red deer, and 0.01–0.03 inds./100 ha of wild boar, in total 0.35–10.86 inds./100 ha of all the preyed ungulate species.

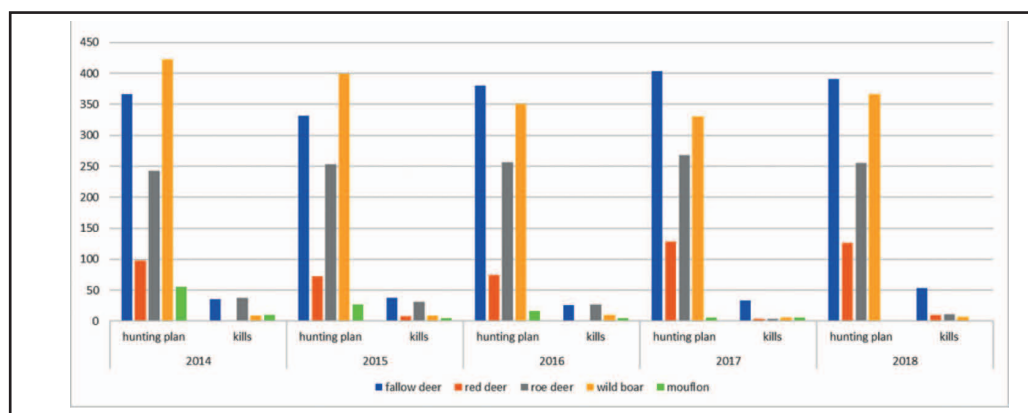
The portion of preyed game from the whole hunting plan was 19–127 % in mouflon, 7–11 % in fallow deer, 9–12 % in roe deer, 3–5 %, in red deer, and 1–2 % in wild boar. In total, wolves killed 7–11 % of the hunting plan of game artiodactyls.

The sex ratio of the prey in particular species was: in the wild boar 3.8 % of adult and subadult males : 20.8 % of adult and subadult females: 45.2 % of undetermined juveniles : 30.2 % adults and subadults without sex determination; in red deer 8.7 % of males : 68.1 % of females: 23.2 % of young; in fallow deer 15.3 % of males : 44.5 % of females : 40.2 % of young; in roe deer 18.1 % of males: 48.6 % of females: 33.3 % of young, and in mouflon 36.0 % of males: 31.1 % of females: 32.9 of young.

Not a single case of predation on European bison was recorded, and even a calf, handicapped since birth was not killed. A change in behaviour was, however, noted. During attacks of wolves on other ungulates, and afterwards, the herd withdrew and stayed at the opposite end of the game preserve.

Table 1 Overview of the game preyed by wolves in the hunting ground Ralsko

	2014		2015		2016		2017		2018	
	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills
fallow deer	366	35	331	37	380	26	403	33	391	53
red deer	98	1	72	8	75	2	128	4	126	10
roe deer	243	37	253	31	256	27	268	4	255	11
wild boar	422	9	399	9	350	10	330	6	366	7
mouflon	55	10	27	5	16	5	6	6	0	1



Graph 1 Overview of the game preyed by wolves in the hunting ground Ralsko

Data from hunting grounds are presented in tables 1– 6 and graphs 1– 3.

Securing the fences around the game preserves in 2018 stopped penetrating of wolves into the enclosures and thus also predation on game artiodactyls.

Discussion

The found differences between particular hunting grounds were given primarily by the different food offer. Thus for instance, in the game preserve Velký Dub, red deer and roe deer do not occur, while in the game preserve Židlov red deer is more common than in free range hunting ground Ralsko. The findings are consistent with the data published for regions of the mid-European agricultural landscape in western Poland (NOWAK et al. 2011) and eastern Germa-

ny (ANSORGE et al. 2006, WAGNER et al. 2012), recently recolonized by wolves. A similar food composition was found in northeastern and eastern Poland (e.g. JEDRZEJEVSKI et al. 1996, 2000, 2012, MYSLAJEK et al. 2018), and Latvia (ŽUNNA et al. 2009), where wolves belonging to the Baltic population occur (HULVA et al. 2017). Here, in the food of wolves rather smaller ungulates, such as roe deer, fallow deer, and mouflon prevail.

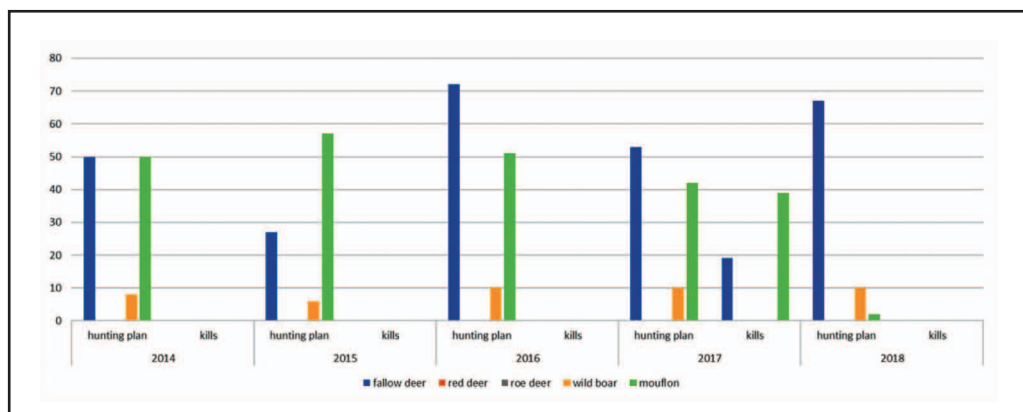
Older data on food of wolves from the Czech Republic (FEJKLOVÁ et al. 2004) should be considered only orientation data, because they were based on the analysis of a small sample of wolf feces. On the contrary, in the Carpathian population, in food of wolves red deers and wild boars prevail (BRIEK & VOSKÁR 1987, ŠMIETANA & KLIMEK 1993, HELL et al. 2001), including the recolonized northern Hungary (ŁANSZKI et al. 2012).

Table 2 Portion of the game preyed by wolve from the hunting plan (hunting ground Ralsko)

2014 - 2018	hunting plan	kills	%
fallow deer	1871	184	10
red deer	499	25	5
roe deer	1275	110	9
wild boar	1867	41	2
mouflon	106	27	25
altogether	5618	387	7

Table 3 Overview of the game preyed by wolves in the hunting ground Velký Dub

	2014		2015		2016		2017		2018	
	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills
fallow deer	50	0	27	0	72	0	53	19	67	0
red deer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
roe deer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wild boar	8	0	6	0	10	0	10	0	10	0
mouflon	50	0	57	0	51	0	42	39	2	0



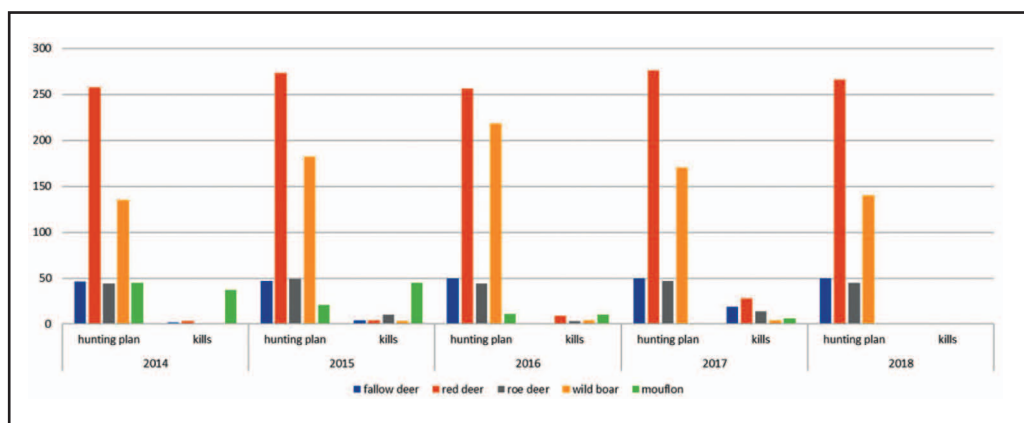
Graph 2 Overview of the game preyed by wolves in the hunting ground Velký Dub

Table 4 Portion of the game preyed by wolves from the hunting plan in the hunting ground Velký Dub.

2014 - 2018	hunting plan	kills	%
fallow deer	269	19	7
red deer	0	0	0
roe deer	0	0	0
wild boar	44	0	0
mouflon	202	39	19
altogether	515	58	11

Table 5 Overview of the game preyed by wolves in the hunting ground Židlov

	2014		2015		2016		2017		2018	
	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills	hunting plan	kills
fallow deer	46	2	47	4	50	1	50	19	50	0
red deer	258	3	273	4	256	9	276	28	266	0
roe deer	44	1	49	10	44	3	47	14	45	0
wild boar	135	1	182	3	218	4	170	4	140	0
mouflon	45	37	21	45	11	10	0	6	0	0



Graph 3 Overview of the game preyed by wolves in the hunting ground Židlov

Table 6 Portion of the game preyed by wolves from the hunting plan in the hunting ground Ralsko

2014–2018	hunting plan	kills	%
fallow deer	243	26	11
red deer	1329	44	3
roe deer	229	28	12
wild boar	845	12	1
mouflon	77	98	127
altogether	2723	208	8

Abstract

During the time period 2014–2018, in three hunting grounds (one free range, two game preserves), on the ground of the former military area Ralsko in Northern Bohemia, altogether 653 preys of the wolf were found. The most frequently preyed animals were the fallow deer (35.1 %), followed by mouflon (25.1 %), roe deer (21.1 %), red deer (10.6 %), and wild boar (8.1 %). The wolves have hunted annually 0.02–0.14 individuals/100 ha of mouflon, 0.02–0.13 ind./100 ha of fallow deer, 0.02–0.08 ind./100 ha of roe deer, 0.02–0.04 ind./100 ha of red deer and 0.01–0.03 ind./100 ha of wild boar, altogether 0.35–10.86 ind./100 ha of the ungulates. Secure fences of game preserves prevented predation of wolves on ungulates.

References

- ANDĚRA, M. & ČERVENÝ, J. (2009): Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (*Carnivora*). [Large mammals in the Czech Republic. Distribution, History and Protection. 2. Carnivores (Carnivora), in Czech with English summary]. – Národní muzeum Praha, 215 str.
- ANSORGE, H.; KLUTH, G. & HAHNE, S. (2006). Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. – *Acta Theriol.* **51**(1): 99–106.
- BRTEK, L. & VOŠKÁR, J. (1987). Potravná biologie vlka v podmínkách slovenských Karpát. – *Biológia*, **42**: 985–990.
- Červený, J.; ANDĚRA, M.; KOUBEK, P.; HOMOLKA, M. & TOMAN, A. (2001): Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. – *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.* **26**: 111–125.
- CHAPRON, G.; KACZENSKY, P.; LINNELL, J.D.C.; VON ARX, M. et al. 2014: Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. – *Science* **346**: 1517–1519.
- FEJKLOVÁ, P.; ČERVENÝ, J.; KOUBEK, P.; BARTOŠOVÁ, D. & BUFKA, L. (2004): Poznámky k potravě vlka obecného (*Canis lupus*), v České republice. [On the diet of the wolf (*Canis lupus*) in the Czech Republic, in Czech with English summary]. – *Lynx*, n. s. (Praha) **35**: 27–33.
- FLÍČEK, F. (2019): Vliv vlka (*Canis lupus*) na spárkatou zvěř v oblasti Ralska. [Impact of the wolf on ungulates in Ralsko region (N Bohemia, Czech Republic), in Czech]. – Bachelor thesis, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences, pp. 54.
- HELL, P.; SLAMEČKA, J. & GAŠPARÍK, J. (2001): Vlk v slovenských Karpátoch a vo svete. [Wolf in Slovakia Carpathians and in the world, in Slovak]. – Impact PAPER, Bratislava, 161 pp.
- HULVA, P.; ČERNÁ BOLFIKOVÁ, B.; WOZNICOVÁ, V.; JINDŘICHOVÁ, M.; BENEŠOVÁ, M. et al. (2017): Wolves at the crossroad: Fission – fusion range biogeography in



Fig. 3 Wolf with prey of Red deer (Foto J. Vogeltanz)

- the Western Carpathians and Central Europe. – Diversity and Distribution. Doi: 10.1111/ddi.12676.
- JĘDRZEJEWSKA, B.; JĘDRZEJEWSKA, W.; BUNEVICH, A.; MILKOWSKI, L. & OKARMA, H. (1996): Population dynamics of wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847–1993. – *Mammal Review* **26** (2–3): 103–126.
- JĘDRZEJEWSKI, W.; JĘDRZEJEWSKA, B.; OKARMA, H.; SCHMIDT, K.; ZUB, K. & MUSIANI, M. (2000): Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. – *Journal of Mammalogy* **81**: 197–212.
- JĘDRZEJEWSKI, W.; NIEDZIALLOWSKA, M.; HAYWARD, M.W.; GOSZCZYŃSKI, J. et al. (2012): Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. – *Journal of Mammalogy* **93** (6): 1480–1492.
- KLUTH, G.; GRUSCHWITZ, M. & ANSORGE, H. (2002): Wölfe in Sachsen. – *Naturschutzarbeit in Sachsen* **44**: 41–46.
- KUTAL, M.; BELOTTI, E.; VOLFOVÁ, J.; MINÁRIKOVÁ, T.; BUFKA, L. et al. (2017): Výskyt velkých šelem – rysa ostrovidy (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) – a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (Carnivora). [Occurrence of large carnivores – *Lynx lynx*, *Canis lupus*, and *Ursus arctos* – and of *Felis silvestris* in the Czech Republic and western Slovakia in 2012–2016 (Carnivora), in Czech with English summary]. – *Lynx*, n. s. (Praha) **48**: 93–107.
- LANSZKI, J.; MÁRKUS, M.; ÚJVÁRY, D.; SZABO, A. & SZEMETHY, L. (2012): Diet of wolves *Canis lupus* returning to Hungary. – *Acta Theriologica* **57** (2): 189–193.
- NOWAK, S. & MYSLAJEK, R.W. (2016): Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. – *Mammal Research* **61**: 83–89.
- NOWAK, S.; MYSLAJEK, R.W.; KŁOSIŃSKA, A. & GABRYS, G. (2011): Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and central Poland. – *Mammalian Biology* **76** (6): 709–715.
- ŚMIETANA, W.; KLIMEK, A. (1993): Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. – *Acta theriologica* **38**: 245–251.
- WAGNER, C.; HOLZAPFEL, M.; KLUTH, G.; ANSORGE, H. (2012): Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. – *Mammalian Biology* **77** (3): 196–203.
- ŽUNNA, A.; OZOLIŅŠ, J. & PUPILAC, A. (2009): Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analyses. – *Estonian Journal of Ecology* **58** (2): 14–152.

Anschrift der Verfasser:

JAROSLAV ČERVENÝ
 MILOSLAV ZIKMUND
 Department of Game Management and Wildlife Biology, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences, in Prague
 Kamýcká 129
 165 00 Praha 6, Suchbátov
 E-Mail: cerveny@fd.czu.cz

FRANTIŠEK FLÍČEK
 MILOSLAV ZIKMUND
 Vojenské lesy a statky ČR s. p.
 Nádražní 115, 471
 24 Mimoň
 E-Mail: miloslav.zikmund@vls.cz;
 frantisek.flicek@vls.cz

Příloha číslo IV:

Červený, J., Zikmund, M., Vitáček, Z., Červená, A., 2020: Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj. *Bohemia centralis* 36, 525-544.

Savci (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) severovýchodní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj

Mammals (Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha) of the Kokořínsko-Máchův kraj Protected Landscape Area (Bohemia, Czech Republic), northeastern part

Jaroslav Červený¹, Miroslav Zikmund¹, Zdeněk Vítáček² a Alena Červená³

¹ Fakulta lesnická a dřevařská, ČZU v Praze, Kamýčká 129, 165 00 Praha 6; e-mail: cerveny@fld.czu.cz, zikmund@fld.czu.cz

² Vlastivědné muzeum a galerie v České Lípě, nám. Osvobození 297/1, 470 01 Česká Lípa; e-mail: vitacek@muzeumcl.cz

³ Mimoňská 630, 190 00 Praha 9; e-mail: cervena.al@gmail.com

Abstract. The authors report results of a short-term research on mammals (excluding the bats) in the Kokořínsko-Máchův kraj Protected Landscape Area NE part. Altogether, 42 mammal species have been recorded there (6 eulipotyphlans, 16 rodents, 12 carnivores, 7 artiodactylans, 1 lagomorph). In total, 149 specimens of small mammals were found at 15 sites by live traps: *Sorex araneus*, *S. minutus*, *Neomys fodiens*, *N. anomalus*, *Talpa europaea*, *Clethrionomys glareolus*, *Arvicola amphibius*, *Microtus arvalis*, *M. agrestis*, *M. subterraneus*, *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *A. agrarius*, *Micromys minutus*. At 15 sites larger mammals were monitored by camera traps: *Mustela erminea*, *Martes martes*, *M. foina*, *Meles meles*, *Lutra lutra*, *Vulpes vulpes*, *Canis lupus*, *Nyctereutes procyonoides*, *Sus scrofa*, *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus*, *Dama dama*, *Ovis aries musimon*, *Lepus europaeus*. The following fourteen species were recorded during day and night counting, snow tracking, faeces sampling and kill collecting on the road: *Erinaceus europaeus*, *Castor fiber*, *Sciurus vulgaris*, *Glis glis*, *Ondatra zibethicus*, *Mus musculus*, *Rattus norvegicus*, *Myocastor coypus*, *Mustela nivalis*, *Mustela putorius*, *Canis aureus*, *Procyon lotor*, *Cervus nippon* and *Alces alces*. One species was recorded in the study area for the first time: *Canis aureus*. Eight species were classified as possibly occurring there: *Crociodura suaveolens*, *Erinaceus roumanicus*, *Spermophilus citellus*, *Cricetus cricetus*, *Muscardinus avellanarius*, *Eliomys quercinus*, *Rattus rattus* and *Oryctolagus cuniculus*.

Key words: northern Bohemia, Eulipotyphla, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha, faunistic survey

Úvod

Přestože fauna savců České republiky je díky intenzivnímu výzkumu v druhé polovině 20. století a díky současnému monitoringu zejména chráněných území poměrně dobře známa, stále zůstávají území, která detailně zpracována stále nejsou. K těmto oblastem patří i území v roce 2014 rozšířeného CHKO Kokořínsko, které se označuje jako Máchův kraj. Do současné doby existuje pouze jeden ucelenější přehled savčí fauny tehdejšího vojenského výcvikového prostoru Ralsko (Vitáček 1997), jedna publikace zabývající se savci okolí Novozámeckého rybníka (Šutera et al. 1993), jedna publikace o vydře (Vitáček & Pytloun 2008) a jedna publikace o návratu bobra na sledované území (Vitáček 2011). Novější konkrétní údaje lze nalézt v Atlasech rozšíření savců v České republice publikovaných Národním muzeem v Praze: Anděra (2000), Anděra & Beneš (2001), Anděra & Beneš (2002), Anděra & Červený (2004), Anděra & Hanzal (1995), Anděra & Hanzal (1996), Anděra & Červený (2009 a), Anděra & Červený (2009 b) a v Nálezové databázi ochrany přírody (NDOP) spravované AOPK ČR. Jednotlivé nálezy některých druhů jsou pak publikovány i v dalších pracích (např. Honců et al. 1974, Vohralík, Anděra 1976, Vondráček & Honců 1978, Hanzal 1992, Vondráček 1998, Bárta & Benda 1998, Honců 1999, Anděra & Červený 2008, Anděra 2010, Poledník et al. 2012, Vorel et al. 2012).

Stručná charakteristika sledované oblasti

Oblast je geomorfologicky dosti pestrá s velmi rozdílnými typy prostředí (Mackovčín et al. 2002, Chytrý et al. 2010, Beran et al. 2012). Centrální část tvoří pískovcové plošiny rozbrázděné hustou sítí kaňonovitých údolí Hradčanské pahorkatiny se skalními pseudokrasovými formacemi Hradčanských stěn. Jihovýchodní části území dominuje Bezděžská vrchovina s výraznými vrcholy Velký Bezděz (604 m n. m.) a Malý Bezděz (578 m n. m.). Okrajové ploché pánve jsou vytvořeny zejména v povodí toků Ploučnice a Robečského potoka s několika rybníky (Hradčanské rybníky, Heřmanický rybník, Máchovo jezero a Novozámecký rybník). Typická jsou četná rašeliniště. Kvádrové pískovce jsou rozčleněné do bizarních skalních útvarů, kaňonovitých soutěsek i jednotlivých skal, vytvořeny jsou i četné převisy, galerie a pseudokrasové podzemní prostory. Území je řazeno převážně do teplé a částečně do mírně teplé oblasti. V pánevních polohách a roklích se projevuje mírná teplotní inverze. Území většinou pokrývají lesy (78 %), v nichž převažuje borovice lesní (68 %). Smrk se vyskytuje na svazích a dnech roklí a na rašelinných půdách, ale také na kyselých stanovištích 3. a 4. lesního vegetačního stupně a na oglejených či podmáčených stanovištích. Modřín se vyskytuje jednotlivě i ve skupinách zejména na stanovištích 3. a 4. lesního vegetačního stupně. Z listnatých dřevin je nejvíce zastoupen buk (6 %), který se vyskytuje zejména na vyvrělinách buď jako příměs nebo tvoří i jednodruhový

porost (např. Pecopala). Dub letní se vyskytuje jako příměs na oglejených půdách, dub zimní spíše na osluněných svazích 2. a 3. lesního vegetačního stupně. Významnějšího zastoupení dosahuje bříza (necelých 6 %), která se vyskytuje na chudých i podmáčených stanovištích a místy vytváří celistvé nesmíšené porosty. Na Dokesku jsou vytvořeny poměrně rozsáhlé boreokontinentální bory, které se zde vyznačují vyšší příměsí listnáčů, zejména dubu zimního a letního a výskytem vřesu, borůvky a brusinky. Ve většině borů je bohatě vyvinuto mechové a řídké i lišejníkové patro. V rašelinných borech je přimíšena bříza pýřitá a vyskytují se zde i klikva bahenní, vlochyně, brusinka a borůvka, místy i rojovník bahenní. Acidofilní bučiny se vyskytují v NPR Břehyně – Pecopala, na Bezdězu a Bukové hoře, v jejichž sousedství se ostrůvkovitě objevují květnaté bučiny. Na skalách, hřebenech a strmých svazích se vyskytují specifické typy boreokontinentálních borů, které lze hodnotit jako přirozené. V různověkých porostech s příměsí břízy je bylinné patro velmi chudé, nejčastěji zastoupené borůvkou, brusinkou a vřesem. Hradčanské stěny se vyznačující vysokou rozmanitostí rostlinných druhů, rostou zde společně druhy vápnomilné i acidofilní. Okolí vodních ploch a vodních toků lemují podmáčené biotopy, zejména druhově rozmanité mokré louky, rašeliniště a mokřady.

Materiál a metodika

Ve sledované oblasti byli pro účely této zprávy cíleně sledováni savci náležející řádům hmyzožravci (Eulipotyphla), hlodavci (Rodentia), šelmy (Carnivora), sudokopytníci (Artiodactyla) a zajíci (Lagomorpha). Sledování se uskutečnilo v průběhu roku 2017, nicméně do přehledu zjištěných druhů byly zařazeny i naše náhodné vlastní dřívější nálezy, které doposud nebyly publikovány.

Savci byli zjišťováni následujícími metodami:

- a) přímé pozorování jedinců nebo jejich specifických pobytových stop
- b) noční sledování pomocí silných světel nebo noktovizoru
- c) sběr uhynulých jedinců na dopravních komunikacích
- d) odchyt drobných zemních savců (hmyzožravci, hlodavci) do živochytných pastí, které byly exponované na níže uvedených lokalitách v termínech 12.–15. 7. 2017, 12.–15. 8. 2017, 12.–15. 9. 2017, 12.–15. 10. 2017. Během odchytů byly pasti kontrolovány v jedno- až dvouhodinových intervalech a chycená zvířata byla vypouštěna ve vzdálenosti cca 100 m od odchyťových míst, aby se opětovně nechytala. Jako padací pasti byly použity plastové nádoby o obsahu 3 l zakopané na úroveň terénu. Mimo doby odchytů byly pasti uzavřeny, aby nedocházelo k nežádoucím úhynům jedinců. Na každém z 15 stanovišť byly umístěny 3 pasti. Lokality byly vybrány tak, aby zahrnuly rozdílná prostředí a aby pokud možno nebyly shodné s lokalitami dřívějších odchytů (Vitáček 1997).

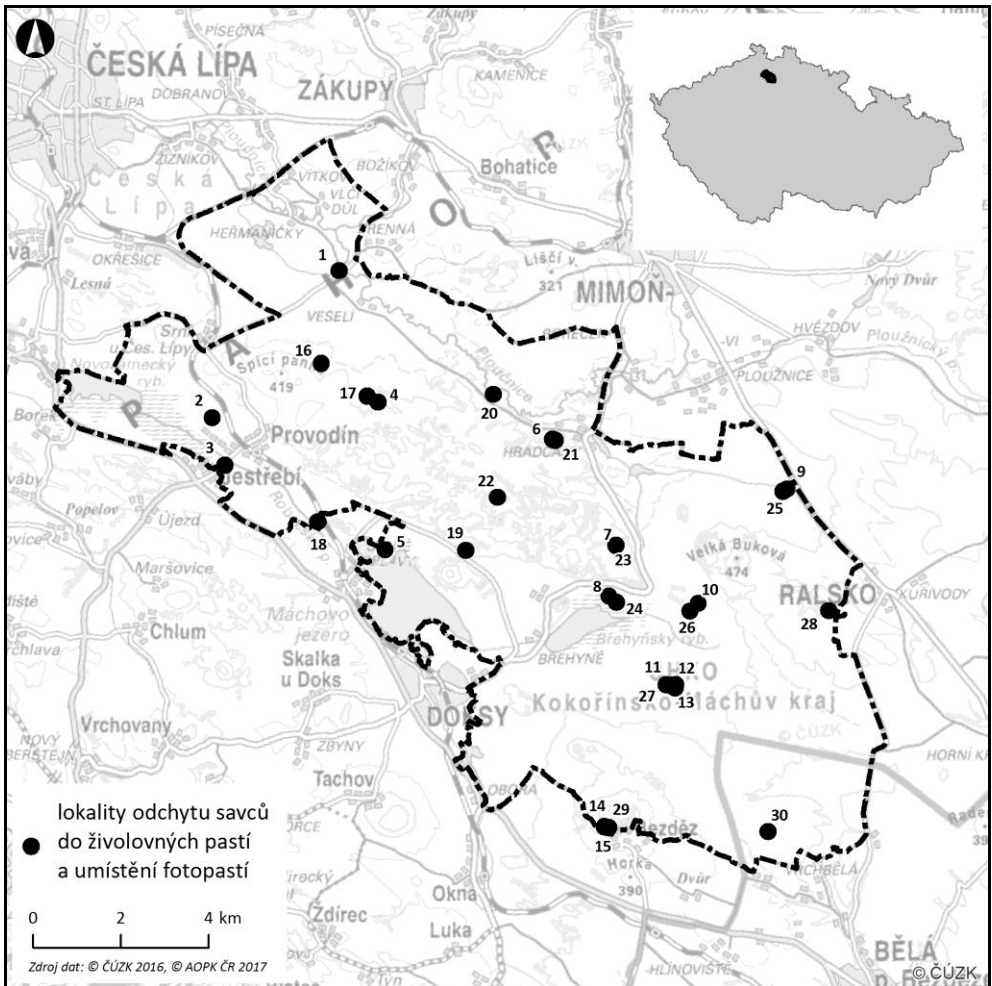
1. Brenná, Brennský mlýn (50.6521739N, 14.6280833E), 250 m n. m., břeh Ploučnice;

2. Provodín, Provodínská pískovna (50.6219050N, 14.5873044E), 255 m n. m., březový porost na písčitém podloží poblíž přírodního koupaliště;
3. Jestřebí (50.6122308N, 14.5914428E), 250 m n. m., břeh Robečského potoka s křovinami a skupinami stromů;
4. Hradčany, Senná brána (50.6252731N, 14.6407325E), 290 m n. m., bor;
5. Doksy, NPP Swamp (50.5950364N, 14.6433411E), 265 m n. m., okraj rašeliniště;
6. Hradčany, Hradčanské stěny (50.6176528N, 14.6978731E), 305 m n. m. skalní stěny v lesním prostředí;
7. Doksy, Travní rokle (50.5961769N, 14.7177133E), 300 m n. m, skalní útvary v lesnatém údolí;
8. Doksy, hranice NPR Pecopala (50.5857592N, 14.7155300E), 275 m. n. m., mokřad;
9. Hradčany (50.6078317N, 14.7727750E), 620 m n. m., prameniště Hradčanského potoka;
10. Kuřivody, Strážov (50.5843356N, 14.7443436E), 290 m n. m., okraj louky a lesa;
11. Doksy, Fleslovo jezírko (50.5677539N, 14.7370319E), 285 m n. m., okraj vzrostlého lesa;
12. Doksy, Fleslovo jezírko (50.5676039N, 14.7355675E), 285 m n. m., borová mlazina v oplocence;
13. Doksy, Fleslovo jezírko (50.5670397N, 14.7368911E), 285 m n. m., mokřadní stanoviště v lese;
14. Bezděz, Malý Bezděz (50.5385350N, 14.7143203E), 465 m n. m., suťové pole;
15. Bezděz, Malý Bezděz (50.5383747N, 14.7159028E), 465 m n. m., acidofilní bučina;

e) použití tzv. fotopastí na vhodných místech předpokládaného průchodu šelem, sudokopytníků a zajíců (většinou na vyšlapaných stezkách) od 1. 7. 2017 do 20. 10. 2017. Lokality byly vybrány tak, aby zahrnuly rozdílná prostředí.

16. Veselí (50.6331911N, 14.6224050E), 280 m n. m., remízek;
17. Hradčany, Senná brána (50.6265697N, 14.6373075E), 290 m n. m., bor;
18. Doksy, Staré Splavy (50.5995333N, 14.6227939E), 260 m n. m., u železniční tratě;
19. Doksy, Malý Borný (50.5949847N, 14.6693464E), 320 m n. m., lesní porost se skalními útvary;
20. Hradčany (50.6270156N, 14.6780028E), 255 m n. m., meandr Ploučnice;
21. Hradčany, Hradčanské stěny (50.6178894N, 14.6971139E), 310 m n. m., okraj suťového pole pod vrcholem;
22. Hradčany, Za Starou oborou (50.6059653N, 14.6794503E), 325 m n. m., lesní porost se skalními útvary;
23. Doksy, Travní rokle (50.5961769N, 14.7177133E), 300 m n. m, skalní útvary v lesnatém údolí;
24. Doksy, hranice NPR Břehyně – Pecopala (50.5844781N, 14.7178650E), 270 m. n. m., mokřad;

25. Hradčany (50.6074214N, 14.7714233E), 620 m n. m., prameniště Hradčanského potoka;
26. Kuřivody, Strážov, Dubová hora (50.5827883N, 14.7416831E), 295 m n. m., lesní porost;
27. Doksy, Fleslovo jezírko (50.5677100N, 14.7340494E), 290 m n. m., lesní porost;
28. Doksy, Čihadla (50.5829008N, 14.7862719E), 350 m n. m., lesní průsek;



Obr. 1. Mapa zájmového území s vyznačením sledovaných lokalit, ● – odchyty drobných zemních savců (1–15) a umístění fotopastí (16–30).

Fig. 1. The map with the sites under study, ● – sites of small terrestrial mammal trapping (1–15) and camera traps sites (16–30).

29. Bezděz, Malý Bezděz (50.5383747N, 14.7159028E), 465 m n. m., acidofilní bučina;

30. Vrchbělá (50.5376439N, 14.7670044E), 305 m n. m., travní porosty s rozvolněnými křovinami a vtroušenými stromy.

Výsledky

HMYZOŽRAVCI – EULIPOTYPHLA

Rejsek obecný (*Sorex araneus*)

Přehled lokalit: č. 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15.

Poznámky: Rejsek obecný patří k zcela běžným druhům sledovaného území. Byl zjištěn na 100 % sledovaných lokalit a zároveň byl nejpočetnějším druhem v odchycích do živochytných pastí, kde představoval 20,8 % celkového vzorku.

Rejsek malý (*Sorex minutus*)

Přehled lokalit: č. 1, 3, 5, 7, 8, 9, 13, 14, 15.

Poznámky: Rejsek malý patří k běžným druhům sledovaného území. Byl zjištěn na 60 % všech sledovaných lokalit, scházel především v čistě lesních porostech. Společně s norníkem rudým byl druhým až třetím nejpočetnějším druhem v odchycích do živochytných pastí, kde představoval 13,4 % celkového vzorku.

Rejsec vodní (*Neomys fodiens*)

Přehled lokalit: č. 1, 3, 5, 8, 9.

Poznámky: Rejsec vodní je v sledovaném území striktně vázán na vodní prostředí, především na drobné toky, méně na mokřadní stanoviště. Byl zjištěn na 33,3 % všech sledovaných lokalit, při odchycích do živochytných pastí představoval 6 % celkového vzorku.

Rejsec černý (*Neomys anomalus*)

Přehled lokalit: č. 1, 3, 5, 8, 9, 13.

Poznámky: Rejsec černý byl ve sledovaném území, zcela ve shodě s dosavadními poznatky, dokumentován na mokřadních stanovištích. Byl zjištěn na 40 % všech sledovaných lokalit, při odchycích do živochytných pastí představoval pouze 4,7 % celkového vzorku. Vzhledem k vyhraněným nárokům na prostředí a omezenému výběru lokalit odchytu je možné, že zjištěné hodnoty neodpovídají skutečnosti a druh je ve skutečnosti běžnější.

Krtek obecný (*Talpa europaea*)

Přehled lokalit: č. 10. Břehyně (50.5877011N, 14.7045692E), 17. 10. 2017, 280 m n. m., lex. uhynulý na silnici.

Poznámky: Jediný odchycený jedinec představuje frekvenci výskytu 6,7 % a dominanci 0,7 %, což ale vzhledem ke způsobu života krta a náhodnosti odchytu nepředstavuje skutečný stav. Na množství lokalit (např. Břehyně, Hradčany, Jestřebí, Provodín, Veselí, Vrchbělá, Zahrádky) byly zjištěny typické pobytové znaky, tj. krtiny.

Ježek západní (*Erinaceus europaeus*)

Přehled lokalit: Provodín (50.6222508N, 14.5999417E), 12. 7. 2017, 290 m n. m., 1 ex., uhynulý na silnici; Hradčany (50.6165261N, 14.7068758E), 275 m n. m., 13. 8. 2017, 1 ex. pozorován v noci v intravilánu obce; Staré Splavy (50.5987075N, 14.6525236E), 15. 9. 2017, 285 m n. m., 1 ex. pozorován v noci na silnici; Obora (50.5414167N, 14.6749683E), 13. 9. 2017, 285 m n. m., noční pozorování 1 ex. na silnici u vsi.

Poznámky: Zjištěné údaje pravděpodobně nepředstavují skutečný výskyt druhu ve sledované oblasti. Výskyt lze přepokládat i na dalších lokalitách, zejména bez souvislých lesů. Druh je zde známý z literatury: Vondráček & Honců 1978 (z vývržků výra), Vitáček 1997.

HLODAVCI – RODENTIA

Bobr evropský (*Castor fiber*)

Přehled lokalit: Hradčany (50.6250417N, 14.6992136E), 265 m n. m., 12. 7. 2015, přímé pozorování v řece Ploučnici; Brenná (50.6426019N, 14.6502383E) 260 m n. m., 14. 7. 2017, starší okusy na břehu Ploučnice; Hradčany (50.6426019N, 14.6502383E), 465 m n. m., 12. 9. 2017, starší okusy na břehu Ploučnice.

Poznámky: Tento druh byl zatím zjištěn ve sledovaném území na základě starších okusů dřevin v porostech řeky Ploučnice a přímým pozorováním v řece, jiné pobytové znaky (přehrady, hrady) svědčící o rozmnožování nebo stálém výskytu prokázány nebyly. Jedná se o rychle se šířícího hlodavce (Červený et al. 2001, Vorel et al. 2012), u kterého je známý stálý výskyt z okolí České Lípy, Stráže pod Ralskem a Novin pod Ralskem (Vorel ad verb.).

Veverka obecná (*Sciurus vulgaris*)

Přehled lokalit: Bezděz (50.5383789N, 14.7143992E), 12. 8. 2017, 495 m n. m., lesní porost, pozorování 1 ex. (rezavá forma); Doksy, Čihadlo (50.5832817N, 14.6705011E) 15. 7. 2017, 275 m n. m., lesní porost, pozorování 1 ex. (rezavá forma); Ralsko, Strážov (50.5839614N, 14.7423561E), 14. 8. 2017, 290 m n. m., lesní porost, pozorování 1 ex. (rezavá forma); Hradčany (50.6087989N, 14.7718606E), 15. 10. 2017, 290 m n. m., lesní porost, pozorování 1 ex. (černá forma); Hradčany, Dělová cesta (50.5987281N, 14.6772964E), 3. 8. 2017, 375 m n. m., lesní porost, pozorování 1 ex. (černá forma); Hradčany, Studená rokle (50.6116858N, 14.6660742E), 22. 8. 2017, 325 m n. m., lesní porost, pozorování 1 ex. (černá forma).

Poznámky: Náhodná pozorování nedávají přehled o skutečném výskytu druhu ve sledovaném území. V minulosti běžný výskyt (Vondráček & Honců, 1978, Šutera et al. 1993, Vitáček 1997, Anděra & Beneš 2002). V letech 2004 až 2007 byla na lokalitě u Fleslova jezírka (50.5672933N, 14.7367181E) několikrát vypuštěna mláďata veverky obecné odchovaná ve stanici v Mimoni.

Plch velký (*Glis glis*)

Přehled lokalit: Hradčany, Psí kostel (50.6275950N, 14.6628108E), 12. 8. 2017, 300 m n. m., 1 ex. v ptačí budce; Hradčany, Psí kostel (50.6274206N, 14.6635375E), 21.8.2018, 300 m n. m., 3 ex. v pískovcové kapse jeskyně; Hradčany, Hradčanská vyhlídka (50.6175797N, 14.6984389E), 12. 8. 2017, 330 m n. m., 1 ex. v ptačí budce; Doksy, U Flesla

(50.5673211N, 14.7367678E), 13. 8. 2017, 285 m n. m., 1 ex. v ptačí budce; Ralsko, Malá Buková (50.5975822N, 14.7466544E), 21. 10. 2017, 330 m n. m., 1 ex. v ptačí budce; Bezděz (50.5389103N, 14.7169742E), 11. 7. 2017, 450 m n. m., 1 ex. v ptačí budce.

Poznámky: Neobvykle velký počet náhodných nálezů naznačuje běžný výskyt druhu na sledovaném území, zvláště na lokalitách s pískovcovými skalními útvary a bukovými porosty. Ploch velký se hojně vyskytuje i v okolí sledovaného území. Pravidelně je pozorován na lokalitách: vrch Ralsko, vrch Tlustec, Noviny pod Ralskem, Vranov a Malé Ralsko, Průrva Ploučnice (Horáček in litt, Švec, ad verb.). Zcela běžným druhem byl ploch velký i v minulosti, o čemž svědčí množství publikovaných údajů z více lokalit již od konce 19. století (Wurm 1894, Pražák 1896, Loos 1913, Michel 1929, vše in Anděra & Beneš 2001).

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

Přehled lokalit: Zahrádky (50.6298586N, 14.5468514E), 17. 6. 2015, 250 m n. m., pozorování 1 ex. u břehu Novozámeckého rybníka; Břehyně, Břehyňský rybník (50.5774553N, 14.6958144E), 7. 11. 2017, 270 m n. m., pozorování 1 ex. při výlovu rybníka.

Poznámky: V druhé polovině 20. století byl výskyt druhu podle publikovaných údajů (Vondráček & Honců 1978, Šutera et al., 1993, Anděra, Beneš, 2001) zřejmě častější a je velice pravděpodobné, že se početnost ondatry výrazně snížila, tak jako v jiných oblastech ČR (Anděra & Beneš 2001).

Norník rudý (*Clethrionomys glareolus*)

Přehled lokalit: č. 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 14, 15.

Poznámky: Norník rudý patří k běžným druhům sledovaného území. Byl zjištěn na 86,7 % všech sledovaných lokalit a společně s rejskem malým byl druhým až třetím nejpočetnějším druhem v odchytech do živochytných pastí, kde představoval 13,4 % celkového vzorku.

Hryzec vodní (*Arvicola amphibius*)

Přehled lokalit: č. 1, 3. Hradčany, meandr Ploučnice (50.6270156N, 14.6780028E), 13. 9. 2017, 255 m n. m., 1 ex. uhynulý na břehu Ploučnice

Poznámky: Hryzec vodní byl zjištěn na 13,3 % všech sledovaných lokalit, při odchytech do živochytných pastí představoval 2 % celkového vzorku. Ve sledované oblasti se kvůli nesnadnosti odchyty běžně užívanými metodami jedná o méně často nacházený druh, který je však ve skutečnosti poměrně hojný (Vondráček & Honců 1978, Šutera et al. 1993, Vítáček 1997).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

Přehled lokalit: č. 1, 2, 3, 5, 6, 10.

Poznámky: Hraboš polní byl zjištěn na 40 % všech sledovaných lokalit, při odchytech do živochytných pastí představoval 10,1 % celkového vzorku. K zajímavostem patří jeho výskyt na úpatí skalní stěny v lesním porostu.

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

Přehled lokalit: č. 1, 3, 5, 8, 9, 10, 13.

Poznámky: Hraboš mokřadní patří k zcela běžným druhům sledovaného území, a to zejména na bezlesí či mokřadních lokalitách. Byl zjištěn na 46,7 % všech sledovaných lokalit. Zároveň byl čtvrtým nejpočetnějším druhem v odchycích do živochytných pastí, kde představoval 10,7 % celkového vzorku.

Hrabošík podzemní (*Microtus subterraneus*)

Přehled lokalit: č. 1, 10.

Poznámky: Hrabošík podzemní byl ve sledovaném území zjištěn pouze na dvou lokalitách, tj. na 13,3 % všech sledovaných lokalit, při odchycích do živochytných pastí představoval pouze 1,3 % celkového vzorku. Tento druh je v celé sledované oblasti i jejím okolí výjimečně zjišťovaným druhem, jediný doposud známý výskyt pocházel od Novozámeckého rybníka (Šutera et al., 1993). Hrabošík podzemní má zde, pravděpodobně jako i jinde v ČR (Anděra & Beneš 2001), značně ostrůvkovitý výskyt.

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)

Přehled lokalit: č. 1, 2, 3, 7, 10, 15.

Poznámky: Myšice křovinná byla ve sledovaném území zjištěna na 40 % všech sledovaných lokalit, při odchycích do živochytných pastí představovala 6,7 % celkového vzorku. Tento druh je ve sledovaném území patrně početnější, než jak naznačují naše výsledky, neboť myšice dovedou ze živochytných pastí vyskočit.

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

Přehled lokalit: č. 4, 6, 7, 10, 11, 12, 14, 15.

Poznámky: Myšice lesní byla ve sledovaném území zjištěna na 53,3 % všech sledovaných lokalit, při odchycích do živochytných pastí představovala 8,1 % celkového vzorku. Tento druh je ve sledovaném území, obdobně jako myšice křovinná, patrně početnější, než jak naznačují naše výsledky.

Myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*)

Přehled lokalit: č. 1, 2.

Poznámky: Myšice temnopásá byla ve sledovaném území zjištěna na dvou lokalitách, tj. na 13,3 % všech sledovaných lokalit. Při odchycích do živochytných pastí představovala pouze 1,3 % celkového vzorku. Hranice rozšíření tohoto druhu v Čechách výrazně osciluje a sledovaná oblast momentálně leží na její jižní hranici (Anděra & Gaisler 2012). Nálezy myšice temnopásé jsou známy již od začátku 19. století (Wurm 1911 in Anděra & Beneš 2002, Vitáček 1997, Bárta & Benda, 1998, Honců 1999).

Myš domácí (*Mus musculus*)

Přehled lokalit: Staré Splavy, kemp Andrea (50.5944375N, 14.6502278E), 15. 8. 2017, 265 m n. m., 1 ex. uhynulý v kempu; Hradčany letiště (50.6224353N, 14.7270617E), 17. 10. 2017, 275 m n. m., 1 ex. uhynulý na skládce dřeva; obora Velký dub, Dvojdolí (50.6078103N, 14.6267367E), 31. 10. 2017, 275 m n. m., 1 ex. uhynulý u krmeného zařízení.

Poznámky: Tento synantropně žijící druh ve sledovaném území byl sice zjištěn sice náhodně, nicméně je však velmi pravděpodobné, že se zde v okolí lidských sídel nebo

v bývalých vojenských zařízeních vyskytuje. Z minulosti existuje více údajů o výskytu ve sledovaném území nebo v jeho těsné blízkosti, např. Česká Lípa, Doksy (Wurm 1911 in Anděra & Beneš 2002).

Potkan (*Rattus norvegicus*)

Přehled lokalit: Jestřebí (50.5996381N, 14.5977689E), 9. 9. 2015, 255 m n. m., 1 ex. sražený na silnici; Staré Splavy, kemp Andrea (50.5944375N, 14.6502278E), 15. 10. 2017, 265 m n. m., 1 ex. uhynulý v kempu.

Poznámky: Obdobně jako myš domácí byl tento synantropně žijící druh ve sledovaném území zjištěn náhodně, nicméně je velice pravděpodobné, že se zde vyskytuje na vhodných stanovištích daleko častěji. Z minulosti údaje o výskytu potkana existují, především z nálezů v potravě výra velkého (Vondráček & Honců 1978, Vondráček 1998).

Myška drobná (*Microtus minutus*)

Přehled lokalit: č. 3.

Poznámky: Myška drobná byla ve sledovaném území zjištěna pouze na jedné lokalitě, tj. na 6,7 % všech sledovaných lokalit, při odchycích do živochytných pastí představovala pouze 0,7 % celkového vzorku. Myška drobná je v celé sledované oblasti i v jejím okolí poměrně vzácně zjišťovaným druhem (Honců 1999, Anděra & Beneš 2001), nicméně zjištěný ojedinělý výskyt nemusí dokládat skutečnou početnost.

Nutrie (*Myocastor coypus*)

Přehled lokalit: Zahradky, Karasy, Novozámecký rybník (50.6286214N, 14.5541956E), 2007, 250 m n. m., 1 ex sražen automobilem; Staré Splavy, zahrada domu (50.5864031N, 14.6318672E), květen 2012, 270 m n. m., odchyt 1 ex.; Břehyně, Břehyňská průrva (50.5755714N, 14.6933253E), 16. 5. 2016, 270 m n. m., pozorování 1 ex. na břehu Břehyňského rybníku; Břehyně, Břehyňská průrva (50.5755714N, 14.6933253E), 13. 8. 2016, 270 m n. m., zjištěny stopy na břehu Břehyňského rybníku.

Poznámky: Tento druh byl ve sledovaném území zjištěn náhodně. Mohlo se jednat o jedince uniklé z chovů, nicméně není zcela vyloučené, že se zde druh vyskytuje, neboť jeho expanze je popisována z více oblastí ČR (Červený et al. 2001, Anděra & Červený 2003). Mimo sledované území byla nutrie zjištěna v Mímoni – Pernolticích (Anděra & Červený 2004), z let 2003 a 2004 u Ralska, Tuháně, Zakšína, v roce 2011 v Kamenickém Šenově a Zákupích a ze srpna 2017 z rybníků Ploužnického potoka.

ŠELMY – CARNIVORA

Hranostaj (*Mustela erminea*)

Přehled lokalit: č. 20. Břehyně (50.5874422N, 14.7132381E), 13. 8. 2017, 280 m n. m., 1 ex. přebíhal silnici.

Poznámky: Hranostaj byl ve sledovaném území zjištěn pouze na jedné pravidelně sledované lokalitě, což představuje 6,7 % z těchto lokalit. Dále existuje jen jedno další náhodné pozorování. Druh je ve sledovaném území určitě početnější, než jak naznačují naše výsledky a vyskytovat se může i v okolí lidských sídel a dokonce i uvnitř stavení. V minulosti byl prokázán častý výskyt (Anděra & Červený 2009 b).

Kolčava (*Mustela nivalis*)

Přehled lokalit: Hradčany (50.6121486N, 14.7245033E), 14. 9. 2017, 270 m n. m., 1 ex. na břehu rybníka Držník; Jestřebí (50.6122308N, 14.5914428E), 12. 8. 2017, 255 m n. m., silnice u mostu přes Robečský potok, pozorování 1 ex.

Poznámky: Kolčava byla ve sledovaném území zjištěna dvěma náhodnými pozorováními, o jejím výskytu platí totéž jako u hranostaje.

Tchoř tmavý (*Mustela putorius*)

Přehled lokalit: Břehyně (50.5875444N, 14.7048158E), 24. 7. 2016, 280 m n. m., 1 ex. usmrcený na silnici.

Poznámky: Náš ojedinělý nález nemusí představovat skutečnou situaci výskytu druhu. Tchoř tmavý může být ve sledovaném území početnější, nicméně v rámci ČR došlo koncem 20. století k výraznému snížení početnosti, takže tento jediný nález může odrážet i nízkou početnost populace.

Kuna lesní (*Martes martes*)

Přehled lokalit: č. 17, 19, 21, 26, 29. Hradčany (50.6039664N, 14.7680678E), 30. 7. 2017, 285 m n. m., lesní cesta, noční pozorování 1 ex.; Hradčany, Dlouhá rokle (50.6063547N, 14.6872206E), 15. 10. 2017, 305 m n. m., lesní porost se skalními útvary, pozorování 1 ex.

Poznámky: Kuna lesní patří k běžným druhům sledovaného území. Byla zjištěna v různých typech prostředí s výjimkou bezlesí, a to na 33,3 % všech sledovaných lokalit i na dalších místech.

Kuna skalní (*Martes foina*)

Přehled lokalit: č. 16, 17, 23, 26, 27. Hradčany, Psí kostel (50.6275531N, 14.6634669E), 25. 5. 2017, 305 m n. m., pseudokrasová jeskyně, pozorování 1 ex.; Staré Splavy (50.5981014N, 14.6549483E), 13. 9. 2016, 275 m n. m., 1 ex. uhynulý na silnici; Provodín (50.6165261N, 14.6171722E), 13. 9. 2017, 290 m n. m., noční pozorování 1 ex. na cestě; Boreček (50.6296672N, 14.7136861E), 31. 10. 2017, 275 m n. m., 1 ex. uhynulý na silnici.

Poznámky: Kuna skalní patří k hojným druhům sledovaného území. Byla zjištěna v různých typech prostředí na 33,3 % všech pravidelně sledovaných lokalit a byla pozorována i na dalších místech.

Jezevec lesní (*Meles meles*)

Přehled lokalit: č. 17, 18, 20, 22, 26, 29. Provodín (50.6189292N, 14.6149111E), 13. 9. 2017, 290 m n. m., noční pozorování 1 ex. na okraji lesíka; Jestřebí (50.6010331N, 14.5943117E), 13. 8. 2017, 265 m n. m., noční pozorování 1 ex. u silnice; Hradčany (50.6163150N, 14.7069536E), 13. 9. 2017, 290 m n. m., noční pozorování 1 ex. při ústí Smolné rokle.

Poznámky: Jezevec lesní patří k běžným druhům sledovaného území. Byl zjištěn v různých typech prostředí na 40 % všech fotopastmi pravidelně sledovaných lokalit i na dalších místech.

Vydra říční (*Lutra lutra*)

Přehled lokalit: č. 20; Zahrádky, Novozámecký rybník (50.6301375N, 14.5367931E), 5. 2. 2017, 250 m n. m., trus na břehu rybníka; Břehyně (50.5758394N, 14.6934878E), 5. 2. 2017, 270 m n. m., trus při Břehyňské průrvě; Jestřebí (50.6123333N, 14.5911803E), 17. 10. 2017, 255 m n. m., trus pod mostem přes Robečský potok; Brenná, Brennský mlýn (50.6533183N, 14.6285889E), 5. 2. 2017, 250 m n. m., stopy a trus na břehu Ploučnice; Hradčany, rybník Držník (50.6122050N, 14.7230067E), 280 m n. m., 5. 2. 2017, skluzy do vody a trus; Hradčany, Strážovský rybník (50.6108706N, 14.7415461E), 5. 2. 2017, 280 m n. m., stopy a trus; Hradčany, Hradčanský rybník (50.6187661N, 14.7077564E), 14. 4. 2011, sražená vydra na silici na hrázi rybníka; Boreček (50.6314203N, 14.7147858E), 7. 11. 2017, 270 m n. m., trus pod mostem přes řeku Ploučnici

Poznámky: Vydra říční se v poslední době stává běžným druhem potoků a dalších vodních ploch sledovaného území. Na lokalitách s fotopastmi byla sice zjištěna pouze na jedné z nich (6,7 %), nicméně nálezy pobytových znaků (stopy, trus) na několika potocích a vodních plochách svědčí o jejím poměrně hojném výskytu. Na Českolipsku se vydra šíří od roku 1991 a je dnes běžným druhem (Vitáček & Pytloun 2008). Šíření druhu a zvyšování početnosti je známo i z mnoha dalších oblastí ČR (Červený et al. 2001, Poledník et al. 2012).

Liška obecná (*Vulpes vulpes*)

Přehled lokalit: č. 16, 17, 19, 20, 21, 22, 24, 26, 27, 28, 29, 30. Srní u České Lípy (50.6329533N, 14.5846142E), 13. 8. 2017, 295 m n. m., louka u komunikace, noční pozorování 1 ex.; Provodín (50.6217642N, 14.6012653E), 13. 9. 2017, 280 m n. m., u silnice, noční pozorování 1 ex.; Provodín, Dlouhý vrch (50.6216247N, 14.6180681E), 12. 8. 2017, 300 m n. m., pole, noční pozorování 1 ex.; Břehyně, Bílý kámen (50.5866419N, 14.7271467E), 13. 8. 2017, 280 m n. m., noční pozorování 1 ex. u silnice; Břehyně (50.5736558N, 14.6870250E), 13. 7. 2017, 290 m n. m., louka u vsi, noční pozorování 1 ex.

Poznámky: Liška obecná patří k zcela běžným druhům sledovaného území, obývající prakticky všechna prostředí. Byla zjištěna na 80 % všech lokalitách sledovaných fotopastmi i náhodně pozorována na dalších místech.

Vlk obecný (*Canis lupus*)

Přehled lokalit: 17, 20, 22, 23, 26, 27. Vrchbělá (50.5341989N, 14.7842200E), 10. 10. 2017, 300 m n. m., okraj lesa, stržená daněla, stopy; Ralsko, Kančí rokle (50.5846339N, 14.7552247E), 2.4.2018, 315 m n. m., pozorování 2 ex.; Provodín, Dlouhý vrch (50.5575411N, 14.7576603E), 28. 6. 2018, 350 m n. m., pozorování 1 ex.; Ralsko, Zlatý vrch (50.5702239N, 14.7440989E), 15.7.2017, 290 m n. m., pozorování 4 ex. juv. (Vlasák, ad verb.); Doksy (50.5836292N, 14.6743944E), 28. 8. 2018, 280 m n. m., pozorování 1 F : 5 juv.; Břehyně (50.5661628N, 13.3386606E), 28. 10. 2018, 5 ex. běželo přes silnici (Černý, ad verb.); Ralsko, Mariánská cesta, (50.5575411N, 14.7576603E), 6. 11. 2018, 300 m n. m., pozorování 1 ex.; Hradčany, Studená rokle (50.6066731N, 14.6852656E), 13.11.2018, 315 m n. m., pozorování 9 ex. (Vlasák ad verb.); Hradčany, meandry Ploučnice (50.6260644N, 14.7079058E), 17.11.2018, 270 m n. m., pozorování 5 ex. (Vlasák, ad verb.); Hradčany, Studená rokle (50.6105847N, 14.6718356E), 13. 12. 2018, Hradčany, Studená rokle (50.6105847N, 14.6718356E), 13. 12. 2018, 315 m n. m., stopy několika ex.;

Ralsko, U spálené hájenky (50.5713075N, 14.7535403E), 22. 12. 2018, 290 m n. m., stopa 1 ex.

Poznámky: Vlk obecný patří v současnosti poněkud překvapivě k běžným druhům sledovaného území a na tomto území se i rozmnožuje. Byl zjištěn na 40 % všech sledovaných lokalit, kde byly instalovány fotopasti. Nalezeny byly i nory, kde se rodila vlčata. Podobné výsledky z této oblasti udává i CHKO Kokořínsko-Máchův kraj a Hnutí duha (Kutal eds. 2016). V roce 2018 byla ve sledované oblasti (mimo obory Velký Dub) nalezena na 28 lokalitách kořist vlka: 7 ex. prasete divokého, 2 ex. srnce obecného, 14 ex. daňka evropského a 6 ex. muflona. Ještě v nedávné minulosti nebyl výskyt tohoto druhu v této oblasti vůbec znám (Anděra & Červený 2009 b). První pozorování vlka pocházejí z podzimu roku 2013, kdy 2 jedinci hnali dančí zvěř v oblasti Zlatého vrchu (Flíček ad verb.). Jedním z prvních ověřených dokladů o výskytu vlka byly stopy u Fleslova jezírka (50.5676000N, 14.7360100E) ze dne 8. 3. 2014, 295 m n. m. První fotografické doklady o výskytu vlka a zároveň první zjištěné rozmnožování pochází z roku 2014. V současnosti oblast výskytu tohoto druhu výrazně přesahuje hranice sledované oblasti, pozorování např. existují z okolí Deštné, Dubé, Vrchovan, Holan, Brenné, Stráže pod Ralskem, Brniště, Lindavy, Dolní Krupé, Mukařova či Jiviny. Známé jsou i v denním tisku zveřejněné opakované případy napadení domácích ovcí na pastvinách, např. Zahrádky, Provodín, Brenná, Bezděz. Nejnověji byl zaznamenán i útok na domácí drůbež ve vesnické zástavbě: Mukařov, Borovice (50.5627297N, 14.9291922E), 1.3.2019 (Trojer, ad. verb.).

Šakal obecný (*Canis aureus*)

Přehled lokalit: Zahrádky, Novozámecký rybník (50.6217381N, 14.5373442E), 7. 9. 2016, 250 m n. m., pozorování 1 ex.; Provodín, Svatý Prokop (50.6243983N, 14.5967700E), 12. 8. 2017, 285 m n. m., večerní pozorování 1 ex. při lovu hrabošů na poli; Provodín, dobývací prostor pískovny, část pod hřbitovem 28.6.2018, (50.6264250N, 14.5909281E); Vlčí Důl (50.6688519N, 14.6289719E), 24.10.2018, 275 m. n. m., pozorování 1 ex (Svoboda, ad verb.).

Poznámky: Šakal obecný je novým druhem naší fauny, který rozšiřuje svůj areál přirozenou migrací. Ještě v nedávné minulosti se na území ČR vůbec nevyskytoval (Anděra & Červený 2009 b), v současnosti však doklady o jeho výskytu rychle přibývají. Ve sledované oblasti se jedná o první věrohodné důkazy výskytu. Nezávisle existuje ještě pozorování 1 ex. z podzimu 2016 ze silnice u Jestřebí (Horáček, in litt.) a 1 ex. u Zahrádek z roku 2018. Z blízkého okolí pak pocházejí opakovaná pozorování z roku 2015 v okolí Kuřivod a z lokalit: Svojkov (50.7147428N, 14.5898439E), 15. 4. 2018, 300 m n. m. (Fischer, ad verb.); Deštné, Deštnský vrch. (50.5324553N, 14.5200761E), 18.4.2018, 300 m n. m., pozorování 1 ex. (Slaba, ad verb.).

Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

Přehled lokalit: 25. Zahrádky, Mnichovská průrva (50.6219431N, 14.5372075E), 13. 8. 2018, 255 m n.m., noční pozorování 1 ex. na silnici (Barták ad verb.)

Poznámky: Psík mývalovitý se v ČR od konce 20. století postupně stává poměrně běžným druhem (Červený et al. 2001). Ve sledovaném území byl sice zjištěn pouze na jedné lokalitě sledované fotopastmi (6,7 %) a na další lokalitě byl pozorován, nicméně opakované údaje z blízkého okolí dosvědčují častější výskyt: Kuřivody, obora Židlov (50.6083447N, 14.8494114E), 20. 6. 2016, 350 m n. m., 1 F : 7 juv; Kuřivody, obora Židlov (50.583958,

14.833207), 20. 11. 2018, 325 m n. m., uloven 1 M juv, další 3 ex. pozorování; Kuřivody, obora Židlov (50.593900, 14.835543), 25. 11. 2018, 355 m n. m., ulovena 1F ad; Horní Rokytá (50.572310, 14.857519), 11. 11. 2018, 345 m n. m., pozorováno 5 ex.; Rokytá (50.555262, 14.858599), 7. 12. 2018, 325 m n. m., pozorování 4 ex.

Mýval severní (*Procyon lotor*)

Přehled lokalit: Staré Splavy (50.5934361N, 14.6512897E), 15. 12. 2016, 265 m n. m., stopy jednoho jedince poblíž parkoviště; Obora (50.5495689N, 14.6664422E), 14. 8. 2018, 280 m n. m., 1 ex. přejetí na silnici (Kopecký ad verb.).

Poznámky: Kromě našich nálezů byl v roce 2017 byl prokázán výskyt např. i v NPP Břehyně – Pecopala (údaje CHKO Kokofínsko-Máchův kraj) a z období okolo roku 2005 byl výskyt zaznamenán i na lokalitách Bezděz a obora Velký Dub (Anděra & Červený 2009 b). Obdobně jako u psíka mývalovitého dochází v rámci ČR k neustálému růstu početnosti a k osidlování nových oblastí (Červený et al. 2001, Anděra & Červený 2009 b).

SUDOKOPYTNÍCI – ARTIODACTYLA

Prase divoké (*Sus scrofa*)

Přehled lokalit: č. 16, 17, 19, 20, 22, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30. Hradčany, Vavrouškův rybník (50.6138711N, 14.7518592E), 13. 9. 2017, 540 m n. m., bezlesí, noční pozorování 14 ex.; Provodín, odbočka na Lysou (50.6279708N, 14.6047442E), 12. 8. 2017, 325 m n. m., pole, noční pozorování 2 ex.; Provodín, Dlouhý vrch (50.6216247N, 14.6180681E), 12. 8. 2017, 300 m n. m., pole, noční pozorování 1 M; Veselí, (50.6387203N, 14.6396114E), 12. 8. 2017, 300 m n. m., pole, pastvina, noční pozorování 5 ex.; Boreček (50.6328708N, 14.7151222E), 12. 8. 2017, 270 m n. m., podmáčené bezlesí, noční pozorování 7 ex.; Břehyně, (50.6387203N, 14.6396114E), 13. 7. 2017, 290 m n. m. louka, noční pozorování 13 ex.; Bezděz, motokrosový areál (50.5404136N, 14.7372344E), 13. 7. 2017, 340 m n. m., noční pozorování 16 ex.

Poznámky: Prase divoké patří ke zcela běžným druhům sledovaného území a obývá prakticky všechna prostředí. Bylo zjištěno na 80 % všech sledovaných lokalit, na mnoha místech (např. Zahrádky, Srní u České Lípy, Heřmaničky, Veselí, Dvojdolí, Hradčanské rybníky, Studená rokle, Bezděz) byly zaznamenány pobytové stopy, zejména rytí a trus.

Srnec obecný (*Capreolus capreolus*)

Přehled lokalit: č. 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 25, 26, 27, 28, 29, 30. Provodín, odbočka na Lysou (50.6265619N, 14.6066753E), 12. 8. 2017, 325 m n. m., pole, noční pozorování 3 F: 2 sex indet.; Boreček (50.6332722N, 14.7159806E), 12. 8. 2017, 270 m n. m., podmáčené bezlesí, noční pozorování 1 M : 1F : 1 juv.; Bezděz, motokrosový areál (50.5401611N, 14.7365478E), 13. 7. 2017, 340 m n. m., noční pozorování 2 M : 3 F : 2 sex. indet.; Srní u České Lípy (50.6295564N, 14.5872989E), 13. 8. 2017, 295 m n. m., louka u komunikace, noční pozorování 1 F : 2 juv.; Zahrádky (50.6396347N, 14.5610133E), 13. 8. 2017, 295 m n. m., louka u komunikace, noční pozorování 2 M : 1 F : 2 juv. : 1 sex indet.; Provodín (50.6026531N, 14.5943372E), 13. 9. 2017, 280 m n. m., u silnice, noční pozorování 1 M; Horní Provodín (50.6189931N, 14.6152369E), 13. 9. 2017, 290 m n. m., okraj lesíku, noční pozorování 2 M : 2 F; Jestřebí (50.6189292N, 14.6149111E), 13. 8. 2017, 265 m n. m.

louka, noční pozorování 1 M; Hradčany, Vavrouškův rybník (50.6116542N, 14.7510908E), 13. 9. 2017, 540 m n. m., bezlesí, noční pozorování 1 M.

Poznámky: Srnec obecný patří k zcela běžným druhům sledovaného území. Byl zjištěn na 86,7 % všech lokalit sledovaných fotopastmi a na řadě dalších míst. Pobytové znaky (stopy, trus, hlasové projevy) byly běžně zjišťovány na celém sledovaném území.

Jelen evropský (*Cervus elaphus*)

Přehled lokalit: č. 17, 19, 20, 22, 23, 25, 26, 27, 28. Hradčany, U trojzubce (50.6070917N, 14.7161497E), 13. 9. 2017, 275 m n. m., okraj lesního porostu u silnice, noční pozorování 1M; Veselí, Psi kostel (50.6279758N, 14.6640972E), 25. 5. 2017, 310 m n. m., lesní porost, pozorování 1 F; Břehyně (50.5865022N, 14.7128303E), 13. 9. 2017, louka, noční pozorování 2 F : 1 juv.

Poznámky: Jelen evropský patří k poměrně běžným druhům sledovaného území, s výjimkou západní části, kde je jeho výskyt spíše náhodný. Celkem byl zjištěn na 60 % sledovaných lokalit s instalovanými fotopastmi, ale i na dalších místech. Pobytové znaky (stopy, trus, hlasové projevy) byly běžně zjišťovány na celém zkoumaném území.

Sika (*Cervus nippon*)

Přehled lokalit: Vrchbělá, Mariánská cesta (50.5536253N, 14.7825194E), 11. 11. 2013, okraj lesního porostu, pozorování 1 M; Hradčany 50.6065589N, 14.7738883E), 5. 9. 2016, 285 m n. m., okraj lesního porostu, pozorování 1 M.

Poznámky: Tento druh nebyl ve sledovaném území fotopastmi zjištěn, jeho občasný výskyt je ale prokázán opakovaným pozorováním. Kromě toho byl zastížen i v blízkém okolí sledovaného území, např. u Dubé (Kasina in litt.). Současné šíření druhu do nových oblastí je známo i z jiných oblastí ČR, navíc je prokázané i křížení s jelenem evropským (Červený et al. 2001, Macháček et al. 2014).

Daněk evropský (*Dama dama*)

Přehled lokalit: č. 17, 18, 19, 20, 21, 22, 25, 26, 27, 28, 29. Provodín (50.6172044N, 14.6203453E), 13. 9. 2017, 310 m n. m., louka, noční pozorování 4 M; Kuřivody (50.5711892N, 14.7934817E), 13. 7. 2017, 350 m n. m., okraj lesního porostu, noční pozorování 3F : 2 juv : 5 sex indet.; Břehyně (50.5736558N, 14.6870250E), 13. 7. 2017, 290 m n. m., louka u vsi, noční pozorování 1 M; Břehyně, (50.6387203N, 14.6396114E), 290 m n. m. louka, noční pozorování 2 F; Hradčany, ústí Dlouhé rokly (50.6056142N, 14.7124242E), 13. 9. 2017, 275 m n. m., bezlesí, noční pozorování 2 M; Obora (50.5412803N, 14.6752231E), 13. 9. 2017, 285 m n. m., silnice, 1 M.

Poznámky: Daněk evropský se na sledovaném území vyskytuje zcela běžně. Byl zjištěn na 73,3 % pravidelně kontrolovaných lokalit a byl pozorován i na dalších místech. V posledních třech letech je zaznamenáván predační tlak vlků, tento tlak však početnost populace daňků pravděpodobně zatím výrazněji nesnižuje.

Los evropský (*Alces alces*)

Přehled lokalit: Brennský mlýn (50.6514744N, 14.6270586E), 18. a 25. 3. 2017, 280 m n. m., zdokumentované stopy; Vrchbělá (50.5345672N, 14.7866233E), 10. 9. 2017, 280 m n. m., stopy

Poznámky: Los byl ve sledovaném území zjištěn zcela výjimečně a jeho trvalý výskyt lze zatím zcela vyloučit. Jedná se o druh, jehož někteří jedinci migrují daleko mimo svá trvalá stanoviště, ale vznik stálé populace ve sledovaném území není reálný, protože vhodné biotopy mají příliš malou rozlohu. V minulosti byl zaznamenán výskyt migrujícího jedince v širším okolí pouze v roce 2005 u Cvikova (Anděra & Červený 2009a). V současnosti je nové pozorování v blízkosti hranic sledovaného území u Jablonečku (50.6054664N, 14.8869917E), 15. 9. 2017, 345 m n. m., 1 M sad.; Žizníkov, Žizníkovský rybník, (50.6756369N, 14.5683586E), 1. 11. 2017, 255 m n. m., pozorování 1 ex. (Zlámal ad verb.).

Muflon (*Ovis aries musimon*)

Přehled lokalit: 29. Hradčany, Studená rokle (50.6105964N, 14.6705856E), 5. 1. 2017, 320 m. m., lesní porost se skalními výchozy, pozorování cca 10 ex.

Poznámky: Muflon byl s výjimkou obory Velký Dub poněkud překvapivě fotopastmi zjištěn ve volnosti pouze na jedné lokalitě (6,7 %) a pozorován také jen na jedné další lokalitě. V minulosti se totiž poměrně běžně vyskytoval téměř na celém sledovaném území (Anděra & Červený 2009a). Důvodem výrazného snížení početnosti je pravděpodobně na rozdíl od daňků silný predační tlak vlků. Tento tlak se značně projevuje i v uzavřené oboře Velký Dub.

ZAJÍCI – LAGOMORPHA

Zajíc polní (*Lepus europaeus*)

Přehled lokalit: 16, 17, 18, 20, 21, 26, 27, 29, 30. Srní u České Lípy (50.6295564N, 14.5872989E), 13. 8. 2017, 295 m n. m., louka u komunikace, noční pozorování 1 ex.; Provodín (50.6172044N, 14.6203453E), 13. 9. 2017, 310 m n. m., louka, noční pozorování 2 ex.; Provodín, odbočka na Lysou (50.6265619N, 14.6066753E), 12. 8. 2017, 325 m n. m., pole, noční pozorování celkem 3 ex.; Provodín (50.6189931N, 14.6152369E), 13. 9. 2017, 290 m n. m., louka, noční pozorování 4 ex.; Provodín (50.6026531N, 14.5943372E), 13. 9. 2017, 280 m n. m., u silnice, noční pozorování 1 ex.; Zahrádky (50.6396347N, 14.5610133E), 13. 8. 2017, 295 m n. m., louka u komunikace, noční pozorování 4 ex.; Jestřebí (50.6189292N, 14.6149111E), 13. 8. 2017, 265 m n. m., louka, noční pozorování 1 ex.; Hradčany, U trojzubce (50.6070917N, 14.7161497E), 13. 9. 2017, 275 m n. m., silnice, noční pozorování 1 ex.; Bezděz, motokrosový areál (50.5401611N, 14.7365478E), 13. 7. 2017, 340 m. n. m., noční pozorování celkem 3 ex.

Poznámky: Zajíc polní je běžným druhem sledovaného území, i když jeho početnost není asi nijak vysoká. Byl zjištěn na 60 % všech fotopastmi sledovaných lokalit. Na většině se jednalo o jednorázové záznamy.

Savci (hmyzožravci, hlodavci, šelmy, sudokopytníci, zajíci) s neprokázaným, ale možným výskytem

Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*)

Tento převážně synantropně žijící druh ve sledovaném území sice nebyl zjištěn, nicméně je velmi pravděpodobné, že se zde vyskytuje, a to zejména v okolí lidských sídel. V minulosti byl tento druh zastížen i v nivách potoků (Vitáček 1997).

Ježek východní (*Erinaceus roumanicus*)

Tento druh ve sledovaném území nebyl zjištěn, jeho výskyt však byl publikován z lokality Zahrádky, při severozápadním okraji sledovaného území (Anděra 2000).

Sysel obecný (*Spermophilus citellus*)

Tento druh zjištěn ve sledovaném území nebyl a téměř jistě tady již ani nežije, i když je jeho výskyt znám ještě z konce 20. století: např. dostihové závodiště Mimoň 1997, letiště Hradčany 1995 (Mrlíková 1999, Vitáček 1997). V minulosti byl druh ve sledované oblasti asi běžný (Wurm 1894, Loos 1913 in Anděra & Červený 2004). Zjištěn byl i v potravě výra velkého (Vondráček & Honců 1978).

Křeček polní (*Cricetus cricetus*)

Tento druh zjištěn ve sledovaném území nebyl a pravděpodobně tady dnes již ani nežije. Nicméně jeho výskyt byl publikován již z 19. století na lokalitě Hradčany (Wurm 1894 in Anděra & Beneš 2001), později z lokalit Doksy, Staré Splavy, Bělá pod Bezdězem (Vohralík, Anděra 1976, Anděra & Beneš 2001).

Plšík lískový (*Muscardinus avellanarius*)

Tento druh zjištěn ve sledovaném území nebyl, ale jeho výskyt je značně pravděpodobný. V minulosti byl nalezen na lokalitách u Zákup (Wurm 1894 in Anděra & Beneš 2001) a Stráž pod Ralskem (Pražák 1896 in Anděra, Beneš, 2001). V roce 2016 byl nalezen na mysliveckém posedu v oboře Židlov.

Plch zahradní (*Eliomys quercinus*)

Tento druh zjištěn ve sledovaném území nebyl a jeho výskyt je v současné době značně nepravděpodobný. V minulosti byly nálezy tohoto druhu publikovány z Bezdězu (Frič 1872 in Anděra & Beneš 2001) a z okolí Mimoně (Wurm 1894 in Anděra & Beneš 2001). Současné lokality výskytu v ČR jsou dosti vzdálené (Anděra & Beneš 2001).

Krysa obecná (*Rattus rattus*)

Tento druh zjištěn ve sledovaném území nebyl, jeho výskyt je ale možný. V minulosti byl zaznamenán výskyt na lokalitě Dobranov, která leží těsně u hranic sledovaného území (Hanzal 1992).

Králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*)

Druh ve sledovaném území zjištěn nebyl a pravděpodobnost jeho výskytu je velmi nízká, i když nelze zcela vyloučit přežití jedinců uniklých z chovu v oboře u Ploužnice. V minulosti nebyl králík divoký vzhledem k charakteru prostředí považován za vzácný druh a ještě v roce 2006 existují údaje o jeho výskytu z okolí Ploužnice, Břehyně a Bělé pod Bezdězem (Vitáček 1997, Anděra & Červený 2008). U tohoto druhu došlo v celé ČR postupně k úplnému rozpadu souvislého areálu a zachování pouze ostrůvkovitého výskytu (Anděra & Červený 2008).

Tab. 1. Přehled drobných zemních savců zjištěných na studijních plochách č. 1–15.**Tab. 1.** List of all small mammal individuals recorded on study plots No. 1–15.

Druh	Lokalita															celkem ex.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
<i>S. araneus</i>	4	2	5	2	2	1	2	2	2	1	1	1	2	1	3	31
<i>S. minutus</i>	1	-	2	-	4	-	2	2	3	-	-	-	3	2	1	20
<i>N. fodiens</i>	2	-	4	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	9
<i>N. anomalus</i>	1	-	1	-	1	-	-	1	2	-	-	-	1	-	-	7
<i>T. europaea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>C. glareolus</i>	1	2	1	2	1	3	1	1	2	-	1	2	-	1	2	20
<i>A. amphibius</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>M. arvalis</i>	6	1	3	-	1	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	15
<i>M. agrestis</i>	3	-	3	-	3	-	-	3	1	2	-	-	1	-	-	16
<i>M. subterraneus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>A. sylvaticus</i>	3	2	1	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	1	10
<i>A. flavicollis</i>	-	-	-	1	-	1	2	-	-	1	2	1	-	2	2	12
<i>A. agrarius</i>	1	1														2
<i>M. minutus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
celkem ex.	25	8	22	5	13	7	8	10	11	10	4	4	7	6	9	149

Závěr

Celkem bylo ve sledované oblasti zjištěno 42 druhů savců (46,7 % fauny savců ČR) patřících do řádů hmyzožravci (Eulipotyphla), hlodavci (Rodentia), šelmy (Carnivora), sudokopytníci (Artiodactyla) a zajíci (Lagomorpha). Hmyzožravci byli zastoupeni šesti druhy (60 % fauny hmyzožravců ČR), hlodavci šestnácti druhy (66,7 % fauny hlodavců ČR), šelmy dvanácti druhy (66,7 % fauny šelem ČR), sudokopytníci sedmi druhy (77,8 % fauny sudokopytníků ČR) a zajíci jedním druhem (50 % fauny zajíců ČR). Fauna netopýrů (Chiroptera) sledována nebyla.

Tab. 2. Přehled druhů savců zjištěných pomocí fotopastí na sledovaných lokalitách 16–30.**Tab. 2.** List of mammalian species recorded by camera traps on study plots No. 16–30.

Druh	Lokalita														
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
<i>M. erminea</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>M. martes</i>	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>M. foina</i>	+	+	-	-	-	-		+	-	-	+	+	-	-	-
<i>M. meles</i>	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>L. lutra</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>V. vulpes</i>	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+
<i>C. lupus</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-
<i>N. procyonoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>S. scrofa</i>	+	+	-	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. capreolus</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>C. elaphus</i>	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	-	-
<i>D. dama</i>	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-
<i>O. a. musimon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>L. europaeus</i>	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+	+

Na patnácti pravidelně sledovaných lokalitách bylo odchycem do živochytných pastí zjištěno (a následně zpět do přírody vypuštěno) 149 jedinců 14 druhů (tab. 1): rejsek obecný (*Sorex araneus*), 31 ex., D = 20,8 %, F = 100 %; r. malý (*S. minutus*), 20 ex., D = 13,4 %, F = 60 %; rejsek vodní (*Neomys fodiens*), 9 ex., D = 6 %, F = 33,3 %; r. černý (*N. anomalus*), 7 ex., D = 4,7 %, F = 40 %; krtek obecný (*Talpa europaea*), 1 ex., D = 0,7 %, F = 6,7 %; norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), 20 ex., D = 13,4 %, F = 86,7 %; hryzec vodní (*Arvicola amphibius*), 3 ex., D = 2 %, F = 13,3 %; hraboš polní (*Microtus arvalis*), 15 ex., D = 10,1 %, F = 40 %; h. mokřadní (*M. agrestis*), 16 ex., D = 10,7 %, F = 46,7 %; hrabošík podzemní (*M. subterraneus*), 2 ex., D = 1,3 %, F = 13,3 %; myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), 10 ex., D = 6,7 %, F = 40 %; m. lesní (*A. flavicollis*) 12 ex., D = 8,1 %, F = 53,3 %; m. temnopásá (*A. agrarius*), 2 ex., D = 1,3 %, F = 13,3 %; myška drobná (*Micromys minutus*), 1 ex., D = 0,7 %, F = 6,7 %. Jednalo se jak o druhy typicky lesní, tak i o druhy vázané spíše na vodní toky a rybníky.

Na patnácti pravidelně sledovaných lokalitách pomocí fotopastí bylo zaznamenáno 14 druhů (tab. 2): hranostaj (*Mustela erminea*), F = 6,7 %; kuna lesní (*Martes martes*), F = 33,3 %; k. skalní (*M. foina*), F = 33,3 %; jezevec lesní (*Meles meles*), F = 40 %; vydra říční (*Lutra lutra*), F = 6,7 %; liška obecná (*Vulpes vulpes*), F = 80 %; vlk obecný (*Canis lupus*), F = 40 %; psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), F = 6,7 %; prase divoké (*Sus scrofa*), F = 80 %; srnec obecný (*Capreolus capreolus*), F = 86,7 %; jelen evropský (*Cervus elaphus*), F = 60 %; daněk evropský (*Dama dama*), F = 73,3 %; muflon (*Ovis aries musimon*), F = 6,7 %; zajíc polní (*Lepus europaeus*), F = 60 %.

Jinými metodami bylo zaznamenáno dalších čtrnáct druhů: ježek západní (*Erinaceus europaeus*), bobr evropský (*Castor fiber*), veverka obecná (*Sciurus vulgaris*), plch velký (*Glis glis*), ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*), nutrie (*Myocastor coypus*), myš domácí (*Mus musculus*), potkan (*Rattus norvegicus*), kolčava (*Mustela nivalis*), tchoř tmavý (*Mustela putorius*), šakal obecný (*Canis aureus*), mýval severní (*Procyon lotor*), sika (*Cervus nippon*) a los evropský (*Alces alces*).

Poprvé na sledovaném území byl zastižen šakal obecný (*Canis aureus*).

Jako potenciálně se vyskytujících bylo vyhodnoceno osm druhů: bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*), ježek východní (*Erinaceus roumanicus*), sysel obecný (*Spermophilus citellus*), křeček polní (*Cricetus cricetus*), plšík lískový (*Muscardinus avellanarius*), plch zahradní (*Eliomys quercinus*), krysa obecná (*Rattus rattus*) a králík obecný (*Oryctolagus cuniculus*).

Literatura

- Anděra M. (2000): Atlas rozšíření savců v České republice – Předběžná verze III. Hmyzožravci (Insectivora). – Národní muzeum, Praha, 108 pp.
- Anděra M. (2010): Current distributional status of insectivores in the Czech Republic (Eulipotyphla). *Lynx*, n. s. (Praha), 41: 15–63.
- Anděra M. & Beneš B. (2001): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – část 1. Křečkovití (*Cricetidae*), hrabošovité (*Arvicolidae*), plchovití (*Gliridae*). – Národní muzeum, Praha, 156 str.
- Anděra M. & Beneš B. (2002): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – část 2. Myšovití (*Muridae*), myšivkovití (*Zapodidae*). – Národní muzeum, Praha, 116 str.
- Anděra M. & Červený J. (2004): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – část 3. Veverkovití (*Sciuridae*), bobrovití (*Castoridae*), nutriovití (*Myocastoridae*). – Národní muzeum, Praha, 76 str.
- Anděra M. & Červený J. (2008): Změny rozšíření králíka divokého (*Oryctolagus cuniculus*) na území České republiky (Lagomorpha: *Leporidae*). – *Lynx*, n. s. (Praha), 39: 5–23.
- Anděra M. & Červený J. (2009 a): Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla). – Národní muzeum, Praha, 88 str.
- Anděra M. & Červený J. (2009 b): Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (Carnivora). – Národní muzeum, Praha, 215 str.
- Anděra M. & Gaisler J. (2012): Savci České republiky. Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. – Academia Praha, 285 str.
- Anděra M. & Hanzal V. (1995): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. I. Sudokopytníci (Artiodactyla), zajáci (Lagomorpha). – Národní muzeum, Praha, 64 pp.
- Anděra M. & Hanzal V. (1995): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. II. Šelmy (Carnivora). – Národní muzeum, Praha, 85 str.

- AOPK ČR (2017): Nálezná databáze ochrany přírody [on-line databáze; portal.nature.cz].
- Bárta Z. & Benda P. (1998): K rozšíření myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*) v severním pohraničí Čech. – Lynx n. s. (Praha), 29: 7–10.
- Beran L., Pořízek L., Smrž M., Šenk L. & Procházka J. (2012): Máchův kraj – nová část CHKO Kokořínsko. – Ochrana přírody, 5: 2–6.
- Červený J., Anděra M., Koubek P., Homolka M. & Toman M. (2001): Recently expanding mammal species in the Czech Republic. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, 26: 111–125.
- 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.
- Honců M. (1999): Zvířena CHKO Kokořínsko a Holanských rybníků. – Bezděz, 8: 209–223.
- Honců M., Knobloch H. & Vondráček J. (1974): K potravě výra velkého (*Bubo bubo*) na severočeských hnízdištích. – Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná, 1: 65–79.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P., eds. (2010): Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 445 str.
- Kutal M. [ed.] (2016): Monitoring velkých šelem a kočky divoké na vybraných lokalitách soustavy Natura 2000. – Hnutí Duha, Olomouc, 46 str.
- Mackovčín P., Sedláček M. & Kuncová J. [eds.] (2002): Liberecko – In: Mackovčín P. & Sedláček M [eds.]: Chráněná území ČR, svazek III. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 331 str.
- Macháček Z., Dvořák S., Ježek M. & Zahradník D. (2014): Impact of interspecific relations between native red deer (*Cervus elaphus*) and introduced sika deer (*Cervus nippon*) in their rutting season in the Doupovské hory Mts. – Journal of forest science, 60 (7): 272–280.
- Poledník L., Poledníková K., Beran V., Čamlík G., Zápotočný Š. & Kranz A. (2012): Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice v roce 2011. – Bulletin Vydra, 15: 22–28.
- Šutera V., Vitáček Z. & Vysoký V. (1993): Fauna SPE Novozámecký rybník na Českolipsku. – Fauna Bohemiae septentr., 18: 21–30.
- Vitáček Z. (1997): Výsledky faunistického výzkumu obratlovců výcvikového prostoru Ralsko. Savci (Mammalia). – Bezděz, 5: 495–523.
- Vitáček Z. (2011): Bobr evropský (*Castor fiber*) se vrátil na Českolipsko. – Bezděz, 20: 487–492.
- Vitáček Z. & Pytloun M. (2008): Vydra říční (*Lutra lutra*) na Českolipsku. – Bezděz, 17: 285–290.
- Vohralík V. et Anděra M. (1976): Rozšíření křečka polního *Cricetus cricetus* (L.) v Československu. – Lynx, n. s. (Praha), 13: 56–65.
- Vondráček J. (1998): Inventarizační zoologický průzkum NPP Peklo. – Bezděz, 7: 113–129.
- Vondráček J. & Honců M. (1978): Porovnání dvou analýz zbytků potravy výra velkého (*Bubo bubo* L.) z téže lokality v letech 1939 a 1967–72. – Sbor. Severočesk. Muzea. Ser. Nat., Liberec, 10: 67–71.
- Vorel A., Šafář J. & Šimůnková K. (2012): Recentní rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) v České republice v letech 2002–2012 (Rodentia: *Castoridae*). – Lynx, n. s. (Praha), 43 (1-2): 149–179.

Recenzovali:

RNDr. Miloš Anděra, CSc.

Prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Příloha číslo V:

Zikmund, M., Ježek, M., Silovský, V., Červený, J., 2021: Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open Habitats? *Lesnický Casopis Forestry Journal*

Central European Forestry Journal

Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open habitats?

--Manuscript Draft--

Manuscript Number:	
Full Title:	Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open habitats?
Article Type:	Original papers
Keywords:	habitat preference; Jacob's index; forest, open areas; feeding station
Corresponding Author:	Miloš Ježek, Ph.D. Czech University of Life Sciences Prague, Czech republic CZECH REPUBLIC
Corresponding Author Secondary Information:	
Corresponding Author's Institution:	Czech University of Life Sciences
Corresponding Author's Secondary Institution:	
First Author:	Miloš Ježek, Ph.D.
First Author Secondary Information:	
Order of Authors:	Miloš Ježek, Ph.D. Miloslav Zikmund, Ing. Václav Silovský, Ing. Jaroslav Červený, prof. Ing. CSc.
Order of Authors Secondary Information:	
Abstract:	European bison (<i>Bison bonasus</i>) were successfully reintroduced in many free or semi-free areas across Europe during the last decades. Due to the increased numbers, the conflicts between human activities and bison are more frequent. Therefore the knowledge about spatial activity and habitat preference in new regions is the need for management decision making. We studied daily and seasonal habitat use of the semi-free European bison herd in the Czech Republic from 2014 to 2019. The lead cows of the herd were collared with the GPS devices with a 30-minutes GPS fixes interval. The bison herd strongly preferred the managed open areas and supplementary feeding stations during the seasons (Jacob's index from 0,49 to 0,99). On the contrary, they avoided the forest type and unmanaged open habitats (Jacob's index from -0,23 to -0,69). The managed meadows and feeding places they used almost exclusively during the night while the forest during the day-light.
Suggested Reviewers:	Michael Scott Painter, Ph.D. ASSISTANT PROFESSOR, Barry University College of Arts and Sciences mpainter@barry.edu Michael S. Painter, PhD (Virginia Tech), is a behavioral biologist and spatial ecologist investigating the sensory mechanisms mediating animal navigation and orientation. Specifically he is focused on circular statistics methods which were used in this article. František Sedláček, prof., Ing., Ph.D.. professor, Přírodovědecká Fakulta Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích: Jihoceska Univerzita v Ceskych Budejovicich Prirodovedecka Fakulta fsedlac@prf.jcu.cz Prof. Sedláček is well known zoologist and behavioral ecologist in mammals.

1 **Habitat selection of semi-free ranging European bison: Do bison preferred natural open** 2 **habitats?**

3 Miloslav Zikmund¹; Miloš Ježek^{1*}; Václav Silovský¹; Jaroslav Červený¹

4 ¹ Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Kamýcká
5 129, CZ – 165 21 Praha, Czech Republic

6 * corresponding author, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and
7 Wood Sciences, Kamýcká 129, CZ – 165 21 Praha, Czech Republic, jezekm@fld.czu.cz,
8 +420 775 262 365

9

10 **Abstract**

11 European bison (*Bison bonasus*) were successfully reintroduced in many free or semi-free areas
12 across Europe during the last decades. Due to the increased numbers, the conflicts between
13 human activities and bison are more frequent. Therefore the knowledge about spatial activity
14 and habitat preference in new regions is the need for management decision making. We studied
15 daily and seasonal habitat use of the semi-free European bison herd in the Czech Republic from
16 2014 to 2019. The lead cows of the herd were collared with the GPS devices with a 30-minutes
17 GPS fixes interval. The bison herd strongly preferred the managed open areas and
18 supplementary feeding stations during the seasons (Jacob´s index from 0,49 to 0,99). On the
19 contrary, they avoided the forest type and unmanaged open habitats (Jacob´s index from -0,23
20 to -0,69). The managed meadows and feeding places they used almost exclusively during the
21 night while the forest during the day-light.

22 **Keywords:** habitat preference; Jacob´s index; forest, open areas; feeding station

23 **Introduction**

24 The European bison is the largest wild ungulate on the European continent (Ramos et al., 2016).
25 At the end of the 19th century, it was on the verge of extinction, but thanks to a successful
26 reintroduction programme, more than 40 wild yet geographically separated populations
27 currently live in Europe (Raczynski, 2019). Due to the fact that the European bison is introduced
28 to new areas and different types of environments, there is still a lack of a unified view of its
29 habitat preferences and what its natural environment is. The European bison is considered a
30 species that prefers a forest environment (Plumb et al., 2009, Bleier et al., 2012, Hofman-

31 Kamińska, Kowalczyk, 2012). However, the reason may be that the European bison is an
32 example of a species that has been forced to move into the forest due to a combination of
33 overgrowth of open areas after the last postglacial period and increasing human pressure on it
34 (Cromssigt et al., 2012; Kerley et al., 2012). Based on these assumptions and the fact that the
35 European bison needs a large amount of herbaceous vegetation each day, in recent years the
36 bison has been very often introduced to places where it should serve as one of the species
37 naturally farming open grassy and bushy succession habitats. In these types of vegetation, the
38 European bison should prevent the spread and development of shrubs and trees and thus
39 maintain these areas (Jirků, Dostál, 2020). The presence of the European bison in these semi-
40 wild farms has a significant effect on the species structure of habitats (Dostál et al. 2012). This
41 is often the reason for the so-called rewilding concept, which assumes the reintroduction of
42 species that have disappeared from the landscape or species farmed with the aim of increasing
43 biodiversity without the need for active human management. This idea also often includes the
44 reintroduction of the European bison in many areas of Central and Eastern Europe, namely
45 Germany, Poland, Lithuania and Latvia. Where several highly suitable regions large enough to
46 support a new herd were found, with the optimal areas being in Poland, the European bison was
47 introduced in this way (Lord et al., 2020). Usually, semi-wild breeding is significantly limited
48 (fenced) in space, however, with the ambition of spreading the European bison into the wild.
49 And as like in the case of open landscape, habitat preferences may be different. This can be
50 reflected in the resulting impact on different types of habitats. Therefore, we decided to evaluate
51 the habitat preferences of European bison herds bred in semi-wild breeding in the Czech
52 Republic.

53 **Material and methods**

54 *Study area*

55 Židlov is a nature reserve with an approximate area of 38 km² and is one of the largest fields
56 in Central Europe. It is located in the northern part of the Czech Republic and was established
57 in 2000 on the territory of a former military training ground. 55% of the area is occupied by
58 commercial forests, of which 88% are conifers (pine, spruce) and 12% deciduous trees (birch,
59 oak). The rest of the area (43%) consists of former impact areas that have been left to natural
60 succession and currently form a forest-steppe landscape with a predominance of unmaintained
61 grasses, pioneer trees and shrubs. Cultivated agricultural land occupies 5% and consists of
62 maintained meadows used for grazing game. In the nature reserve there are red deer, fallow
63 deer, mouflon, roe deer, and wild boar. Since 2011, European bison, which have been imported

64 from Białowieża Forest and Kampinos National Park, have been bred in the nature reserve.
65 Currently, there is a herd of a total of 34 European bison in the nature reserve (Raczyński,
66 2019). Since 2014, wolves that are able to overcome fencing occasionally occur in the nature
67 reserve.

68

69 *Data collection*

70 Between 2014 and 2018, the movement of the European bison herd was monitored with a
71 telemetry collar (VECTRONIC Aerospace GmbH; type GPS Plus 5D). The sampling frequency
72 of GPS positions was 30 minutes (Červený et al. 2014). GPS data were used according to the
73 method of Lewis et al. (2007), and all positions with DOP less than 6 were not used in the
74 analyzes due to high inaccuracy of measurement. A total of 23,000 positions were available.

75 Information about the environment comes from the mapping itself, when on the basis of field
76 walks the area was vectorized and habitats were divided into the following main types:
77 Meadow, Bush, Forest, Feeding places. Meadow is a grassland economically maintained and
78 restored, which is used to graze game kept in the nature reserve. Bush is formed by stands of
79 early successional stages, which are gradually overgrown with shrubs and trees; these stands
80 are not maintained. Forests are commercial forests used for wood production. Feeding places
81 are places where supplementary feed (grain, corn, hay, haylage) is presented to game
82 throughout the year. An area with a radius of 100 meters from the feeding facility was defined
83 as a feeding place.

84 *Statistical analyses*

85 Occurrence and habitat data were processed in ArcGIS 10.7 software (ESRI 2010). The spatial
86 join tool was used to link bison herd data and habitat type.

87 The Jacob's index was used to determine habitat preferences. The Jacob's index was calculated
88 according to the formula:

$$89 \quad D = (r - p) / (r + p - 2rp),$$

90 where r is the proportion of habitat used and p the proportion of habitat available. D varies from
91 -1 (strong avoidance) to $+1$ (strong preference), and values close to zero indicate that the habitat
92 is used in proportion to its availability (Jacobs 1974, Kauhala and Aittilla 2008).

93 Data normality was tested using the one-sample Kolmogorov-Smirnov test. If the distribution
94 was not normal, a nonparametric test was used to compare the data. For the Jacob's index, 95%
95 confidence intervals were calculated to find the difference in different parts of the year.

96 The data were divided according to the time distribution in the year, either according to calendar
97 months or seasonality for spring (March, April, May), summer (June, July, August), autumn
98 (September, October, November) and winter (December, January, February).

99 The Oriana 4.02 software (Kovach Computing) and circular statistics were used to examine the
100 distribution of habitat preference during the 24-hour cycle (Lehner 1996). Significant
101 deviations from random distributions were investigated using the Rayleigh test of circular
102 statistics.

103

104 **Results**

105 On average across the entire time period, the European bison herd used forest type (34%),
106 feeding places (23%), meadow (22%) and bush (21%). However, habitat use varied
107 significantly between seasons (Kruskal-Wallis Anova, $p < 0.000$; Fig. 1). Forest stands were
108 mostly used by bison in summer (47%) and least in autumn (20%), feeding places mostly in
109 winter (58%) and least in summer (3%), meadows mostly in summer (33%) and least in winter
110 (5%), and bush most in summer (23%) and least in winter (15%).

111 As for the preferences in individual seasons (Fig. 2 and Table 1), the largest Jacob's index
112 showed a bison herd for feeding places in winter (0.98), spring (0.87), autumn (0.86), only in
113 summer the preference slightly decreased (to 0.41). Another type of vegetation that European
114 bison strongly preferred were cultivated meadows. In spring the Jacob's index was 0.49, in
115 summer 0.76, in autumn 0.70. Only in winter the index fell to -0.14. On the contrary, the
116 European bison did not prefer, or even deliberately avoided the forest and bush. The Jacob's
117 index for the forest ranged from -0.69 in the fall to -0.23 in the spring. It was similar for bush,
118 when the index took values from -0.49 in winter to -0.26 in spring.

119 The distribution of habitat use also shows statistically significant differences (Table 2). In
120 winter, when the differences in preference according to the Jacob's index are greatest, European
121 bison primarily use feeding places and meadows during the night, while forest almost
122 exclusively during the day. Bush, on the other hand, is used during dawn (Fig. 3). At the same
123 time, in meadows and forests there is a very high value of the mean length of the vector and the

124 concentration of data in the preferred parts of the day throughout the year. With the exception
125 of autumn, the values of bushes are very low and the significance is also an order of magnitude
126 lower than for other types of stands.

127 **Discussion**

128 The high preference of the forest corresponds to the results found in other studies. As reported
129 by Bleier et al. (2012) or Hofman-Kamińska, and Kowalczyk (2012), the European bison prefer
130 forest type environments, especially during daytime (Červený et al. 2014, Marozas et al. 2019).
131 Conversely, at night, European bison prefer open stands (Marozas et al. 2019; Pucek et al. 2004;
132 Daleszyk et al. 2007). This corresponds to the theory that bison changed their behaviour after
133 the last postglacial period, which was associated with a decrease in open areas and increasing
134 activity of people for whom European bison were prey (Cromsigt et al., 2012; Kerley et al.,
135 2012). Their frequent stay in open areas during the night can also be the result of better grazing,
136 when, like other ruminants, they look for richer food habitats at a time when they are less
137 disturbed by humans (Whittaker, Knight, 1998). This is also confirmed by conclusions about
138 the type of habitat preference. In most cases within our study these were maintained grasslands,
139 regularly managed. Their share in the total area is only 5%, but bison occur in it up to 33% of
140 the total time of day (Summer). Other natural successive shrub formations (Bush) are avoided
141 throughout the year, even though they make up more than 43% of the total area. On average,
142 they spend only 21% of their total time on them. In other studies, European bison similarly
143 preferred cultivated farmland. E.g. in Lithuania (Marozas et al. 2019), European bison spent up
144 to 56% of their time at night there, of which only 7% on the uncultivated land to which we can
145 compare bush. On the contrary, they significantly preferred qualitatively rich types of
146 vegetation, such as rape or cereals. European bison living on the borders of the Białowieża
147 National Park showed similar preferences, when their home districts intervened in the
148 agricultural landscape. This also supports the findings of Mendoza and Palmquist (2008), who
149 rank the bison morphologically among the species adapted to live in rich grass communities.
150 On the contrary, the results of food analyses carried out in the central part of the Białowieża
151 National Park, where neither feeding is carried out nor cultivated agricultural crops are present,
152 suggest that European bison prefer highly nutritious and easily digestible parts of woody plants,
153 shrubs and herbs to grasses (Kowalczyk et al. 2019). At the same time, they also point out that
154 the content of graminoids (which contain a large percentage of grasses) was higher, especially
155 in the period when the supply of quality trees and shrubs was declining. This indicates a high
156 degree of plasticity of the bison in food selection and they can thus be described as a generalist

157 (Freeland, 1991), where this type of animal prefers high quality food and is only selective if its
158 presence in the environment is high.

159 The theory of the European bison as a generalist is also supported by the high intensity of the
160 use of feeding places, which in our study achieved very high preferences (Winter Jacob's index
161 = 1), and where the bison spent up to 60% of the day in their immediate vicinity (<100 m).

162 Such a high preference for feeding sites can cause a significant reduction in flight distance and
163 also to attraction by strengthening an animal's behavior through positive reinforcement and
164 encouraging movement towards a stimulus (Haidt et al. 2018). Bisons aggregation by feeding
165 sites may facilitate transmission of nematode *Ashworthius sidemi*, which occurs by ingesting
166 an invasive larval stage (Radwan et al. 2010, Vadlejch et al. 2017).

167 **Conclusion**

168 We conclude that bison highly preferred the managed open habitats (meadows) and feeding
169 sites all year around. The forest habitats bison use usually during the daylight which is related
170 to antipredation behavior. In contrary they avoid the opened unmanaged succession areas. This
171 can cause conflicts between the humans and bison interests. A very common goal of bison
172 reintroduction is to eliminate woody plants and other aggressive species of plant on the open
173 succession areas by bison grazing. However, this purpose proves to be unsuitable for large semi
174 free areas or in the free-range areas. It is suitable to implement it only in small limited farms,
175 where the bison has a limited choice of habitat and food sources.

176 **Acknowledgements**

177 This study was supported by grants QK1910462 of the Ministry of Agriculture and B_19_02
178 of FFWS.

179

180 **References**

181 Bleier, N., Lehoczki, N., Újváry, D., Szemethy, L., Csány, S., 2012: Relationships between
182 wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriol* 57:351–359.
183 doi:10.1007/s13364-012-0082-0

184

185 Cromsigt, J.P.G.M., Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., 2012: The difficulty of using species
186 distribution modeling for the conservation of refuge species—the example of European
187 bison. *Divers Distrib* 18:1253–1257.
188

189 Červený, J., Ježek, M., Holá, M., Zikmund, M., Kušta, T., Hanzal, V., Kropil, R., 2014: Daily
190 activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing
191 season. *Lesnický Casopis Forestry Journal* 60: 199–204.
192

193 Daleszczyk, K., Krasińska, M., Krasiński, Z.A., Bunevich, A.N., 2007: Habitat structure,
194 climatic factors, and habitat use by European bison (*Bison bonasus*) in Polish and Belarussian
195 parts of the Białowież a Forest, Poland. *Can. J. Zool.* 85: 261–272.
196

197 Dostál, D., Jirků, M., Konvička, M., Čížek, L., Šálek, M., 2012: Návrat zubra evropského
198 (*Bison bonasus*) do České republiky. Česká krajina o.p.s. Kutná Hora.
199

200 Freeland, W. J., 1991: Plant secondary metabolites: biochemical coevolution with
201 herbivores. *Plant defenses against mammalian herbivory. CRC Press, Boca Raton, FL*, 61-81.
202

203 Haidt, A., Kamiński, T., Borowik, T., Kowalczyk, R., 2018: Human and the beast – Flight
204 and aggressive responses of European bison to human disturbance. *PLOS ONE*
205 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200635> August 1, 2018.
206

207 Hofman-Kamińska, E., Kowalczyk, R., 2012: Farm Crops Depre-dation by European Bison
208 (*Bison bonasus*) in the Vicinity of Forest Habitats in Northeastern Poland. *Environmental*
209 *Management*, 50:530–541.
210

211 Jacobs, J., 1974: Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, 14, 413-417.
212

213 Jirků, M., Dostál, D., 2020: Zhodnocení managementu bezlesí VVP Milovice – Mladá
214 přirozenou pastvou velkých kopytníků 2015 – 2019. *Praha*. 2020.
215

216 Kauhala, K., Auttila, M., 2010: Estimating habitat selection of badgers-a test between
217 different methods. *Journal of Vertebrate Biology*, 59(1), 16-25.
218

219 Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., Cromsigt, J.P.G.M. 2012: Conservation implications of the
220 refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal
221 habitat?. *Ecography* 35: 519–529
222

223 Kowalczyk, R., Wójcik, J.M., Taberlet, P., Kamiński T., Miquel, Ch., Valentini, A., Craine,
224 J.M., Coissac, E., 2019: Foraging plasticity allows a large herbivore to persist in a sheltering
225 forest habitat: DNA metabarcoding diet analysis of the European bison. *Forest Ecology and*
226 *Management* 449 117474.
227

228 Lehner, P. N., 1996: Spatial orientation and time: circular statistics and spatial patterns. In:
229 Lehner, P. N. (ed.): Handbook of ethological methods. *Cambridge University Press*, p. 485–
230 521.
231

232 Lewis, J. S., Rachlow, J. L., Garton, E. O., Vierling, L. A., 2007: Effects of habitat on GPS
233 collar performance: using data screening to reduce location error. *J. Appl. Ecol.*, 44:663–671.
234

235 Lord, C.M., Wirebach, K.P., Tompkins, J., Bradshaw-Wilson, C., Shaffer, Ch.L., 2020:
236 Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in central-eastern Europe: a case study,
237 *International Journal of Geographical Information Science* 34:8: 1628-1647.
238

239 Marozas, V., Kibiša, A., Brazaitis, G., Jõgiste, K., Šimkevičius, K., Bartkevičius, E., 2019:
240 Distribution and Habitat Selection of Free-Ranging European Bison (*Bison bonasus* L.) in a
241 Mosaic Landscape—A Lithuanian Case. *Forests*_10: 339-345.
242

243 Mendoza, M., Palmqvist P., 2008: Hypsodonty in ungulates: an adaptation for grass
244 consumption or for foraging in open habitat? *J. Zool.* 274: 134–142.
245

246 Plumb, G.E., White, P.J., Coughenour, M.B., Wallen, R.L., 2009: Carrying capacity,
247 migration, and dispersal in Yellowstone bison. *Biol Conserv* 142: 2377-2387.
248

249 Pucek, Z., Belousova, I. P., Krasieńska, M., Krasieński, Z. A., Olech, W., 2004: European
250 bison. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN,
251 Gland, Switzerland.

252

253 Raczyński, J., 2019: European bison pedigree book. Białowieski park narodowy. ISSN 1230-
254 459X.

255

256 Radwan, J., Demiaszkiewicz, A. W., Kowalczyk, R., Lachowicz, J., Kawalko, A., Wojcik,
257 J.M., Pyziel, A.M., Babik, W., 2010: An evaluation of two potential risk factors, MHC
258 diversity and host density, for infection by an invasive nematode *Ashworthius sidemi* in
259 endangered European bison (*Bison bonasus*). *Biol Cons* 143:2049–2053.

260 doi:10.1016/j.biocon.2010.05.012

261

262 Ramos, A., Petit, O., Longour, P., Pasquarett, C., Sueur, S., 2015: Collective decision making
263 during group movements in European bison (*Bison bonasus*). *Animal Behavior* 109: 149-160.

264

265 Ramos, A., Petit, O., Longour, P., Pasquaretta, C., Sueur, C., 2016: Space use and movement
266 patterns in a semi-free-ranging herd of European bison (*Bison bonasus*). *PloS one*, 11(2),
267 e0147404.

268

269 Vadlejch, J., Kyriánová, I.A., Rylková, K., Zikmund, M., Langrová I., 2017: Did European
270 bison conservation program introduced an alien parasite to the Czech Republic?. *Biol*
271 *Invasions* 19:1121-1125.

272

273 Whittaker, D., Knight, R.L., 1998: Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife*
274 *Society Bulletin* 26:312–317.

Fig. 1 Habitat utilization of bison during the seasons (% of total location in the season) for different type of habitat.

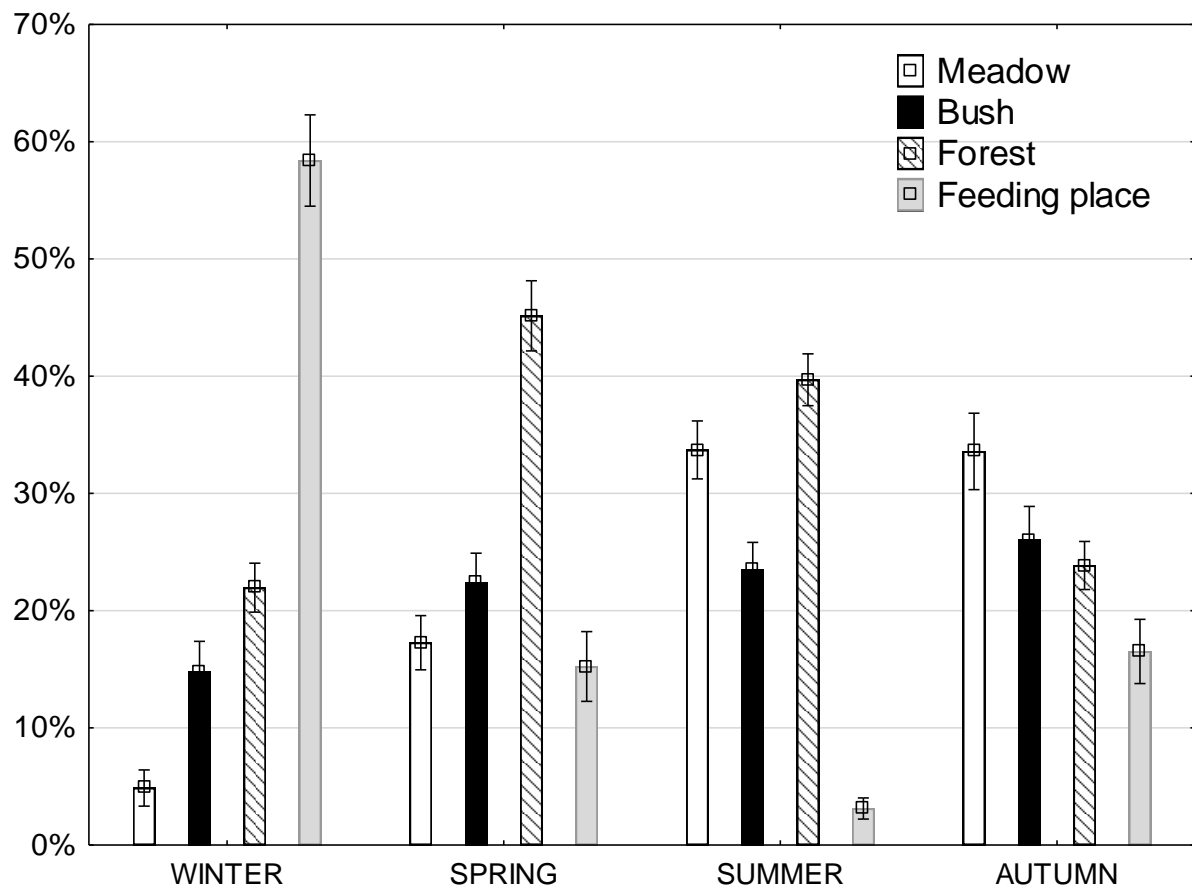


Fig. 2 Habitat preference of bison during the seasons (Jacob's index) for different type of habitat.

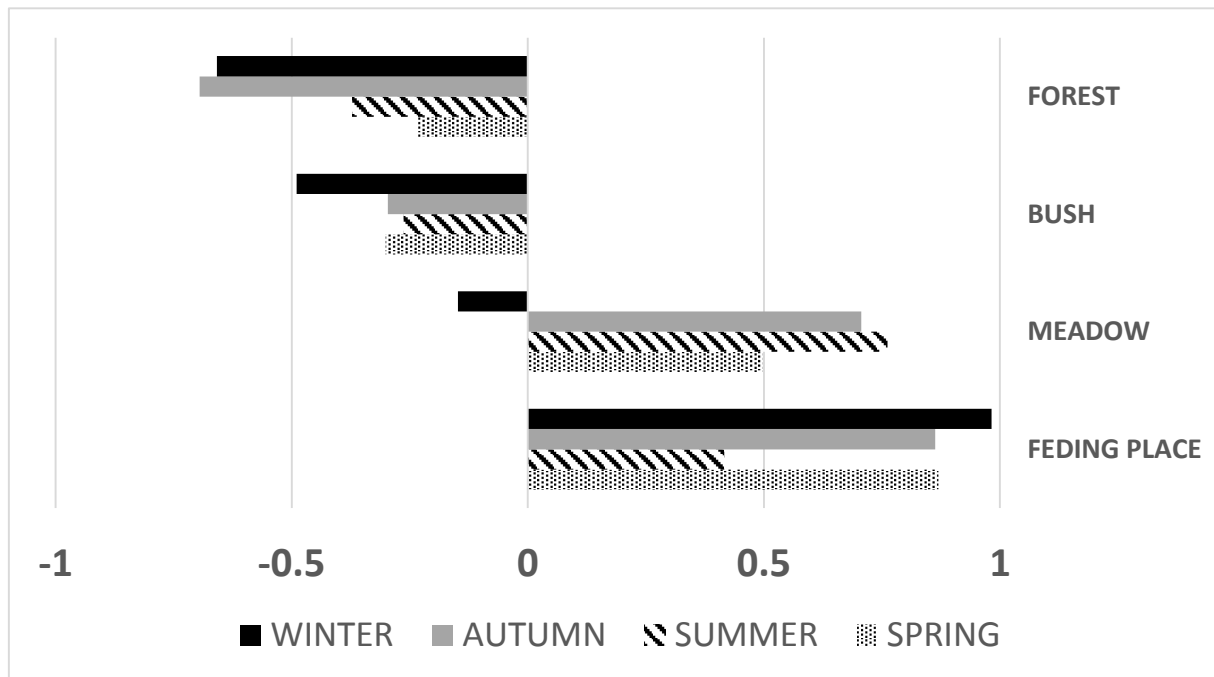


Fig. 3 Daily habitat selection during the spring: a) bush; b) forest; c) feeding place; d) meadow.

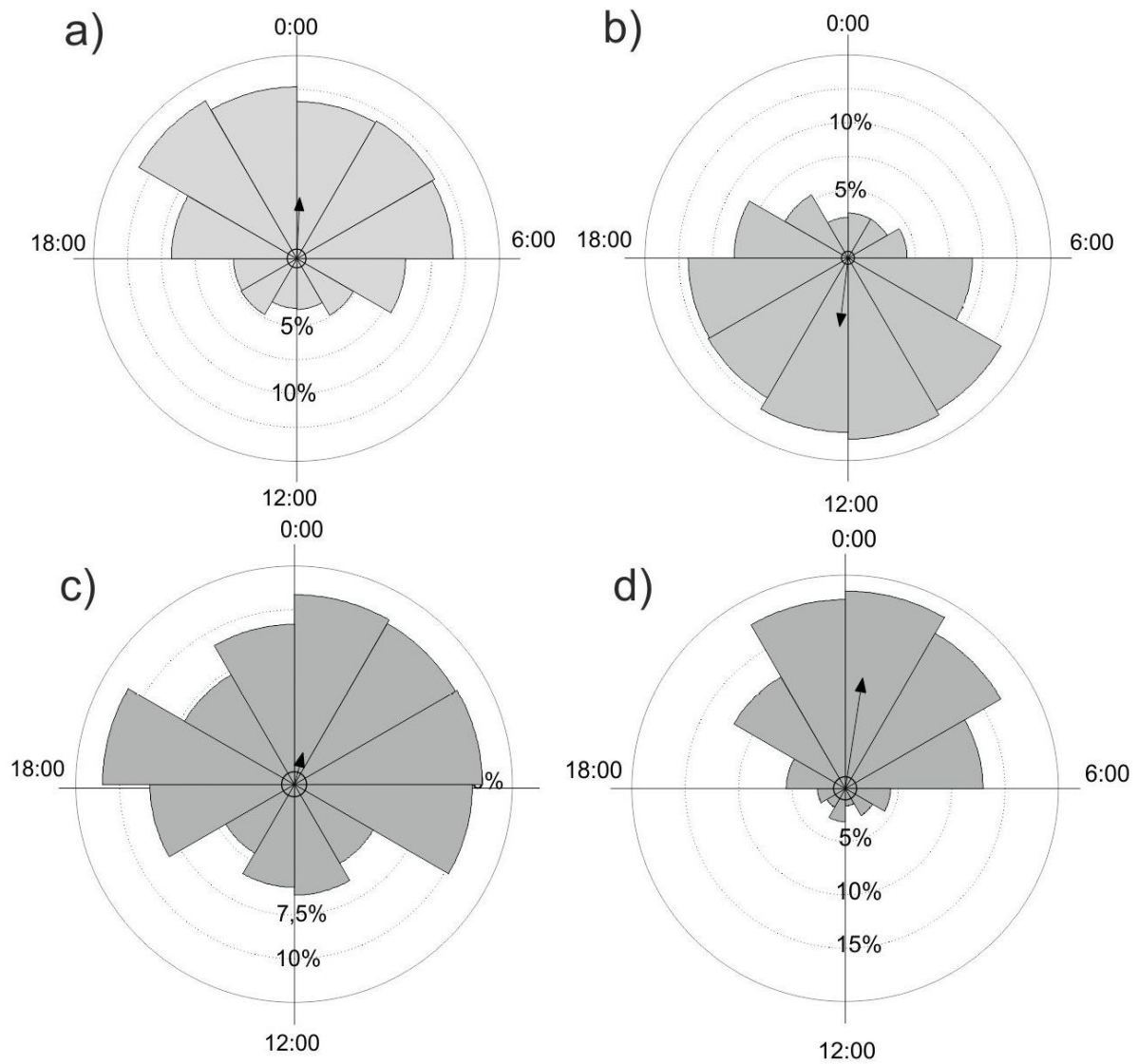


Table 1 Values of Jacob's index for month's and different type of habitat.

	FEEDING PLACE	MEADOW	BUSH	FOREST
<i>January</i>	0,99	-0,42	-0,71	-0,67
<i>February</i>	0,96	-0,11	-0,23	-0,53
<i>March</i>	0,96	0,36	-0,36	-0,49
<i>April</i>	0,77	0,53	-0,28	-0,15
<i>May</i>	0,00	0,57	-0,27	-0,05
<i>June</i>	0,56	0,73	-0,22	-0,34
<i>July</i>	-0,01	0,79	-0,31	-0,33
<i>August</i>	0,48	0,78	-0,24	-0,41
<i>September</i>	0,78	0,79	-0,21	-0,55
<i>October</i>	0,86	0,77	-0,17	-0,61
<i>November</i>	0,94	0,72	-0,19	-0,73
<i>December</i>	0,99	0,02	-0,52	-0,75

Table 2 Circular statistics values for daily use of different type of habitat and season.

		SPRING	SUMMER	AUTUMN	WINTER
FEEDING PLACE	Mean vector (time)	01:00	21:33	12:23	00:08
	Length of Mean Vector (r)	0,151	0,21	0,139	0,164
	Concentration	0,305	0,429	0,28	0,333
	Rayleigh Test (p)	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
MEADOW	Mean vector	00:35	00:58	00:22	02:33
	Length of Mean Vector (r)	0,5423	0,486	0,412	0,200
	Concentration	1,222	1,109	0,904	0,409
	Rayleigh Test (p)	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
FOREST	Mean vector	12:27	12:42	12:06	12:04
	Length of Mean Vector (r)	0,338	0,459	0,509	0,464
	Concentration	0,719	1,033	1,179	1,046
	Rayleigh Test (p)	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
BUSH	Mean vector	00:11	00:06	20:37	19:14
	Length of Mean Vector (r)	0,299	0,099	0,035	0,092
	Concentration	0,628	0,199	0,069	0,184
	Rayleigh Test (p)	< 0.001	< 0.01	< 0.01	< 0.01