

**Česká lesnická společnost, o. s.,
Českomoravská myslivecká jednota, o. s.
a redakce časopisu Svět myslivosti**

pod odbornou záštitou a s finančním přispěním
Ministerstva zemědělství, sekce lesního hospodářství



NAŠE ZVĚŘ A MYSLIVOST 2011

**TELEMETRICKÝ VÝZKUM ZVĚŘE, JEHO PŘÍNOS
PRO MYSLIVECKOU PRAXI A ŘEŠENÍ ŠKOD PŮSOBENÝCH ZVĚŘÍ**

SBORNÍK REFERÁTŮ



**Čtvrtek a pátek, 7.-8. dubna 2011
Kostelec nad Černými lesy**

Odborný garant:**Ing. David Vaca, Ph.D.**

Lesnická práce, s.r.o., redakce časopisu Svět myslivosti
Zámek 1, 281 63 Kostelec n. Č. l.
Tel.: 321 679 413, mobil: 604 211 168
E-mail: vaca@lesprace.cz

Organizační garant:**Ing. Karel Vančura**

Česká lesnická společnost, o.s.
Novotného lávka 5, 116 68 Praha 1
Mobil: 776 791 401
E-mail: cesles@csvts.cz

Telemetrie je moderní technologie umožňující sledování na dálku a přenos zjištěných dat. V případě volně žijících živočichů lze s pomocí telemetrie sledovat např. jejich migraci, chování, využívání prostředí při hledání potravy, výsledky zaznamenávat a vyhodnocovat. Tyto výsledky přinášejí nové poznatky z biologie a etologie, lze je v případě volně žijící zvěře využít v mysliveckém managementu populací (např. vytipování lesních porostů potenciálně ohrožených spárkatou zvěří a přijetí opatření k jejich ochraně). V uplynulých letech bylo na území ČR zahájeno několik projektů telemetrického sledování různých druhů zvěře (především jelení).

Cílem konference je zmapovat dosavadní projekty v ČR, umožnit jejich realizátorům prezentaci výsledků před odbornou veřejností a nastínit další směry výzkumu. Konference je určena odborným pracovníkům státní správy myslivosti, zaměstnancům státních lesů i soukromých lesních majetků, národních parků, uživatelům honiteb a všem dalším, kteří se zajímají o výzkum zvěře a její biologii a etologii.

Autor souhlasí se zveřejněním svého příspěvku ve sborníku a na internetu. V případě použití kterékoli části příspěvku bude ze strany ČLS vyžadována přesná citace autora.

Texty ve sborníku neprošly jazykovou korekturou.

Technická spolupráce:**Lesnická práce, s. r. o.**

nakladatelství a vydavatelství
Zámek 1, 281 63 Kostelec n. Č. l.
E-mail: neuhoferova@lesprace.cz

Česká lesnická společnost
ISBN 978-80-02-02295-4

OBSAH

- 4 Jaroslav Červený, FLD ČZU v Praze**
Kam kráčí myslivecký výzkum
- 7 Radim Kotrba et al., VÚŽV Praha-Uhřetěves**
Sociomapování – vizualizační a analytická metoda pro telemetrická poziční data
- 9 Pavel Šustr, Adam Jirsa, Správa NP a CHKO Šumava**
Prostorová aktivita jelena lesního v NP Šumava – šest let sledování pomocí GPS telemetrie
- 12 Pavel Šustr, Markéta Kašparová, Správa NP a CHKO Šumava**
Jak daleko dojde srnec obecný na Šumavě?
- 14 Marek Klitsch, Správa NP České Švýcarsko**
Migrace jelení a černé zvěře v Labských pískovcích
- 16 Pavel Šustr, Správa NP a CHKO Šumava**
Chodí jelen lesní v Krkonoších přes hranice? Předběžné výsledky z GPS telemetrie
- 19 Peter Kaštier, Jozef Bučko, NLC – LVÚ Zvolen**
Využitie telemetrických výsledkov v predikcii poškodenia lesných porastov jeleňou zverou na Poľane
- 26 Miroslav Ostrihoň et al., LF TU vo Zvolene**
Cirkadiánne rytmy a preferencia habitatov samcov jeleňa lesného (*Cervus elaphus*) v Kremnických vrchoch
- 37 Stanislav Dvořák, VLS ČR, s. p., divize Karlovy Vary a FLD ČZU v Praze**
Telemetrické sledování siky japonského (*Cervus nippon nippon*) v podmínkách Doupovských hor
- 43 Luděk Bufka, Správa NP a CHKO Šumava a FLD ČZU v Praze**
Telemetrie rysa ostrovida na Šumavě
- 44 Jan Beneš, FLD ČZU v Praze**
Telemetrické sledování lišky obecné (*Vulpes vulpes*) na Šumavě
- 47 Petr Koubek^{1,2}, Michaela Ryšavá¹, ¹ ÚBO AV ČR v. v. i., ² FLD ČZU v Praze**
S tchoři to je velký problém. Pilotní studie časoprostorové aktivity tchoře tmavého (*Musela putorius*)
- 51 Jana Korbelová, FŽP ČZU v Praze**
Délky domovských okrsků bobra evropského v různých typech krajiny
- 59 Marek Kouba, Karel Šťastný, FŽP ČZU v Praze**
Telemetrická sledování mláďat sýce rousného (*Aegolius funereus*) po opuštění hnízda
- 65 Václav Tomášek et al., FŽP ČZU v Praze**
Prostorové nároky sýce rousného (*Aegolius funereus*) při výchově mláďat
- 73 Petr Zvolánek, Lesy České republiky, s. p.**
Praktické zkušenosti s telemetrickým sledováním dravců při repatriacích u Lesů ČR, s. p.

KAM KRÁČÍ MYSLIVECKÝ VÝZKUM

Jaroslav Červený

Fakulta lesnická a dřevařská České zemědělské univerzity v Praze

Myslivecký výzkum byl v celé střední Evropě až do nedávné doby téměř výlučně spojen s praktickým provozováním myslivosti. V České republice má bohatou tradici a svého času měl i vynikající úroveň, kterou nám jiné státy mohly jen závidět. Od středověku byla totiž česká myslivost provozována vzdělanými profesionály a v nejednom mysliveckém pojednání z této doby lze najít prvky vědeckého bádání.

K rozvoji skutečného výzkumu však výrazně přispěl až rychlý vzestup českého mysliveckého písemnictví koncem 19. století. V první polovině 20. století patřil náš myslivecký výzkum k předním ve světě a vysoký standard si udržel až do 70. let 20. století. V této době byl spojen především se jménem Prof. Julia Komárka. Ten v roce 1921 společně s Ing. Antonínem Nechlebou založil Výzkumný ústav pro ochranu lesa. V roce 1927 došlo k rozšíření činnosti ústavu o mysliveckou problematiku a v roce 1931 bylo založeno samostatné Oddělení myslivosti. V roce 1935 byl stávající ústav přejmenován na Ústav pro ochranu lesů a myslivost. Prof. Komárek tuto instituci vedl nepřetržitě až do roku 1945. Roku 1951 byl zřízen samostatný Výzkumný ústav myslivosti a v roce 1952 byl ústav znova přejmenován, a to na Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (dále jen VÚLHM). Tento název se zachoval až do současné doby. Kromě Prof. J. Komárka se o dobré jméno našeho mysliveckého výzkumu zasloužili i další pracovníci ústavu jako např. Dr. M. Bouchner, Dr. A. Bubeník, Ing. Z. Fišer, Ing. V. Hanuš, Ing. F. Husák, Ing. V. Lochman, ing. E. Nováková, MVDr. J. Páv, Ing. J. Sekera, ing. I. Semizorová a mnozí další.

Od 80. let minulého století však postupně začalo docházet k jisté stagnaci našeho mysliveckého výzkumu. Zatímco jinde ve světě myslivecký výzkum opouštěl popisný způsob práce a začínal s experimentováním, u nás až na malé výjimky stále pokračoval ve sledování tradičních mysliveckých témat jako jsou např. morfometrická měření ulovené zvěře a lebek, sledování vývoje paroží jako kritéria trofejové kvality zvěře či vyhodnocování vývoje populací zvěře na základě odstřelů a jarních kmenových stavů. Tento stav se spolu s generačním problémem odrazil i v organizaci VÚLHM. V roce 1996 byl jeho nosný útvar Biologie a chovu zvěře redukován na pouhé oddělení myslivosti útvaru Ochrany lesa a jeho činnost spočívala převážně ve sledování škod působených zvěří na lese a ochraně proti nim. Na přelomu tisíciletí však došlo k opětovnému rozvoji mysliveckého výzkumu a to způsobilo, že v roce 2005 opětovně vznikl samostatný Útvar myslivosti na VÚLHM. Současný myslivecký výzkum je v této instituci spojen zejména s ing. F. Havránkem. Útvar myslivosti VÚLHM dnes především zajišťuje pro myslivecký provoz expertní a poradenskou službu v různých oblastech jako je např. ekologická analýza životního prostředí zvěře; analýza populačních trendů a struktury populací zvěře; řešení deficitu potravní nabídky v intenzivních chovech a volných honitbách; škody zvěří; intenzivní chovy zvěře; záchranné a zazvěřovací programy; myslivost v Evropské unii; raná postmortální diagnostika; patomorfologická, parazitologická a toxikologická vyšetření.

Postupně se však myslivecký výzkum, obdobně jako i jinde ve světě začal přesouvat z čistě mysliveckých subjektů na různá akademická pracoviště jako jsou ústavy Akademie věd ČR či Univerzity. Tato změna souvisela především s jiným celosvětovým chápáním myslivosti. Nad tradičním pojetím myslivosti a lovem zvěře postupně převažoval přístup biologický (tzv. Wildlife management) a zvěří se začali v širším měřítku zabývat i klasičtí zoologové, ekologové či parazitologové. Postupně se začala řešit např. problematika etologie a chování zvěře, genetická variabilita populací, potravní ekologie zvěře či smyslová orientace zvěře. Průkopníkem tohoto nového směru byl bezesporu tehdejší Ústav pro výzkum obratlovců ČSAV v Brně a později i Výzkumný ústav živočišné výroby v Praze-Uhřetěvesi. Největší rozvoj však zaznamenalo telemetrické sledování populací zvěře. Dnes se u nás na mnoha místech sleduje touto metodou nejen spárkatá zvěř (jelen lesní, sika), ale i šelmy (rys ostrovid, liška obecná, norek americký, vydra říční), hlodavci (bobr evropský) či ptáci (tetřev hlušec, koroptev polní, sýc rousný). Cílem telemetrických projektů je zejména poznání časoprostorové struktury a chování populací, studium vlivu populací jelenovitých na obnovu lesa a studium vazeb populací predátorů a populací kořisti.

Současná úroveň vědy, tedy i té myslivecké, se dnes řídí především počty publikovaných prací v renomovaných světových časopisech a publikovanými ohlasy na tyto práce. Z tohoto aspektu si náš "myslivecký" výzkum sice nestojí úplně nejhůře, bohužel však na pomyslných stupních úspěšnosti jen ojediněle najdeme zástupce z tradičních mysliveckých pracovišť. Míra úspěšnosti jednotlivých výzkumných pracovníků, výzkumných organizací, jakož i samotného výzkumu se dnes vyjadřuje třemi ukazateli: počtem publikovaných prací, které jsou v databázi Web of Science (dále jen WoS), počtem citací evidovaných WoS a takzvaným Hirschovým indexem (dále jen H index). WoS je online akademická služba provozovaná společností Thompson Reuters a ve své databázi zahrnuje údaje z více než 10 000 nejvýznamnějších vědeckých časopisů z celého světa, více než 110 000 konferenčních jednání a pokrývá 256 vědeckých disciplín. Jen v přírodních a technických vědách přibývá do databáze každý týden okolo 17 000 údajů. H index vyjadřuje vztah mezi publikovanými pracemi uvedenými na WoS a počtem ohlasů (citací) na tyto práce. Obecně platí, že čím je H index vyšší, tím je výzkumník v akademické obci lépe hodnocen. Následující přehled udává výzkumnou úspěšnost některých našich pracovišť, kde se provádí výzkum s úzkým vztahem k myslivosti. Uveden je zde i počet pracovníků, kteří se na výzkumu podle WoS podíleli a počet pracovníků, kteří se na pracovišti myslivostí zabývají ale, do databáze WoS neprošli (hodnota v závorce). Přehled je pouze orientační, protože řada výzkumníků působí na více pracovištích a detailní rozlišení podílu výzkumu na konkrétním pracovišti je značně obtížné. Navíc u některých výzkumníků nemusel být důsledně oddělen podíl "mysliveckých a nemysliveckých" publikací, takže se jedná spíše o výzkumný potenciál pracoviště než o skutečný přínos mysliveckému výzkumu.

- Národní muzeum Praha: H=2; počet prací WOS=8; počet citací WOS=14; počet pracovníků 1(1)
- Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti v.v.i., Zbraslav: H=2; počet prací WOS=10; počet citací WOS=4; počet pracovníků 1(4)
- Institut ekologie zvěře Veterinární a farmaceutická fakulta: H=3; počet prací WOS=10; počet citací WOS=18; počet pracovníků 1(3)
- Středoevropský institut ekologie zvěře o.p.s., Brno: H=4; počet prací WOS=17; počet citací WOS=39; počet pracovníků 2(2)
- Ústav ochrany lesů a myslivosti, LDF MZLU v Brně: H=5; počet prací WOS=34; počet citací WOS=88; počet pracovníků 3(5)
- Správa Národního parku Šumava: H=5; počet prací WOS=11; počet citací WOS=116; počet pracovníků 2(5)
- PřF JU České Budějovice: H=8; počet prací WOS=29; počet citací WOS=229; počet pracovníků 1(1)
- Farmaceutická fakulta UK Hradec Králové: H=10; počet prací WOS=77; počet citací WOS=409; počet pracovníků 1(1)
- Katedra ekologie FŽP ČZU Praha: H=16; počet prací WOS=64; počet citací WOS=148; počet pracovníků 4(4)
- Oddělení etologie VÚŽV v.v.i., Uhřetěves: H=16; počet prací WOS=251; počet citací WOS=654; počet pracovníků 3(3)
- Ústav biologie obratlovců AV ČR v.v.i., Brno: H=26; počet prací WOS=147; počet citací WOS=658; počet pracovníků 5(5)
- Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD ČZU v Praze: H=31; počet prací WOS=154; počet citací WOS=1685; počet pracovníků 2(5)

Dalším kritériem úrovně mysliveckého výzkumu může být také aktivní účast na významných světových konferencích. Jako příklad možno uvést podíl českých vědců na konferencích IUGB (Mezinárodní unie biologů zvěře), které se konají každé dva roky po celém světě. Např. v roce 2003 v portugalské Braze bylo 624 registrovaných účastníků, z ČR 11 (t. j. 1,9 %); v roce 2005 v německém Hannoveru 366 účastníků, z ČR 3 (0,8 %), v roce 2007 ve švédské Uppsale 452 účastníků, z ČR 11 (2,4 %) a v roce 2009 v Moskvě 287 účastníků, z ČR 6 (2,5 %). Na konferencích bývá zvykem zvat významné světové odborníky, kteří zahajují program úvodní prestižní přednáškou. Z ČR byl takto poctěn za posledních 20 let snad pouze jeden (Prof. L. Bartoš). Tato čísla nejsou nijak povzbudivá a určitě neodpovídají tradici našeho mysliveckého výzkumu. Hodnocení mysliveckého výzkumu podle kritérii WoS nemusí vždy být pro naši každodenní myslivost.

veckou praxi směrodatné či okamžitě využitelné. Každopádně však napovídá o postavení a zejména úrovni u nás tak dříve úspěšného vědního oboru.

Samostatnou kapitolou je současné financování mysliveckého výzkumu. Základním zdrojem by logicky mělo být Ministerstvo zemědělství ČR (dále jen MZe ČR) a jeho grantová agentura pro vědu a výzkum NAZVa. Od roku 2005 do roku 2009 však tato agentura financovala projekty za pouhých cca 5 milionů (v letech 2008 a 2009 nebyly granty s mysliveckou tematikou uděleny dokonce vůbec). Za toto období poskytlo MZe ČR sice dalších zhruba 13 milionů, které jsou zahrnuty do služeb a výzkumu, finanční prostředky však byly více směřovány do poradenství a na vyhodnocení úkolů přímo zadaných MZe ČR, než do základního či aplikovaného výzkumu. Určité prostředky poskytly i Lesy ČR s. p. Daleko více financí směřovalo do "mysliveckého výzkumu" formou grantů z jiných zdrojů: Ministerstvo životního prostředí ČR, Agentura ochrany přírody a krajiny, Grantová agentura ČR, Grantová agentura Akademie věd ČR, Evropská unie, Světová banka, Norské fondy, apod. Celkově získané finanční prostředky jsou však v porovnání s jinými vědními obory zcela zanedbatelné.

Myslivecký výzkum je tak u nás ze všech biologických disciplin zcela jistě nejvíce zanedbaný, a to jak z hlediska odborného, tak i z hlediska finančního zajištění. Za tímto neutěšeným stavem se však především skrývá skutečnost, že náš myslivecký výzkum není ve srovnání s dalšími biologickými obory konkurenceschopný a z grantových agentur podporujících vědu není schopen získat dostatek finančních prostředků. Pro zlepšení tohoto stavu je do budoucna nejjednodušším řešením cílená vědecká výchova mladých výzkumníků, kteří budou úspěšní v získávání grantů a kteří budou schopni se začlenit do špičkových mezinárodních vědeckých týmů. Potřebné financování vědy a mysliveckého výzkumu z rezortních zdrojů MZe ČR nebo z mecenášských darů je totiž za současného stavu dosti nereálné. Neméně důležitá bude i orientace výzkumu na aktuální problematiku. Co v současnosti řeší myslivecký výzkum ve světě snadno zjistíme např. při listování sborníků z již výše uvedených kongresů IUGB. Jedná se zejména o management zvěře; kvantitativní metody zjišťování početnosti a struktury populací zvěře; technický pokrok zařízení pro sledování zvěře; využití metod GIS pro hodnocení prostředí zvěře, koexistence člověka a zvěře, vztah predátorů a býložravců vzhledem ke stavu lesního prostředí; reintrodukce a obnova divokých populací zvěře; genetika zvěře, veterinární problematika a zátěž prostředí; apod. Bez řešení takovýchto či podobných témat se na výsluní světového mysliveckého výzkumu dostaneme jen s těží.

Kontakt

Doc. Ing. Jaroslav Červený, CSc.

Fakulta lesnická a dřevařská České zemědělské univerzity v Praze

E-mail: jardaryscervený@centrum.cz

SOCIOMAPOVÁNÍ – VIZUALIZAČNÍ A ANALYTICKÁ METODA PRO TELEMETRICKÁ POZIČNÍ DATA

Radim Kotrba¹, Luděk Bartoš¹, Radvan Bahbouh², Cyril Höschl², Petr Šimeček³, Erika Kužmová^{1,4}, Jan Pluháček¹, Adam Dušek^{1,5}, Jitka Bartošová¹

¹ Oddělení etologie, Výzkumný ústav živočišné výroby, Praha-Uhřetěves

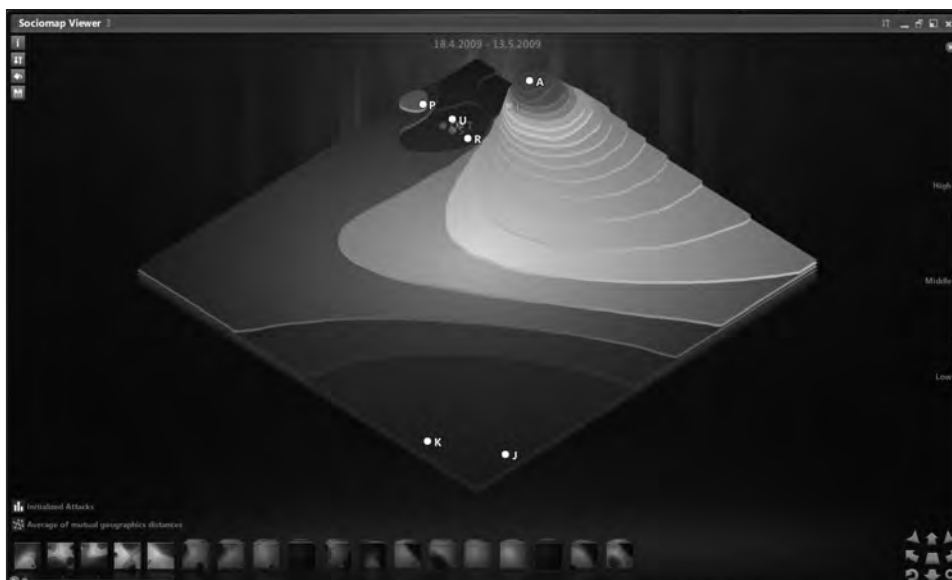
² Analytické oddělení, QED Group, Praha

³ Oddělení biometrie, Výzkumný ústav živočišné výroby, Praha-Uhřetěves

⁴ Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha

⁵ Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha

Při zpracování, z hlediska prostoru a času, mnohorozměrných telemetrických dat se setkáváme s obtížemi, jak přehledně vizualizovat a roztřídit data. Pro tento účel byla vyvinuta metoda sociomapování kombinující teorii fuzzy množin a teorii rozpoznávání vzorců opakujících se událostí (např. chování, trajektorií pohybu aj). Vstupními daty pro zpracování pomocí sociomapování mohou být jakékoliv kvantitativní údaje tvořící vzájemně síť vazeb mezi jedinci a tedy nemusí se jednat pouze o poziční data. Grafickým výstupem sociomapování je třídímní sociomapa, která napodobuje reliéf s vrstevnicemi, kde vzdálenost mezi prvky (např. jedinci ve skupině) odpovídá vzájemné vazbě mezi prvky a výška každého prvku v reliéfu proporcionalně odpovídá hodnotě studované proměnné (např. počet agonistických interakcí, délka překonané vzdálenosti za čas, velikost domovského okrsku aj.). My jsme tuto metodu použili k inspekci sociálních vztahů ve dvou experimentálních skupinách jelena evropského (*Cervus elaphus*) v ohraničeném prostoru. V první skupině byli špičáci a ve druhé skupině dospělí jeleni. V době parožního růstu jsme v měsíčních intervalech experimentálně manipulovali složením skupiny. Ke skupině špičáků jsme přidali dospělého jelena, který byl po měsíci nahrazen jiným dospělým jelenem. Nahrazený jelen se vracel do skupiny dospělých. U všech jelenů jsme v hodinových intervalech zaznamenávali geografickou polohu pomocí GPS obojků (GPS-3300, Lotec Wireless Inc., Kanada) k získání vzájemných vzdáleností mezi jedinci. Agonistické interakce byly sledovány každé tři dny. Navíc jsme v měsíčních intervalech sledovali hladiny samčího pohlavního hormonu testosteronu a stresového hormonu kortizolu. Sociomapy nám umožnily zobrazit dynamiku sociálních vazeb a zároveň nám poskytly informace o vývoji agonistických interakcí a hormonálních profilů jednotlivých jelenů v čase. Tato metoda byla v tomto případě využitelná jako jiný způsob shlukové analýzy. Praktické využití bude demonstrováno na konkrétních příkladech. (Podpořeno grantem GAČR č. 523/08/0808)



Obr. 1: Příklad statické sociomapy vytvořené na základě průměrných vzdáleností mezi jedinci (A-U), kde nejkratší vzdálenost mezi body odpovídá i nejkratší průměrné vzdálenosti mezi jedinci získané na základě geografických pozičních dat, a kde barevné odlišení charakterizuje jedince (V tomto případě na základě počtu iniciovaných agonistických útoků za sledované období 1 měsíce). „A“ značí dospělého jelena a ostatní písmena reprezentují špičáky. Výhodou sociomapování je, že se mohou přehrát statické sociomapy vytvořené po kratším intervalu v sekvenci a tím sledovat dynamiku vlastností za celé sledované období.



Obr. 2: Příklad statické sociomapy vytvořené stejně jako na Obr. 1, s tím rozdílem, že barevné odlišení charakterizuje množství kortizolu v plasmě daného jedince. „A“ značí jako v Obr. 1 dospělého jelena a ostatní písmena reprezentují špičáky. Pokud si spojíme Obr. 1 a 2., pro jelena „A“ můžeme interpretovat, že i přes jeho iniciaci nejvyššího počtu útoků, ve kterých mu ostatní ustupovali, vnímal tuto situaci, díky nejvyšším hladinám kortizolu, stresově.

Kontakt

Ing. Radim Kotrba, Ph.D.

Výzkumný ústav živočišné výroby Praha-Uhřetěves

E-mail: maugli46@volny.cz

PROSTOROVÁ AKTIVITA JELENA LESNÍHO V NP ŠUMAVA – ŠEST LET SLEDOVÁNÍ POMOCÍ GPS TELEMETRIE

Pavel Šustr, Adam Jirsa

Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

Lesy patří na Šumavu. V současné době dochází na části území Národního parku Šumava k odumírání lesa pod vlivem kůrovců a větrných kalamit. Na tomto místě se les dnes již opět rodí, jeho budoucí podoba je ovšem ovlivňována mnoha faktory. Jedním z klíčových faktorů je také okus mladých stromků kopytníky, žijícími na území národního parku, zejména jelenem lesním a srncem obecným. Abychom co nejlépe poznali faktory ovlivňující podobu budoucího lesa a především zastoupení listnatých dřevin, začali jsme detailně studovat způsoby chování a prostorovou aktivitu těchto zvířat.

Od roku 2005 probíhá na území Národního parku Šumava, a to zejména v jeho západní části, rozsáhlý vědecký projekt, který se věnuje studiu pohybu, aktivity a chování mimo jiné i jelena lesního.

Použitá technologie

Klíčovou částí projektu jsou telemetrická pozorování studovaných zvířat. Telemetrie obecně je měření čehokoliv na dálku, v tomto případě jde o sledování pozice a aktivity zvířat na dálku. V našem výzkumu používáme nejmodernější technologie, použité telemetrické obojky jsou vybaveny satelitním systémem GPS, který automaticky v nastaveném taktu zaměřuje pozici každého zvířete s přesností cca 15 metrů. Protože GPS systém je energeticky relativně náročný, bylo třeba najít kompromis mezi tím, jak často potřebujeme zaměření a jak dlouho nám obojek bude fungovat. U jelena lesního, který bez problémů unese relativně velkou baterii (hmotnost obojku je cca 1000 g), jsme zvolili zaměření každou hodinu, máme tedy 24 zaměření denně (s výjimkou chybějících údajů, pokud obojek s GPS byl v hustém lese), za rok máme tedy cca 8000 pozic určujících polohu zvířete. Obojek, který je programovatelný, vydrží v tomto režimu téměř 2 roky. S takto přesnými údaji je již možné vypočítat víc než jen domovský okrsek zvířete, můžeme například vyhodnotit využití prostředí a zjistit tak preferované a tím i případným okusem nejvíce ohrožené biotopy.

Označená zvířata

Zatím bylo celkem na české straně Šumavy označeno GPS obojky přes 40 jedinců jelena lesního, přibližně stejně jelenů i laní. Pro projekt jsme vybrali mladší jedince, v době obojkování dvou až šestileté. Mladší jedinci byli vybráni z důvodu sledování změn v prostorové aktivitě a chování s narůstajícím věkem zvířat. Jelikož na území NP Šumava je vybudován systém přezimovacích obůrek, sloužící k ochraně obnovujícího se lesa v zimním a jarním období, byly tyto obůrky využity též pro imobilizaci jelenů.

Tradiční chování

Chtěli jsme také zjistit, zda zvířata využívají každoročně stejné území nebo zda se v jednotlivých letech bude toto území měnit. Během našeho sledování se všichni pozorovaní jeleni vraceli v následujících letech tradičně na stejná nebo velmi podobná místa. Překvapivým zjištěním bylo i to, že jeleni z české a bavorské strany Šumavy využívají území tak, jak bylo před dobou poměrně již vzdálenou odděleno "dráty" – bavorská populace přesahuje v létě až na české území, naopak většina českých jelenů pohraniční hřebeny hor nevyužívá.

Data rovněž ukázala, že jeleni mají velmi dobrou znalost obůrek. V průběhu celé doby sledování se všichni obojkovaní jeleni (pokud se vrátili) vrátili do stejných přezimovacích obůrek, kde byli označeni. Překvapivé bylo pro nás však zjištění, že během návratu jeleni často "navštívili" i další obůrky, nakonec vždy ale skončili v té "své". Návrat byl většinou velmi rychlý a přímočarý, impulsem byl většinou příchod prvního většího množství sněhu.

Co se týče srovnání prostorové aktivity laní mezi jednotlivými roky, podobně jako u jelenů dochází k velké tradičnosti v chování. Hodnoty meziročního překryvu domovských okrsků jsou ještě vyšší než u jelena (téměř 90%). Hodnotíme-li zvlášť "migranty" a "usedlíky", větší věrnost území celkem pochopitelně vidíme u "usedlíků", a to téměř 95%.

Domovské okrsky

Zjistili jsme velké rozdíly v prostorové aktivitě mezi jedinci. Některým stačí po dobu celého roku malé území okolo 2000–4000 ha a nikam se změnou ročních období nemigrují a zůstávají trvale v širším okolí obůrky. Jiní potřebují k životu mnohanásobně větší území i přes 12000 ha a sezónně migrují mezi nejvyššími partiemi Šumavy v létě a údolími v zimě.

Období říje se projevuje zvýšenou migrací jelenů, u zvířat, která se pohybují v okolí obůrky dochází jen k „výletům“ do širšího okolí než je obvyklé v jiné části roku, naopak u migrujících zvířat je častý přesun na říjiště na delší vzdálenosti – a to i dvacet a více kilometrů. Na tomto místě je ovšem třeba připomenout, že sledovaná zvířata jsou převážně mladší jeleni (první věková).

Pro informaci, jak velký prostor jelen potřebuje ke svému životu, nás zajímali i velikosti domovských okrsků. Domovský okrsek je podle definice území, využívané zvířetem v průběhu daného období, např. dne, měsíce, roku. Průměrná velikost domovských okrsků námi sledovaných jelenů byla téměř 60 km². U skupiny migrujících jelenů je velikost okrsku větší, cca 60–120 km², "usedlíci" potřebují menší území a to 20–50 km².

Výsledky pohybové aktivity laní pro nás byly poměrně velkým překvapením. Zatímco laně na bavorské straně Šumavy se drží často blízkého okolí přezimovací obůrky a jejich domovský okrsek je v průměru 10 km², migrace a domovské okrsky našich laní mají jiný charakter. Část laní se chovali podobně jako bavorské "kolegyně" a zůstávali v průběhu celých dvou let poblíž obůrek ve středních nadmořských výškách. Ale pohybová aktivita druhé skupiny připomínala svým charakterem i velikostí spíše domovský okrsek migrujících jelenů – laně migrovali mezi středními nadmořskými výškami (cca 800 m n. m.) v zimě a hřebenovými partiemi Šumavy (1300 m n. m.) v letním období. Velikost domovského okrsku "usedlé" laně byl podobný jako na bavorské straně (průměr 14,5 km² v roce 2006 a 8,5 km² v roce 2007). Migrující laně využívají ke svému životu území výrazně větší, a to v průměru 40 km². Srovnáme-li tato data s údaji týkajícími se jelenů (usedlíci v průměru 33 km² a migranti 80 km²), vidíme, že usedlé i migrující laně využívají území výrazně menší než srovnatelné skupiny jelenů.

Co se týče srovnání prostorové aktivity laní mezi jednotlivými roky, podobně jako u jelenů dochází k velké tradičnosti v chování. Hodnoty meziročního překryvu domovských okrsků jsou ještě vyšší než u jelena (téměř 90%). Hodnotíme-li zvlášť "migranty" a "usedlíky", větší věrnost území celkem pochopitelně vidíme u "usedlíků", a to téměř 95%.

Aktivita

Díky GPS systému se dozvídáme o tom, kde se pozorovaný jedinec v daný čas nachází. To už je relativně dostatečná informace, ale námi používané obojky od německé firmy Vectronic Aerospace z Berlína toho umí víc. Součástí obojku je i senzor aktivity, který nás každých pět minut po celou dobu životnosti obojku informuje o tom, co zvíře právě dělá – poznáme, jestli odpočívá, pase se nebo se jen někde přemísťuje, případně jestli ho něco vyplašilo a rychle utíká do bezpečí. To můžeme použít například k poznání, která území národního parku jsou přednostně využívána k pastvě a kde tudíž můžeme čekat větší "škody" na obnovujícím se lese.

Použité telemetrické obojky jsou vybaveny senzorem aktivity, který snímá pohyb obojku, a to dokonce ve dvou osách pohybu – pohyb do stran a pohyb v ose zvířete. Aktivita je u těchto obojek zaznamenávána pravidelně každých pět minut po celou dobu životnosti obojku. Celkem je tedy za každý rok k dispozici cca sto tisíc údajů o aktivitě sledovaného zvířete pro každou osu.

V průběhu roku aktivity jelena lesního ukazují dva vrcholy aktivity. První v měsíci červnu, související pravděpodobně s intenzivní pastvou, parožením a zřejmě i s enormním množstvím much ve vyšších polohách Šumavy. Druhý odpovídá období říje. Je možné vysledovat aktivnější průběh říje s přibývajícím věkem zvířete. Denní rytmus jednoznačně ukazuje převyšující aktivitu zvířat kolem svítání a soumraku, v průběhu světlé části dne jsou zvířata aktivní jen minimálně.

V aktivitě laní je možné vysledovat změnu aktivity související s kladením koloucha a následnou péčí o něj v období na konci května a v červnu.

Samotná data o aktivitě sledovaných jedinců jsou zajímavá, ale mnohem zajímavější je tato data propojit s údaji pozicními, získanými z GPS části obojku. Pak již víme nejen jak je zvíře zrovna aktivní, ale i kde přesně je aktivní. To nám umožňuje již poměrně detailně "nahlédnout do života" sledovaných jelenů, a pro účely dalších analýz jsme potřebovali rozlišit jednotlivé typy chování. Tyto různé typy chování používáme dále v analýze využití prostředí.

Využití prostředí

V analýze využití prostředí jde o to, zjistit jaké typy prostředí jsou přednostně využívány a ovlivňovány sledovanými zvířaty. Pro každý sledovaný typ prostředí je vypočítán index dostupnosti prostředí ve vztahu ke skutečnému využívání prostředí pro různé typy domovských okrsků. V současné době jsou tato data zpracovávána nad velmi podrobnými digitalizovanými mapami prostředí.

Projekt má celou řadu navazujících studií, jako např. analýza potravy v průběhu roku a v různých místech Šumavy, porovnání nabídky a poptávky potravy a další.

Projekt stále pokračuje, o jeho průběhu a výsledcích se (kromě vědecké literatury) můžete dozvědět například z internetu na adrese www.RysoviNaStope.cz

Kontakt

Mgr. Pavel Šustr, Ph.D.

Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

E-mail: pavel.sustr@npsumava.cz

JAK DALEKO DOJDE SRNEC OBECNÝ NA ŠUMAVĚ?

Pavel Šustr, Markéta Kašparová
Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

Od roku 2005 probíhá na území Národního parku Šumava, a to zejména v jeho západní části, rozsáhlý vědecký projekt, který se věnuje studiu pohybu, aktivity a chování mimo jiné i srnce obecného. První část projektu využívala ke svému studiu jednodušší VHF obojky, v současné době používáme (od roku 2007) již výhradně GPS technologie.

Použitá technologie

Klíčovou částí projektu jsou telemetrická pozorování studovaných zvířat. Telemetrie obecně je měření čehokoliv na dálku, v tomto případě jde o sledování pozice a aktivity zvířat na dálku. V našem výzkumu používáme nejmodernější technologie, použité telemetrické obojky jsou vybaveny satelitním systémem GPS, který automaticky v nastaveném taktu zaměřuje pozici každého zvířete s přesností cca 15 metrů. Protože GPS systém je energeticky relativně náročný, bylo třeba najít kompromis mezi tím, jak často potřebujeme zaměření a jak dlouho nám obojek bude fungovat. U srnce obecného používáme středně velké baterie k obojkům, zaměření jsme zvolili každé dvě hodiny, máme tedy 12 zaměření denně, za rok tedy cca 4000 pozic určujících polohu zvířete. Obojek, který je programovatelný, vydrží v tomto režimu jeden rok. V některých případech zaměřujeme sledované jedince dokonce každých 5 minut, důvodem je zodpovězení některých detailních otázek. Životnost obojku se ovšem v tomto případě zkrátí na cca dva měsíce. S takto přesnými údaji je již možné vypočítat víc než jen domovský okrsek zvířete – můžeme například vyhodnotit využití prostředí a zjistit tak preferované a tím i případným okusem nejvíce ohrožené biotopy.

Odchyt a značení

Jedinci pro telemetrický výzkum byli odchytáváni pomocí dřevěných sklopců. Tyto sklopce byly instalovány během měsíců ledna až dubna na lokalitách v oblasti Kašperských Hor a v oblasti Srní. Výběr jedinců byl tedy víceméně náhodný. K dnešnímu dni máme 22 zvířat nosících GPS obojek (12 srn a 10 srnců) a dalších 25 jedinců bylo označeno pomocí VHF obojků. Lokality Kašperské Hory a Srní byly vybrány jako dvě typická území s výskytem srnce. Lokalita Srní se nachází v Národním parku Šumava a je charakterizována vysokým zastoupením lesních porostů, zatímco lokalita Kašperské Hory se nachází na okraji NP Šumava a je pro ni typická fragmentovaná krajina s vyšším zastoupením luk a polí.

Domovské okrsky

Velikost domovských okrsků se lišila mezi pohlavími; větší byla u samců, a to v rámci obou věkových kategorií. Domovské okrsky dospělých jedinců byly větší než jedinců subadultních (do 2 let věku). Většina jedinců se zdržovala na velmi malém území, často ve vazbě na zdroje potravy včetně mysliveckých příkrmovacích zařízení. Hodnotíme-li velikosti domovských okrsků vybraných jedinců pro obě pohlaví a věkové kategorie společně, odhad velikosti domovského okrsku je v průměru 150 ha.

Dálkové migrace

Pohyb telemetricky sledovaných zvířat byl většinou omezen na vyhraněné domovské okrsky. Jedním z největších překvapení našeho studia srnce obecného byly však dálkové migrace. Tyto migrace se vyskytují u obou

pohlaví v různých obdobích roku. Jedním z příkladů může být jednoletý srnec „Matěj“, odchycený na lokalitě Radkov. V tomto území se stabilně vyskytoval cca Půl roku. Poté se přemístil na velkou vzdálenost (cca 56 km) severozápadním směrem na bavorskou stranu Českého lesa poblíž Furth im Wald, kde byl sražen autem. Jiným příkladem může být srna se srnčetem migrující z bavorského Spiegelau na českou stranu Šumavy do okolí Gerlovy Huti, vzdálenost migrace je přes 30 km. Migrace však proběhla v období května a na hlavním šumavském hřebeni, který musel být překonán ležel ještě nejméně metr sněhu. Tyto dálkové migrace u srnce jak se zdá nejsou výjimečné. Data naše i kolegů z NP Bavorský les ukazují podobné migrace u cca 10% populace, a to trochu překvapivě nejen u srnců, ale i u srn.

Využití prostředí

V projektu nás dále zajímá, jakým způsobem srnec využívá prostředí ve kterém žije. K hodnocení využití prostředí byly použity mapy s vylíšenými šesti základními kategoriemi krajinného pokryvu – lesní půda se stromy; lesní půda s křovinatým porostem; louka a pastvina; orná půda; sad a zahrada a vodní plocha.

Ve využití prostředí jsou patrné velké individuální rozdíly mezi sledovanými jedinci. Podrobné statistické zpracování analýzy využití prostředí však ještě probíhá.

V současné době telemetrické sledování srnce na Šumavě pokračuje, probíhá odchyt a značení dalších jedinců, kteří jsou vybaveni obojky s GPS technologií. Projekt má celou řadu navazujících studií, jako např. analýza potravy v průběhu roku a v různých místech Šumavy, porovnání nabídky a poptávky potravy a další.

Projekt stále pokračuje, o jeho průběhu a výsledcích se (kromě vědecké literatury) můžete dozvědět například z internetu na adrese www.RysoviNaStope.cz

Kontakt

Mgr. Pavel Šustr, Ph.D.

Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

E-mail: pavel.sustr@npsumava.cz

MIGRACE JELENÍ A ČERNÉ ZVĚŘE V LABSKÝCH PÍSKOVČÍCH

Marek Klitsch

Správa Národního parku České Švýcarsko

Abstrakt

Cílem projektu je zjištění migračních tras a velikostí domovských okrsků u jelení a černé zvěře v centrální části Labských pískovců. Dosud bylo označeno obojkem s funkcí GPS 11 jelenů a 9 laní. Ušními známkami bylo označeno 37 divokých prasat. Průměrná velikost domovského okrsku jelena byla 3075 ha a laně 826 ha. Nejdelší migrační vzdálenost u divočáků byla 26,5 km.

Jelen evropský (*Cervus elaphus*) a prase divoké (*Sus strofa*), jsou zvěří vzbuzující respekt prakticky u všech národů v celé Evropě. Oba studované druhy vyvolávají mnoho diskuzí na téma mysliveckého hospodaření, ochrany lesa a škod v zemědělství. Oba druhy jsou rovněž přirozenou součástí lesních ekosystémů ve středoevropských podmínkách.

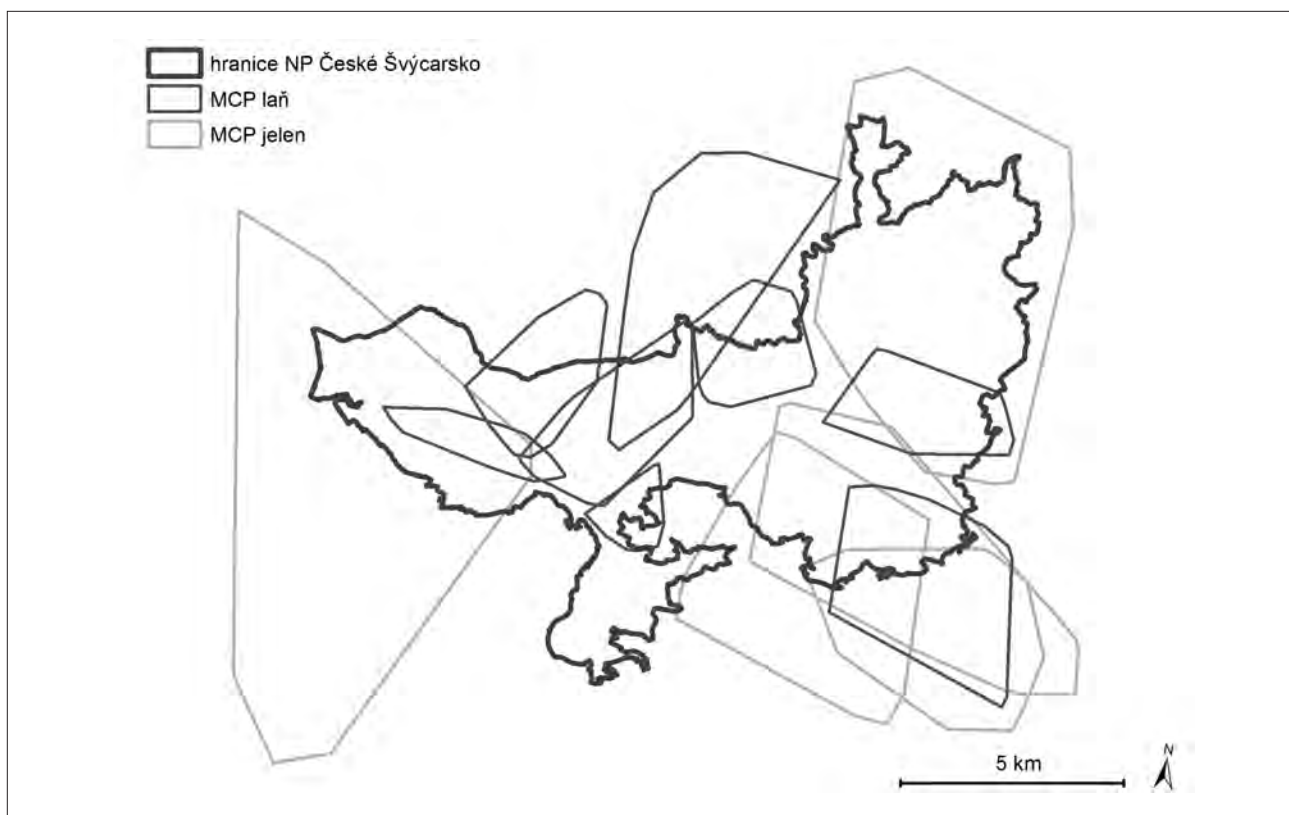
Poznání migrace a zjištění velikosti domovských okrsků jelení a černé zvěře patří k nejdůležitějším znalostem o těchto druzích. Zjištěné výsledky jsou, kromě jiného, využívány při plánování managementu obou druhů zvěře. Celý projekt je realizován v centrální části Labských pískovců – v Národním parku České Švýcarsko a v jeho přílehlém okolí. Jedná se o plochu asi 250 km², s nadmořskou výškou od 115 m n. m. – hladina Labe ve Hřensku do 556 m n. m. – Grosser Winterberg a s vysokou lesnatostí (97% v NP České Švýcarsko). Jelení zvěř je zde celoročně ve volnosti – nejsou zde žádné přezimovací obůrky.

První jelen (2151) – špičák byl označen GPS obojkem v roce 2006. Další devítiletý jelen (2152) byl označen o rok později. V roce 2008 byl Správě NPCŠ schválen projekt: „Komplexní monitoring přírodního prostředí v NPCŠ“ financovaný z EHP Norska, jehož součástí je také sledování migrace jelení a černé zvěře. V rámci tohoto projektu bylo označeno dalších 9 jelenů a 9 laní GPS obojky. Rovněž bylo označeno 37 divokých prasat ušními známkami. GPS obojek umožňuje kontinuální zaměřování polohy označeného kusu v nastavených časových intervalech a je vybaven senzorem aktivity, mortality a teploty, s možností bezdrátového přenosu dat.

Velký význam v migraci obou druhů zvěře v zájmovém území má geomorfologie terénu – skalní masivy a kaňon Labe. U černé zvěře migraci významně ovlivňují semenné roky buku, výška sněhové pokrývky, přítomnost kukuřice a jiných atraktivních plodin ve vnitrozemí ČR nebo v Sasku. Zvýšený turistický ruch v jarních a letních měsících nemá podle dosavadních zjištění na migraci vliv.

Jelení zvěř – jeleni

Výrazně větší migrace byla zjištěna u mladých zvířat. Dvouletý jelen se pohyboval podél kaňonu Labe z Děčína až do Bad Schandau, což je vzdálenost asi 15 km a to i v období mimo říji, kdy u starších jelenů byla zjištěna výrazně menší prostorová aktivita. V průběhu říje se velikost domovského okrsku jelenů více než zčtyřnásobila. Někteří jeleni pouze odešli na říjiště vzdálené 4–7 km (především jeleni II. a III. věkové třídy). Jeleni I. věkové třídy zvýšili prostorovou aktivitu všemi směry a přecházeli mezi obvyklými říjišti. Příkladem může být čtyřletý jelen, který se od počátku března 2009 do konce srpna 2009 pohyboval na ploše 882 ha. V průběhu září a října 2009 se tentýž jelen pohyboval již po ploše více než 4 větší než za předchozí půlrok a to na ploše 3850 ha. Průměrná velikost domovského okrsku jelena (dle MPC – minimal convex polygon) byla zjištěna 3075 ha.



Jelení zvěř – laně

Velikost migrace u laní nevykazuje závislost na věku. Velikost domovského okrsku významně (více než u jelenů) ovlivňují: geomorfologie terénu, řeky, liniové stavby – silnice a také přítomnost, resp. vzdálenost pastevních ploch. Zajímavá data přináší telemetrické sledování laní například při kladení kolouchů, které ve sledované lokalitě připadá na 2. polovinu května. Asi 2 dny před kladením kolouchů přestaly laně navštěvovat obvyklé a denně navštěvované pastevní plochy a odcházely na místa vybraná ke kladení koloucha. Laně se na tomto místě o rozloze 40–60 ha zdržovaly 8–16 dní. Po té se společně s kolouchem vrátily na obvyklou trasu: denní stávaníště – pastevní plocha. Laně překonávaly se 14 denními kolouchy vzdálenosti až 3 km, často ve velmi těžkém skalnatém terénu. Průměrná velikost (MCP) domovského okrsku laní byla zjištěna 826 ha.

Černá zvěř

Z označených 37 kusů černé zvěře bylo 32 selat, 3 bachyně a 2 kňouři. Černá zvěř byla odchytávána v podzimních a zimních měsících. V průběhu zimy docházelo ke zpětným odchytům již označených kusů. V průběhu zimy nebyly hlášeny žádné zástřely označených divočáků odchycených v předchozích 4 měsících. První zástřely byly hlášeny až v jarních a letních měsících. Z 26 selat odchycených v zimě 2009/2010 jich bylo v průběhu roku 2010 uloveno 14 (došla zpětná hlášení). Průměrná vzdálenost od místa označení k místu ulovení byla 7,42 km (nejdelší vzdálenost byla 26,5 km). U černé zvěře má vliv na migraci: semenné roky buku, výška sněhové pokrývky, přítomnost kukuřice a jiných atraktivních plodin ve vnitrozemí ČR nebo v Sasku a rozpad rodinné tlupy.

Kontakt

Ing. Marek Klitsch
 Správa Národního parku České Švýcarsko
 E-mail: m.klitsch@npcs.cz

CHODÍ JELEN LESNÍ V KRKONOŠÍCH PŘES HRANICE? PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY Z GPS TELEMETRIE

Pavel Šustr

Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

Jelen lesní je největší pravidelně se vyskytující savec Krkonoš. Jako takový představuje významnou roli v proměně krkonošských ekosystémů a to zejména okusem mladých odrůstajících sazenic a semenáčů stromů. Z tohoto důvodu představuje kontrola početnosti jeleních populací pomocí sčítání, plánování lovu a vlastního lovu významnou část každoročních aktivit Správy Krkonošského národního parku (KRNAP). Plánování lovu a lov je však nutné koordinovat i se sousedními správci honiteb, v tomto případě jednoznačně nejvýznamnějším sousedem je polský Karkonoski Park Narodowy (KPN). Vzhledem k nekonečným diskuzím na téma odkud a kam chodí krkonošští jeleni, zda z polské strany na českou nebo naopak, nebo zda snad vůbec nedochází k významné migraci přes hranice, rozhodla se Správa KRNAP monitorovat pohyb vybraných jedinců. V první fázi šlo o označování zvířat v přezimovacích obůrkách pomocí barevných ušních značek. Ušní značky však přinášely informace v podstatě jen o návratu jedinců do stejných, případně jiných obůrek a dále pak umožňovaly dohledat původ zvířat ulovených na území NP i v jeho okolí. Proto bylo rozhodnuto přistoupit k detailnímu monitoringu pomocí satelitních GPS obojků. Inspirací v tomto případě byl již běžící podobný projekt Správy národního parku a CHKO Šumava.

Pro označení byly vybrány stejně jako na Šumavě telemetrické obojky německé firmy Vectronic Aerospace z Berlína, které v pravidelném režimu každou hodinu (za rok je jich tedy přes osm tisíc) zaměřovaly pozici sledovaných jedinců pomocí satelitů, konkrétně pomocí GPS systému. Kromě toho obojky zaznamenávají i údaje o aktivitě sledovaného jedince, data jsou ukládána v tomto případě dokonce každých pět minut, za rok je jich tedy přes sto tisíc za každý obojek. Životnost obojku na jednu baterii a tedy i doba kontinuálního sledování ve výše popsaném režimu je cca dva roky.

Jeleni i laně byli vybaveni obojky ve vybraných přezimovacích obůrkách, vlastní nasazení obojků probíhalo s využitím imobilizace narkotizační puškou. Jelikož šlo v Krkonoších v podstatě o pilotní projekt a první nahlédnutí do života a migračních zvyklostí jelena a tato aktivita nebyla podpořena žádným grantem, který by zajistil větší sumu peněz na obojky, bylo v první vlně rozhodnuto nasadit jen 7 obojků, z toho 4 obojky byly pro jeleny a 3 pro laně.

Prostorová aktivita

Dvě laně byly označeny v přezimovací obůrce Milmice na lesní správě Harrachov, jedna pětiletá, druhá devítiletá. Přezimovací obůrka Milmice se nachází v podstatě přímo na hranici s Polskem, není tedy překvapením, že obě laně do Polska přecházely. Respektive spíše je situaci možné interpretovat tak, že s výjimkou zimy využívaly území přilehlých polských Jizerských hor, v oblasti mezi obcí Jakuszyce a osadou Orle, a jen na zimu využívaly nabídku pohodlně dostupné potravy v přezimovací obůrce. Po otevření obůrky na jaře se vždy zas vracely do polských Jizerských hor. Data ovšem ukázala ještě dva zajímavé momenty. První zajímavost se týká mezinárodní silnice z Harrachova do Jakuszyce, obě sledované laně se k této silnici přiblížily a zřejmě se ji chtěli pokusit překonat, nicméně za sledované období dvou let se jim to nikdy nepodařilo. Vyplývá z toho skutečnost, že i takováto relativně málo frekventovaná silnice uprostřed lesů je naprosto zásadní bariérou pro pohyb zvířat. Druhý zajímavý moment se týká zastavěného území – obě laně se opakovaně chodily popásat na louky

v těsné blízkosti zástavby na okraji Harrachova, vzdálenost od objektů byla i jen desítky metrů. Tato aktivita byla ale vždy pozorována pouze v nočních hodinách. Ukazuje to na naprostý nedostatek ploch pro pastvu, každá potenciálně vhodná plocha je využita pro zástavbu, což jistě přispívá ke zvýšenému stresu zvířat.

Třetí laň byla označena jako čtyřletá v přezimovací obůrce Dívčí lávky na lesní správě Špindlerův Mlýn. Tato laň využívala území v prostoru úbočí Kozích hřbetů a Pevnosti a dále ve spodních partiích dolů Bílého Labe a Labského dolu. Na konci dubna a začátku května však podnikla delší přesun s překonáním hlavního krkonošského hřebene v okolí Petrovy boudy a Dívčích kamenů. I tato laň se tedy nacházela část roku na polském území. A také stejně jako laně z Harrachova i tato laň se chodila popásat na nezalesněné plochy do těsné blízkosti bud a hotelů ve Špindlerově Mlýně i Svatém Petru.

První z jelenů byl tříletý jelen, označený v přezimovací obůrce Michlův Mlýn na lesní správě Vrchlabí. Tato obůrka se nachází mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem, jelen využíval převážně území od obůrky přes Přední planinu a Stoh až po Luční horu a Stříbrný hřbet. Podnikl však i delší výlety jednak do okolí Dolního dvora, ale také až po Růžovou horu a okolí Dolní Malé Úpy. Tento jelen nikdy nepřešel na polské území.

Druhý jelen byl čtyřletý jelen z přezimovací obůrky Valšovky na lesní správě Horní Maršov. Jelen využíval menší území, pohyboval se v první části roku v okolí Horního Maršova, v druhé části roku se pohyboval mezi Velkou Úpou a Růžovou Horou, také nikdy nepřešel na polské území.

Třetí jelen byl v době označení šestiletý a byl označen v přezimovací obůrce Lysečiny na lesní správě Horní Maršov. Jelen se pohyboval převážně v oblasti Albeřic, Lysečin a přilehlých svahů, krátkodobě zde nad Albeřicemi i přecházel do Polska. V obou sledovaných letech pak podnikl exkurzi na Růžovou horu, po úbočí Sněžky a v místech bývalé Obří boudy překročil hranici do Polska, kde sešel až do níže položených partií v okolí Karpacze. Tyto dlouhé exkurze podnikal v době říje.

Čtvrtý označený jelen byl dvanáctiletý a pocházel z Rýchor již mimo území národního parku, z obůrky Babí u Svobody nad Úpou. Tento již starší jelen měl výrazně menší prostorové nároky ve srovnání s ostatními jedinci, po otevření obůrky vždy jen přešel cca 1 km daleko do oblasti Velké Úpy a obýval území vymezené Červeným a Pěnkavčím vrchem. Tento jelen byl na konci sledování postřelen na okraji Velké Úpy, přežíval však ještě dlouhou dobu.

Přeshraniční migrace

Naše výsledky částečně mohly i odpovědět na naše otázky týkající se přeshraniční migrace. Ze sedmi sledovaných jedinců tedy celkem čtyři překročily hranici a strávily na druhé straně hor celkově 23% času. Podíváme-li se odděleně na laně a jeleny, vidíme, že laně trávily na polské straně více času (52% času, alespoň dočasně na polském území všechny tři laně) než jeleni (2% času, jen jeden ze čtyř sledovaných jedinců). Dvě laně můžeme tedy považovat za polské, které se jen přišly nakrmit na zimu do obůrky na našem území, ostatní zvířata hranici nepřekračovaly nebo jen na zanedbatelnou část roku. Tyto výsledky je ovšem nutné chápat jako předběžné, sledovaný vzorek je malý, detailní odpověď získáme až s případným rozšířením projektu.

Domovské okrsky

Velikosti domovských okrsků byly rozdílné u každého z jedinců. U laní se pohybovaly mezi cca 6 až 27 km², v průměru 14,6 km². Tyto domovské okrsky jsou téměř o polovinu menší, než domovské okrsky laní na Šumavě (27,6 km²). A to je třeba vzít v úvahu, že průměr je výrazně navýšen díky několikadenní potulce jedné z laní, bez této potulky by byl ještě menší. Na Šumavě část označených laní využívala výrazně jiné části národního parku (v létě ve vyšších nadmořských výškách, které jsou v zimě nedostupné), v Krkonoších tento jev pozorován nebyl. Domovské okrsky krkonošských jelenů se pohybovaly v rozmezí od 7 do 116 km², v průměru tedy 54,7 km². Krkonošští jeleni tedy využívají na rozdíl od laní v průměru víceméně stejné území jako jeleni na Šumavě (56,3 km²) a i rozptyl hodnot je podobný. Velikost domovských okrsků ukazuje opět na nezbytnost plánovat počty jedinců v širších souvislostech a ne jen pro území malých honiteb.

Závěry

Telemetrický výzkum jelena ukázal několik zásadních poznatků – zvířata potřebují ke svému životu rozlehlá území, na těchto územích však často narážejí v prostoru Krkonoš jednak na bariéry silnic a nebo ještě častěji na všudypřítomnou zástavbu – to je asi největší rozdíl od Šumavy. Rozdíly jsou i v aktivitě zvířat (zjištěné z výše zmíněného senzoru aktivity). Všechny zde zmíněné výsledky je třeba ale brát "s rezervou", protože vzorek označených zvířat je příliš malý pro definitivní závěry. V současné době je ale připravován větší projekt, který nejen, že umožní označit více zvířat, ale část zvířat bude označena i na polské straně Krkonoš, čímž bude odstraněn další nedostatek této předběžné studie. Přesto již tyto první výsledky mohou být použity pro rozhodování, týkající se hospodaření s jeleními populacemi na území Krkonošského národního parku.

Kontakt

Mgr. Pavel Šustr, Ph.D.

Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

E-mail: pavel.sustr@npsumava.cz

VYUŽITIE TELEMETRICKÝCH VÝSLEDKOV V PREDIKCII POŠKODENIA LESNÝCH PORASTOV JELEŇOU ZVEROU NA POĽANE

Peter Kaštier, Jozef Bučko

Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen

Lesné ekosystémy sú jednou zo základných zložiek životného prostredia, ovplyvňujú a zlepšujú podnebie, vodné a pôdne pomery, vytvárajú životné prostredie pre mnohé druhy rastlín, živočíchov a ich spoločenstiev. Neoddeliteľnou súčasťou lesných ekosystémov je aj raticová zver. Medzi lesom a zverou existuje množstvo vzájomných vzťahov. Lesy ovplyvňujú druhové zloženie, početnosť a kvalitu zveri predovšetkým tým, že sú zdrojom jej potravy, poskytujú zveri úkryt a prostredie pre základné životné funkcie, hlavne pre reprodukciu. Naopak, zver svojou existenciou, hlavne potravnými nárokmi, ovplyvňuje rast a vývoj lesných drevín, štruktúru a druhové zloženie lesných porastov. Rovnováha medzi producentmi a konzumentmi sa v jednotlivých ekosystémoch vytvárala v priebehu evolúcie desaťtisíce rokov. Raticová zver, najmä jelenia, mala vždy významné postavenie pri formovaní štruktúry lesných ekosystémov a určovaní dynamiky ich vývoja (PUTMAN, 1996). V určitých prípadoch, najmä pri nevyváženom vzťahu medzi množstvom prirodzenej potravy a jej početnými stavmi, môže raticová zver spôsobovať v lesnom hospodárstve, ale aj v poľnohospodárstve vážne škody. V sezóne 2008–2009 spôsobila zver na Slovensku škody na lesoch v celkovej hodnote 987 676 €, pričom tieto boli najvyššie za ostatných 20 rokov (KUNCA et al., 2010). Škoda vo finančnom vyjadrení bola dvojnásobne vyššia ako v predchádzajúcom období 2007–2008 (486 033 €), pritom od roku 1999 má poškodzovanie lesných porastov zverou vzostupný trend. Škody v mladých lesných porastoch sa vyskytli na výmere 725,77 ha (poškodené porasty 637,94 ha, zničené porasty 87,83 ha), čo vo finančnom vyjadrení predstavovalo sumu 300 836 €. Až trojnásobne vzrástla výmera poškodených starších lesných porastov na 485,33 ha a 2,6-násobne škoda vo finančnom vyjadrení na 686 840 €. Nezanedbateľný je aj rozsah každoročne realizovanej ochrany lesa proti zveri a výška nákladov súvisiacich s touto činnosťou. V roku 2008–2009 sa ochrana lesa proti zveri realizovala na výmere 20 306 ha, pričom náklady dosiahli sumu 2 192 779 €. Najväčšiu plochu lesných porastov chránili repelenty (18 077 ha, 1 698 669 €). Odrádzadlá (2 086 ha, 220 288 €) a najmä oplôtky (44 ha, 273 822 €) boli použité v nepomerne menšom rozsahu. Jednou z možností ako racionalizovať ochranu lesa pred zverou a tak znížiť náklady v tejto činnosti je práve predikcia poškodenia (ohrozenia) lesných porastov zverou.

V rokoch 2004 až 2008 sme na území Chránenej poľovnej oblasti Poľana realizovali telemetrický výskum jeleňovej zveri. Jedným z cieľov tohto výskumu bolo získať poznatky o využívaní a preferencii habitatov jeleňovej zverou v oblasti Poľany, ktoré boli následne využité v predikcii potenciálneho poškodenia lesných porastov jeleňovou zverou v tomto území. Klasifikovanie lesov, resp. konkrétnych lesných porastov, z hľadiska ich potenciálneho ohrozenia je využiteľné pre zameranie preventívnych a supresívnych opatrení v ochrane lesa, čo má praktické uplatnenie priamo v lesníckej prevádzke pri obhospodarovaní lesov v modelovom území ako aj pri jeho poľovníckom obhospodarovaní, a zároveň umožní prevádzke cieľené vykonávanie ochrany, a tým aj zníženie nákladov na ochranu a výchovu porastov.

Preferencia vybraných typov habitatov jeleňovou zverou v orografickom celku Poľana

Počas rokov 2004 až 2008 sme distančnou formou (nastrelením strelou s imobilizačnou látkou) a pomocou odchyťového zariadenia odchytili 16 jedincov (9 ♂, 7 ♀), ktoré sme označili obojkami s VHF vysielaczkou a ušnou značkou s identifikačným číslom. Takto označené jedince sme sledovali metódou terestrickej (pozemnej) telemetrie a lokalizovali sme ich 2 krát týždenne (trianguláciou), prevažne vo večerných, nočných a ranných hodinách, kedy bola aktivita zveri najvyššia a spravidla spojená s dlhšími cyklami pastevnej

aktivity, čo sme z hľadiska výskumu poškodzovania lesných porastov považovali za dôležité (je predpoklad, že intenzita poškodenia lesných drevín a porastov korešponduje s intenzitou ich využívania a preferované lesné spoločenstvá sú zároveň zverou najviac ohrozené). Dĺžka sledovania jednotlivých jedincov sa pohybovala od 69 do 1 389 dní (\bar{X} = 707 dní, SD = 429 dní) a celkom sme získali 1 996 pozícií, v priemere na jedného jedinca 124,8 pozícií (SD = 99,2 pozícií). Podľa Thomasa a Taylora (2006) sme zvolili dizajn štúdia preferencie habitátov I, založený na princípe kolektívneho využívania a kolektívnej dostupnosti habitátov „collective use vs. collective availability“. V prostredí programu ArcGIS 9.3 sme metódou cMCP 100% („create minimum convex polygon 100 %“) extenzie Hawth's Analysis Tools ver. 3.27, z vektorových bodových vrstiev pozícií označených jedincov vygenerovali územie využívané sledovanými jedincami (vektorovú polygónovú vrstvu). Ďalej sme zisťovali vstupné údaje potrebné k testovaniu hypotéz o preferencii habitátov, a to výmeru (podiel dostupnosti) jednotlivých typov habitátov v území využívanom telemetricky označenými jedincami a počet pozícií spadajúcich do habitátov. K tomu sme použili nástroje priestorových analýz ArcGIS a ako zdroj údajov vektorovú polygónovú typologickú vrstvu, vrstvu jednotiek priestorového rozdelenia lesa (JPRL) a rastrovú vrstvu digitálneho modelu terénu (DMT). Po získaní vstupných údajov sme pokračovali v samotnom testovaní hypotéz o preferencii habitátov štandardnou metódou, prvýkrát prezentovanou v roku 1974 Neuom a kolektívom (White a Garrott, 1990). Skúmali sme využívanie a preferenciu skupín lesných typov, lesných vegetačných stupňov a expozícií, ako aj využívanie lesných porastov vo vzťahu k ich veku, zakmeneniu a drevinovému zloženiu (porastovému typu).

V rámci územia využívaného telemetricky označenými jedincami jelenej zveri s výmerou 53 898,14 ha (MCP 100%) sme zaznamenali ich prítomnosť v 23 skupinách lesných typov (SLT) z 34, ktoré sa v danom území vyskytovali. Z toho najviac pozícií spadlo do SLT *Fagetum typicum*, ktoré jelenia zver aj štatisticky významne preferovala ($p < 0,001$) a do SLT *Abieto-Fagetum nižší stupeň*, ktorým sa naopak vyhýbala ($p < 0,001$). Preferovaná bola aj SLT *Fageto-Aceretum nižší stupeň* ($p < 0,001$). Okrem SLT *Abieto-Fagetum nižší stupeň* sa jelenia zver ešte vyhýbala SLT *Fageto-Quercetum* ($p < 0,01$). Pre oblasť Poľany je špecifický výskyt lesných spoločenstiev šiestich lesných vegetačných stupňov (2. až 7.) na pomerne malom území. Aj keď označené jedince využívali všetky lesné vegetačné stupne, preferovali bukový ($p < 0,001$) a vyhýbali sa dubovo-bukovému a jedľovo-bukovému ($p < 0,001$). Z pohľadu využívania expozícií boli jeleňou zverou preferované svahy s južnou ($p < 0,001$), juhovýchodnou a severovýchodnou expozíciou ($p < 0,05$), kým svahom so severozápadnou a západnou expozíciou sa označená zver vyhýbala ($p < 0,01$). Pri hodnotení využívania lesných porastov vo vzťahu k ich vlastnostiam označené jedince preferovali lesné porasty so stupňom zakmenenia 8 ($p < 0,001$) a porasty so stupňom zakmenenia 9 ($p < 0,05$). Porastom s plným zakmenením (stupeň zakmenenia 10) a porastom so stupňom zakmenenia 5 sa vyhýbali ($p < 0,01$, $p < 0,05$). Z pohľadu veku porastov boli zverou najviac preferovanými 81 až 100 ročné lesné porasty ($p < 0,001$) a porasty staršie ako 121 rokov ($p < 0,01$). Vyhýbala sa porastom 61 až 80 ročným ($p < 0,001$) a porastom vo veku 41 až 60 rokov ($p < 0,01$). Zo 48 porastových typov bolo zverou využívaných 28, pričom zver preferovala bukovovo-jedľové smrečiny, bukové smrečiny a smrekové bučiny ($p < 0,001$) a vyhýbala sa smrečinám a smrekovo-jedľovým bučinám ($p < 0,001$).

Predikcia ohrozenia lesných porastov jeleňou zverou v modelovom území CHPO Poľana

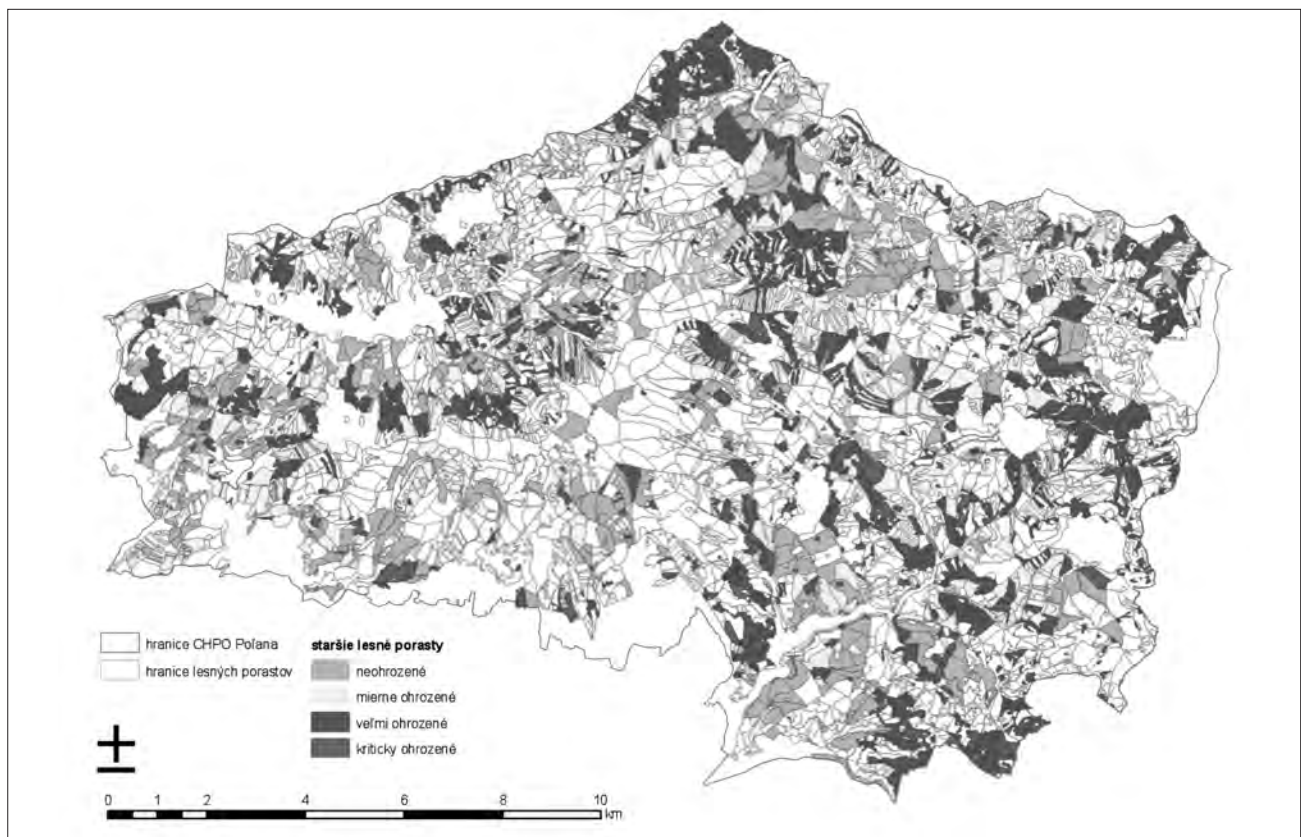
Predikciu ohrozenia lesných porastov zverou na Slovensku ako prví riešili VARÍNSKY et al. (1999). Potenciálnu ohrozenosť jednotiek priestorového rozdelenia lesa (JPRL) v modelovom území Vajskovská a Lomníštá dolina v Nízkych Tatrách stanovili na základe potenciálnej ohrozenosti skupín lesných typov zasahujúcich do JPRL. Do hodnotenia zahrnuli faktory ako pôvodné a súčasné drevinové zloženie skupín lesných typov, stupeň poškodzovania drevín ohryzom, spôsob obnovy lesných porastov, vek porastov a lesný vegetačný stupeň. V rovnakom modelovom území sa neskôr NOVOTNÝ et al. (2002) zamerali na zhodnotenie možnosti využitia výsledkov telemetrického sledovania jelenej zveri a použitia typologických jednotiek (SLT) pre ohrozenie lesa. Syntézou poznatkov o úživnosti SLT, ich skutočnom využívaní zverou zistenom objektívnou metódou telemetrie a prieskumom poškodenia lesa zverou, metódou GIS odvodili ohrozenie lesných porastov. Pritom uvádzajú, že programové vybavenie im neumožnilo využiť všetky nástroje GIS, najmä priestorové analýzy, a preto neuvažovali s faktormi ako expozícia a nadmorská výška. Prvýkrát bol teda zohľadnený pri predikcii ohrozenia lesných porastov zverou faktor využívania a preferencie habitátov zverou. V Kremnických vrchoch zhodnotil potenciálne ohrozenie smreka, jedle, buka a jaseňa v začiatkovej rastovej fáze odhryzom BÚTORA (2004). Metodický postup kvantifikácie ohrozenosti drevín vychádzal z priradenia váh jednotlivým faktorom a váh kategóriám týchto faktorov. Z faktorov bola na prvom mieste významnosti stredná výška

porastu, nasledoval vek porastu, lesný vegetačný stupeň, druh dreviny, zastúpenie drevín, SLT, zakmenenie porastu a expozícia. Naposledy modely potenciálneho ohrozenia lesných porastov zverou v rámci celého územia Slovenska vytvorili ČABOUN et al. (2008). Potenciálne poškodenie odvodili z výsledkov telemetrického sledovania využívania skupín lesných typov jeleňou zverou na Poľane a v Nízkych Tatrách a modelu populačnej hustoty jelenej zveri na Slovensku. Výsledkom bolo rozdelenie lesnej porastovej plochy Slovenska do 6 kategórií ohrozenia zverou. Podľa autorov, využívanie SLT jeleňou zverou vyjadruje v zhrnutnej podobe pôsobenie abiotických aj biotických faktorov na výber lesného prostredia, v ktorom zver nachodí vhodné existenčné podmienky. Ako však vyplýva z doterajších výsledkov výskumu využívania a preferencie SLT, medzi orografickými celkami existujú rozdiely a preto zovšeobecnenie výsledkov z dvoch horských oblastí na celé Slovensko nemusí byť správne a nemusí vyjadrovať skutočný stav. Zo zahraničných autorov, ktorí sa zaoberali predikciou poškodenia lesných porastov zverou komplexným zhodnotením faktorov možno spomenúť HONDU et al. (2008). Pomocou všeobecných lineárnych modelov testovali vplyv 13 faktorov pre ohrozenie lesných porastov jeleňom sika v kraji Yamanashi (centrálne Japonsko). Spomedzi testovaných faktorov patrili medzi významné len druh dreviny, vek porastu a maximálna výška snehovej prikrývky. Pomocou vytvoreného prediktívneho lineárneho modelu a príslušných databáz v prostredí GIS pripravili prediktívne mapy poškodenia lesa zverou.

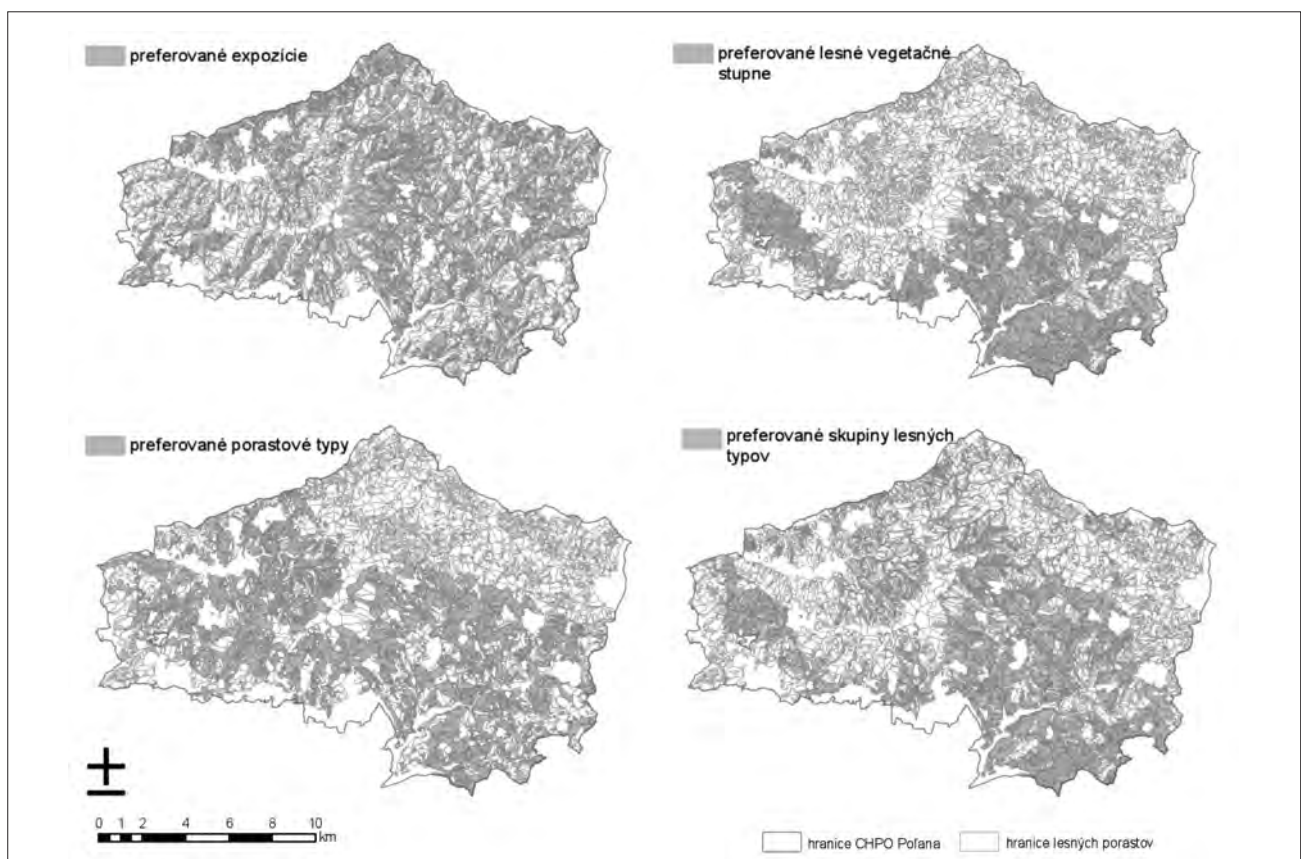
Pre vytvorenie predikčných modelov ohrozenia lesa jeleňou zverou v Chránenej poľovnej oblasti Poľana sme zvolili metodiku použitú v práci VARÍNSKY et al. (1999), ktorú sme čiastočne modifikovali a doplnili. V našom prípade sme pri predikcii ohrozenia lesných porastov považovali za najvýznamnejšie faktory rozhodujúce o miere ich ohrozenia jeleňou zverou z vlastností lesných porastov ich vek (rastovú fázu), spôsob vzniku (prirodzená, umelá obnova), druhové drevinové zloženie, lesný vegetačný stupeň, spôsob a stupeň poškodenia dreviny. Ďalej sme zohľadnili vyššie uvádzané výsledky výskumu preferencie habitatov jeleňou zverou. Pomocou softvéru ArcGIS, príslušných priestorových databáz a zohľadnením uvedených faktorov sme vykonali klasifikáciu konkrétnych lesných porastov (jednotiek priestorového rozdelenia lesa) z hľadiska ich potenciálneho ohrozenia odhryzom a obhryzom zverou v modelovom území CHPO Poľana. Charakter spásania a ohrozenia drevín zverou predurčujú ich druhovo špecifické vlastnosti. Na základe doterajších poznatkov a výskumov poškodzovania drevín zverou odvodili FINĎO A PETRÁŠ (2007) pre 20 druhov drevín mieru ich potenciálneho ohrozenia zverou v závislosti od rastového štádia, druhu obnovy a vegetačnej stupňovitosti. Mladé lesné porasty 1., resp. 2. vekového stupňa (nálet, nárast, kultúry a mladiny), poškodzuje zver odhryzom, obhryzom a vytlkaním. Staršie lesné porasty 3. až 5., resp. 6. vekového stupňa (žrdkoviny, žrdoviny a tenké kmeňoviny), bývajú poškodzované obhryzom (prípadne v mladšom veku aj vytlkaním). Porasty ostatných vekových stupňov spravidla nebývajú poškodzované. V rámci riešenia sme samostatne vytvorili predikciu ohrozenia mladých lesných porastov odhryzom a obhryzom a starších porastov obhryzom. Intenzita ohryzu drevín sa značne mení vplyvom spôsobu obnovy (prirodzená, umelá), preto sme vytvorili samostatné modely ohrozenia mladých lesných porastov pri uvažovanej 100% – nej prirodzenej alebo 100% – nej umelej obnove.

Z vektorovej polygónovej vrstvy jednotiek priestorového rozdelenia lesa (JPRL) modelového územia CHPO Poľana obsahujúcej základné taxačné charakteristiky, sme v prostredí ArcGIS SQL dopytom nad vlastnosťami priestorových dát vybrali mladé porasty potenciálne ohrozené odhryzom (kritérium výberu stredná výška dreviny v poraste $\leq 3,0$ m), mladé porasty potenciálne ohrozené obhryzom (stredná hrúbka dreviny $\leq 5,0$ cm, t.j. nárusty, kultúry a mladiny) a staršie porasty ohrozené obhryzom ($6,0$ cm \leq stredná hrúbka dreviny $\leq 27,0$ cm, t.j. žrdkoviny, žrdoviny a tenké kmeňoviny). Pre každý takto vyselektovaný porast (JPRL) sa na základe zastúpenia drevín a stupňa ich potenciálneho ohrozenia odhryzom alebo obhryzom (podľa FINĎA A PETRÁŠA, 2007) odvodil index ohrozenia porastu ako vážený aritmetický priemer stupňov ohrozenia zastúpených drevín. Podľa hodnoty indexu sme porasty zatriedili do štyroch stupňov potenciálneho ohrozenia. Výsledkom sú mapky (polygónové vrstvy) miery (indexu) ohrozenia mladých lesných porastov (JPRL) odhryzom a obhryzom a starších lesných porastov obhryzom zverou (obrázok 1).

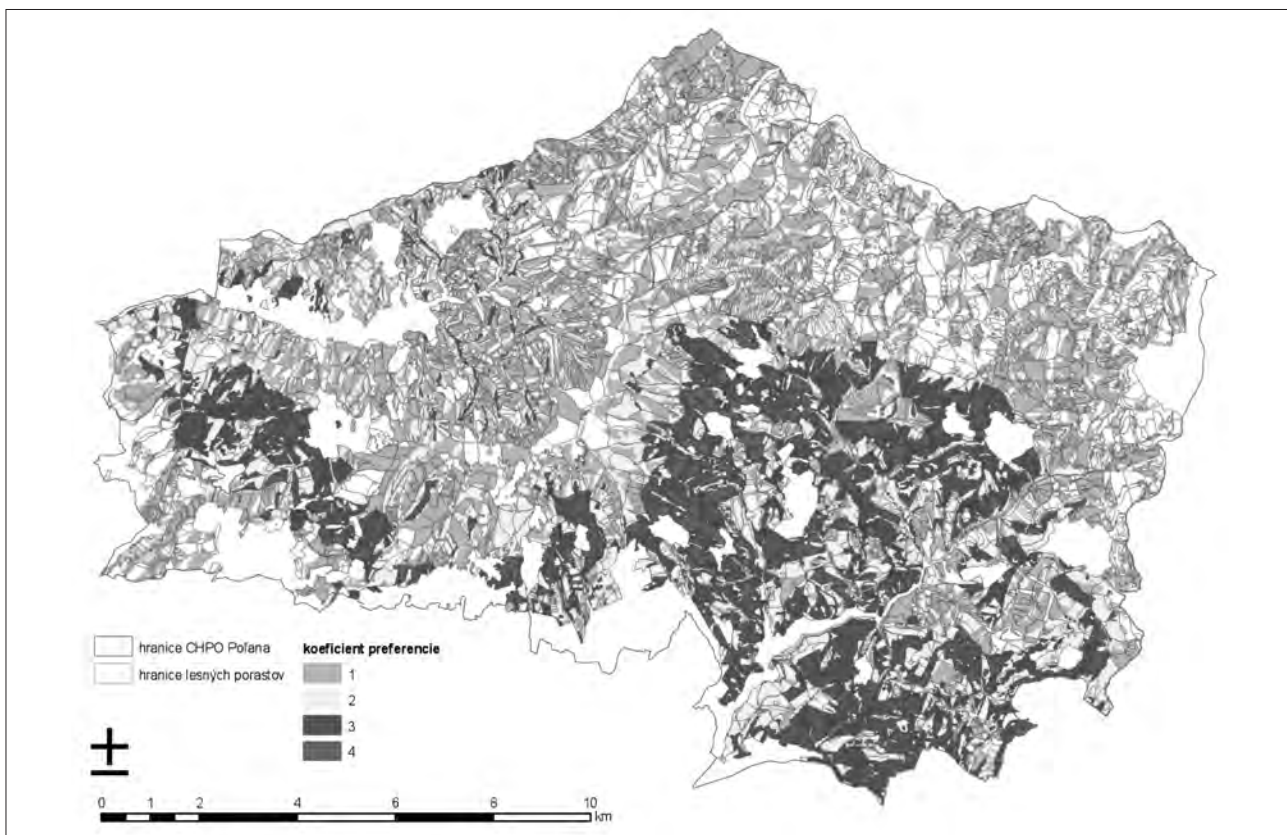
V ďalšom postupe sme zohľadnili vplyv preferencie habitatov jeleňou zverou na potenciálne ohrozenie lesných porastov. Z výsledkov dosiahnutých v rámci analýzy preferencií habitatov jeleňou zverou sme si pripravili vektorové polygónové vrstvy preferovaných skupín lesných typov, porastových typov, expozícií a lesných vegetačných stupňov v modelovom území (obrázok 2). Vzájomným prekrytím týchto vrstiev a ich následným spojením nástrojmi priestorových analýz ArcGIS vznikla nová vektorová vrstva obsahujúca polygóny s vlastnosťami všetkých vstupných vrstiev. Výsledkom spojenia je rozdiferencovanie územia na menšie časti podľa počtu prekryvajúcich sa preferovaných habitatov (obrázok 3). Vzniknutým polygónom sme pridelili koeficient



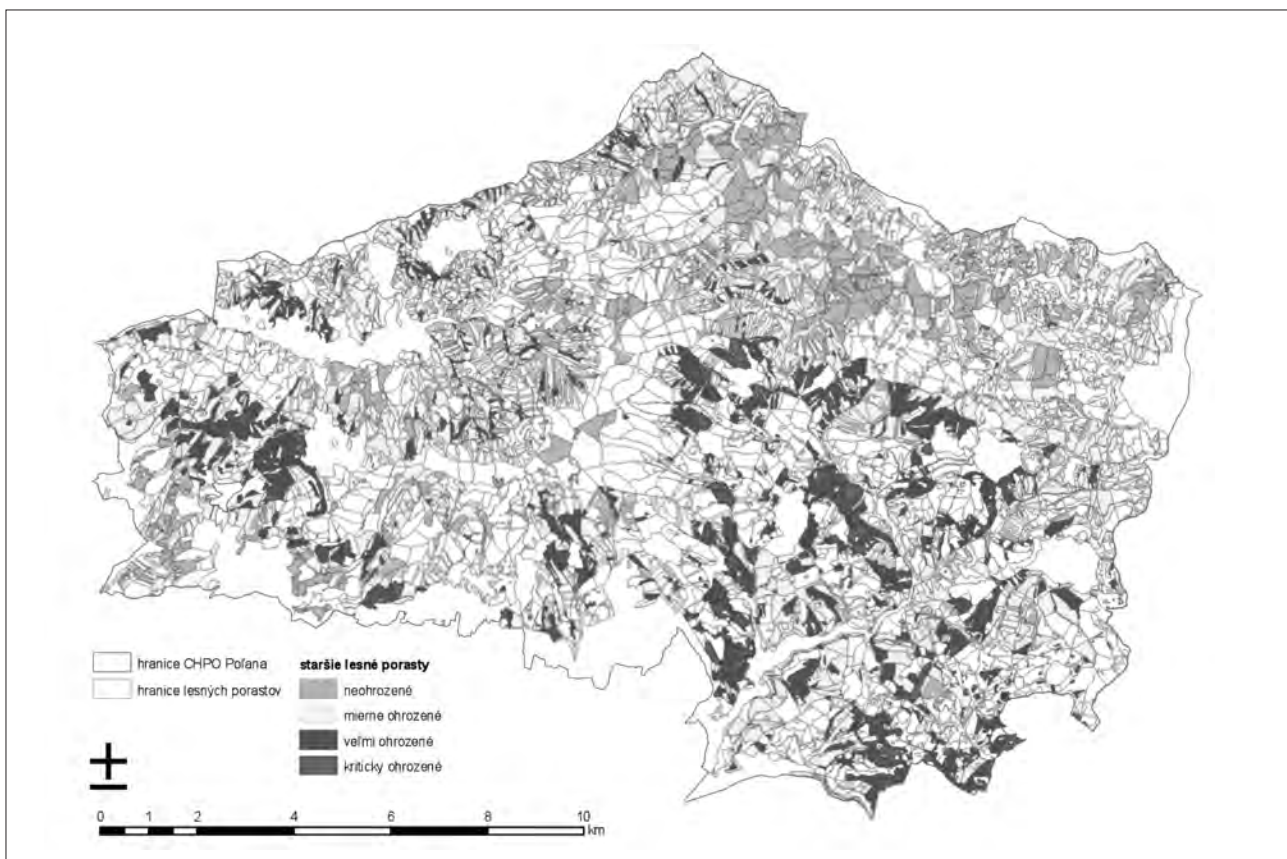
Obr. 1: Priestorová distribúcia starších lesných porastov podľa stupňov ich potenciálneho ohrozenia ohryzom.



Obr. 2: Priestorová distribúcia preferovaných expozícií, lesných vegetačných stupňov, porastových typov a skupín lesných typov.



Obr. 3: Rozdelenie modelového územia podľa stupňov preferencie jeleňou zverou.



Obr. 4: Priestorová distribúcia starších lesných porastov podľa stupňov ich potenciálneho ohrozenia obhryzom zohľadnením habitatov preferovaných jeleňou zverou.

preferencie (od 1 do 4). Územia, kde sa prekrývajú všetky štyri preferované habitáty, možno považovať za zverou vysoko využívané, a preto sme im pre ďalšie analýzy pridelili najvyšší koeficient 4. Územia, kde sa prekrývajú tri habitáty, sme pridelili koeficient 3 a územia s dvomi habitátmi koeficient 2. Tam, kde sa vyskytuje len jeden z preferovaných habitátov, je koeficient najnižší (1).

Touto vrstvou sme prekryli jednotlivé polygómové vrstvy vypovedajúce o miere ohrozenia (indexe ohrozenia) mladých a starších lesných porastov (JPRL) odhryzom a obhryzom a nástrojom priestorových analýz sme pre každý porast získali koeficient preferencie. Z hodnoty indexu ohrozenia porastu a hodnoty koeficienta preferencie sme vypočítali index ohrozenia porastu zohľadnením preferencie habitátov ako aritmetický priemer uvedených dvoch hodnôt. Porasty sme zatriedili do štyroch stupňov potenciálneho ohrozenia (podľa indexu ohrozenia) a vytvorili mapky miery (indexu) ohrozenia mladých lesných porastov (JPRL) odhryzom a obhryzom a starších lesných porastov obhryzom zverou zohľadnením preferencie habitátov jeleňou zverou (obrázok 4). Uvedeným postupom sme vytvorili desať modelových situácií zohľadňujúcich rastovú fázu lesných porastov, spôsob obnovy, spôsob poškodenia a výber (preferenciu) habitátov jeleňou zverou.

Tab. 1: Výmera starších lesných porastov podľa stupňov ich potenciálneho ohrozenia obhryzom bez zohľadnenia a po zohľadnení preferencie habitátov

Stupeň potenciálneho ohrozenia	Výmera starších lesných porastov			
	bez zohľadnenia preferencie		po zohľadnení preferencie	
	ha	%	ha	%
neohrozené	2 258,51	27,1	1 755,15	21,3
mierne ohrozené	2 779,24	33,3	4 423,61	53,0
veľmi ohrozené	2 871,88	34,4	1 767,59	21,2
kriticky ohrozené	434,12	5,2	377,40	4,5
Spolu	8 343,75	100,0	8 343,75	100,0

Záver

Zohľadnením najvýznamnejších faktorov vplývajúcich na poškodzovanie lesných porastov jeleňou zverou (druh dreviny, spôsob obnovy, rastová fáza porastu, lesný vegetačný stupeň, preferencia habitátov) sme vytvorili modelové situácie potenciálneho ohrozenia lesov jeleňou zverou v modelovom území Chránenej poľovnej oblasti Polana. Medzi veľmi až kriticky ohrozené mladé lesné porasty odhryzom zverou patrí 474 až 1 747 ha porastovej plochy, obhryzom zverou 3 až 489 ha a medzi obhryzom ohrozené staršie porasty 2 145 až 3 306 ha v závislosti od spôsobu obnovy a zohľadnenia preferencie habitátov. Klasifikovanie ohrozenia konkrétnych lesných porastov je využiteľné pre zameranie preventívnych a supresívnych opatrení v ochrane lesa a manažmente zveri.

Z pohľadu prevencie ide najmä o nasledovné opatrenia:

- uprednostňovať prirodzenú obnovu pod materským porastom, alebo vedľa neho, predovšetkým v lokalitách s ohrozenými porastmi,
- uplatňovať prírode blízke výberkové a maloplošné podrastové hospodárske spôsoby,
- v lokalitách s ohrozenými porastmi nezakladať ihličnaté monokultúry, podľa možnosti preferovať stano-
višne vhodné a zverou menej poškodzované dreviny,
- v ohrozených porastoch zvyšovať, resp. udržiavať zastúpenie prípravných a ohryzových drevín (ohryzových plôch), ktoré zvyšujú úživnosť porastu a znižujú jeho poškodenie zverou,
- na zimoviskách zveri v ohrozených porastoch realizovať zimnú výchovnú alebo obnovnú ťažbu s cieľom zabezpečiť zveri ohryzový materiál,
- v ohrozených starších porastoch individuálne chrániť budúce rubné stromy,
- na poľnohospodárskych pozemkoch v blízkosti ohrozených porastov nepestovať pre zver atraktívne poľnohospodárske plodiny,
- v lokalitách s ohrozenými porastmi dôsledne udržiavať početnosť zveri zodpovedajúcu normovaným kmeňovým stavom, teda únosnej kapacite (úživnosti) prostredia,

- kŕmne zariadenia umiestňovať minimálne 300 m od ohrozených porastov,
- zamedziť zimným koncentráciám zveri v lokalitách s ohrozenými porastmi pomocou rozptýleného prikrmovania.

Predikcia potenciálneho ohrozenia lesných porastov má význam aj v prípade supresívnych opatrení. Stupeň potenciálneho ohrozenia vyjadruje predpokladané alebo očakávané poškodenie lesa, ktoré môže zver spôsobiť za daného stavu lesa pri najnepriaznivejšej kombinácii významných faktorov. Poznanie stupňa ohrozenia konkrétneho porastu zverou umožňuje naplánovať spôsob, druh a rozsah ochranného, resp. obranného opatrenia pre zmiernenie tohto ohrozenia (poškodenia). Pred samotnou realizáciou je potrebné najprv zistiť, či ku škodám v danom poraste už aj skutočne dochádza, resp. či sú tu vytvorené podmienky pre ich vznik (napr. blízkosť prikrmovacích zariadení, políčok, ohryzových plôch, vysoká prirodzená úživnosť, expozícia a pod.). Podľa zistenia je potrebné:

- z blízkosti veľmi a kriticky ohrozených porastov odstrániť zdroj lákania zveri (napr. prikrmovacie zariadenie) ak je to možné,
- v ohrozených porastoch realizovať tzv. ťažiskový spôsob lovu a v neohrozených porastoch realizovať odvádzacie prikrmovanie,
- podľa stupňa ohrozenia porastu a prítomnosti atraktívnych a najviac poškodzovaných drevín aplikovať prostriedky individuálnej alebo celoplošnej ochrany (mechanickej, biotechnickej alebo chemickej).

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS:26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

This contribution is the result of the project implementation: Extension of the Centre of Excellence „Adaptive Forest Ecosystems“, ITMS:26220120049, supported by the Research & Development Operational Programme funded by the ERDF.

Použitá literatúra

- BŮTORA, L., 2004: Účinnosť preventívnych opatrení na ochranu vybraných mladých lesných porastov pred poškodzovaním zverou v modelovom území VŠLP TU vo Zvolene. Dizertačná práca, Zvolen, 152 s.
- ČABOUN, V. et al., 2008: Vplyv globálnej klimatickej zmeny na lesy Slovenska. Záverečná správa úlohy výskumu a vývoja, NLC, Zvolen, 305 s.
- FINĎO, S., PETRÁŠ, R., 2007: Ekologické základy ochrany lesa proti poškodzovaniu zverou. NLC, Zvolen, 186 s. ISBN 978-80-809-034-9
- HONDA, T., UEDA, H., TAKIGUCHI, K., 2008: Risk factors affecting the probability of damage by sika deer in plantation forests in Yamanashi Prefecture, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 4, s. 97–102. ISSN 1860-1871
- KUNCA, A. et al., 2010: Výskyt škodlivých činiteľov v lesoch Slovenska za rok 2009 a ich prognóza na rok 2010. NLC, Zvolen, 119 s.
- NOVOTNÝ, J. et al., 2002: Ochrana horských lesov proti pôsobeniu hlavných škodlivých činiteľov. Záverečná správa VTP, LVÚ, Zvolen, 210 s.
- PUTMAN, R. J., 1996: Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*, 88, s. 205–214. ISSN 0378-1127
- THOMAS, D. L., TAYLOR, E. J., 2006: Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management*, 70, s. 324–336. ISSN 0022-541X
- VARIŇSKÝ, J. et al., 1999: Vplyv biotických škodcov a ochrana proti nim. Záverečná správa VTP, LVÚ, Zvolen, 204 s.
- WHITE, G., C., GARROTT, R., A., 1990: Analysis of wildlife radio tracking data. Academic Press, San Diego, California, 3. vydanie, 383 s.

Kontakt

Ing. Peter Kaštier, Ph.D., Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen

E-mail: kastier@nlcsk.org

Ing. Jozef Bučko, Ph.D., Národné lesnícke centrum – Ústav lesných zdrojov a informatiky Zvolen

E-mail: bucko@nlcsk.org

CIRKADIÁNNE RYTMY A PREFERENCIA HABITATOV SAMCOV JELEŇA LESNÉHO (*CERVUS ELAPHUS*) V KREMNIČKÝCH VRCHOCH

Miroslav Ostrihoň, Rudolf Kropil, Tibor Pataky, Štefan Pavlík
Lesnícka fakulta TU vo Zvolene

Abstrakt

Priestorová aktivita, cykly aktivity a preferencia habitatov samcov jeleňa lesného (*Cervus elaphus*) bola študovaná v Kremnických vrchoch od apríla 2006 do apríla 2008. Cieľom práce bolo analyzovať cirkadiánne rytmy sledovaných jedincov jelenej zveri v modelovom území, analyzovať preferencie habitatov sledovaných jedincov jelenej zveri v záujmovom území, vykonať analýzu denných trás u sledovaných jedincov jelenej zveri, prispieť k poznatkovej báze o ekológii jelenej zveri a prispieť k vytvoreniu návrhov funkčného a ekologického poľovníckeho manažmentu jelenej zveri. Z celkovo 14 samcov bolo na základe vekovej štruktúry vybraných 6 jedincov vo veku 2–9 rokov. Tieto boli označené telemetrickými VHF obojkami a sledované terestrickou metódou. Pozorovania vo forme 24-hodinových snímok prebiehali približne v týždňových intervaloch. Základnými výstupmi z denného monitoringu boli záznam cyklu aktivity, pomer aktivity a pasivity v danom dni. Počet cyklov aktivity varíroval od 6 (v zimnom období) do 21 (počas ruje), prevažne 8–10 v zimnom období a 13–15 vo vegetačnom období. Pomer aktivity v priebehu dňa bol od 18% do 58%. Podkladom na analýzu dát preferencií habitatov boli cirkadiánne monitorinky. Počet monitorinkov pri jednotlivých jeleňoch sa pohyboval od 2 do 22 ($\bar{x} = 8,5$), spolu 51. Počas cirkadiánnych monitorinkov boli vykonávané telemetrické zameriavania jedincov na denných trasách. Dĺžka dennej trasy sa pohybovala od 2,1 km do 6,6 km ($\bar{x} = 4$ km). Počet lokalizácií závisel od aktivity jedincov a pohyboval sa od 8 do 35 ($\bar{x} = 21,2$), spolu bolo zameraných 1080 bodov. Na základe týchto bodov bola vykonaná analýza preferencií habitatov. Vymedzený polygón zo všetkých zámerných bodov (MCP 100%), mal výmeru 8984 ha. Geoštatistická analýza dát bola spracovaná pomocou ArcGIS 9.2 nástrojom Hawth's tools vo vymedzenom polygóne. Boli hodnotené nasledovné faktory prostredia: expozícia terénu, vegetačný stupeň, skupina lesných typov, porastový typ, zakmenenie, vek porastu. Z testovaných faktorov bol významný vplyv preferencie klimaticky miernejších expozícií (J, JV, χ^2 -test, $p < 0,001$). Z vegetačných stupňov boli preferované vyššie vegetačné stupne (χ^2 -test, $p < 0,001$). Pri biotických faktoroch bola významná preferencia nutrične bohatých skupín lesných typov ako aj vekovo staré a mladé lesné porasty s prevahou buka (χ^2 -test, $p < 0,001$). Významné bolo preferovanie porastov z vyšším stupňom zakmenenia (χ^2 -test, $p < 0,001$).

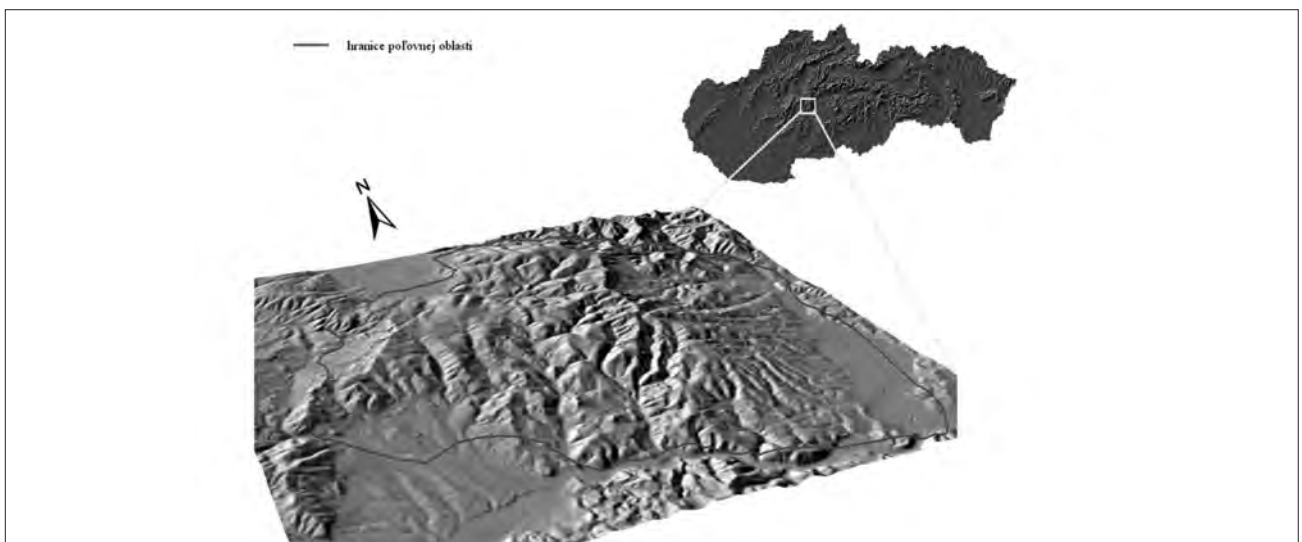
Úvod

Jeleň lesný (*Cervus elaphus* L. 1758) je rozšírený vo väčšine krajín Európy. Ako náš najväčší a najdôležitejší bylinožravý druh má nezastupiteľné miesto v lesných ekosystémoch. Voľne žijúce živočíchy vrátane jeleňa sú pod rastúcim tlakom zo strany človeka. Množstvo antropogénnych rušivých faktorov má za následok zmenu správania sa vrátane zníženia príjmu potravy a vysokej tendencie migrácie od zdrojov rušenia (BERGER et al., 2002; FINĎO, 2002; RAESFELD & REULECKE, 1998; JEDRZEJEWSKI et al., 2006). Tieto stresové faktory môžu mať za následok zhoršenie zdravotného stavu a zníženie reprodukčného potenciálu. Taktiež zanedbanie starostlivosti o životné prostredie zveri má za následok celkovú zmenu správania (SZEMETHY, 2001a; SZEMETHY, 2001b). Výrazne vyvinutý pohlavný dimorfizmus, zložitá sociálna štruktúra v čriedach, ako aj rozdiely v morfológii a reprodukčnej stratégii majú za následok rôznu časovo-priestorovú aktivitu (SZEMETHY 2002, 2003; WATSON & STAINES 1978; CLUTTON-BROCK et al., 1982; MIQUELLE et al., 1992; KOUBEK & HRABE, 1996). Migrácia a cykly aktivity zástupcov čeľade Cervidae sú široko diskutovanou témou (CRAIGHEAD et al., 1973; GEORGI, 1980, 1981; KATONA et al., 2002; KAMLER et al., 2007; MYSTERUD et al., 2001; GREEN & BEAR, 1990,

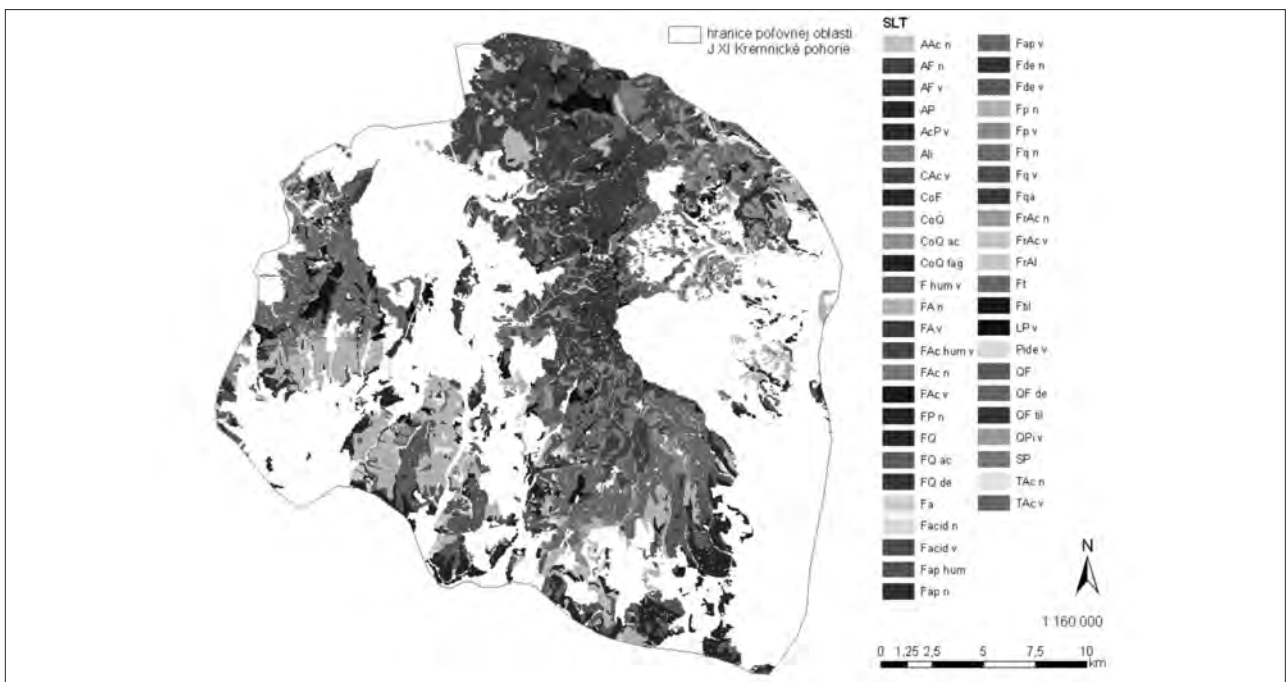
FINĎO & PETRÁŠ, 2007; GARAJ et al., 2007; KROPIL et al., 2009). Aj keď niektoré štúdie poukazujú na pohlavný dimorfizmus ako na kľúčový faktor, ktorý má za následok rozdiel v cirkadiánnej aktivite a preferencii habitatov (CLUTTON-BROCK et al., 1982; GEORGII & SCHRODER 1983; CATT & STAINES, 1987; CARRANZA et al., 1991; CONRADT 1998; BUČKO, 2010). Cykly aktivity jelenej zveri vo vyššie uvedených prácach vykazujú vysoký stupeň variability. Pomerne málo prác sa venuje problematike abiotických faktorov na zmenu cyklov aktivity u jelenej zveri (KAMLER et al., 2007; OSTRIHOŇ & KROPIL, 2007; OSTRIHOŇ et al., 2008). Znalosti o využívaní prostredia jeleňou zverou, vrátane cirkadiánnej aktivity, je dôležité z hľadiska jej interakcie na životné prostredie.

Charakteristika územia

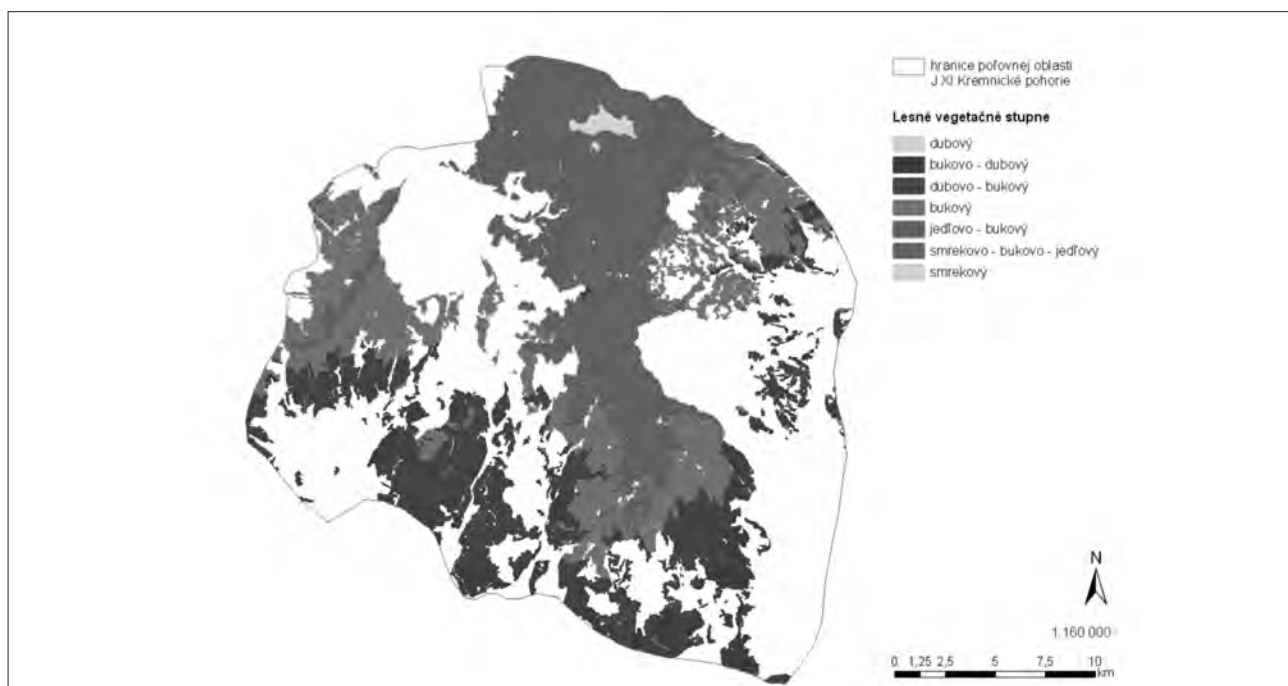
Záujmovou oblasťou sú Kremnické vrchy (48°39'60.00"N, 19°0'0.00"E). Nachádzajú sa na strednom Slovensku v Banskobystrickom a Žilinskom kraji (Obr. 1). Celková výmera oblasti je 62 725 ha (lesnatosť 64,5 %). Oblasť leží na rozhraní dvoch geomorfologických oblastí subprovincie Vnútrotných Západných Karpát. Stratovolkanická stavba bola pravdepodobne narušená tektonickými pohybmi. Nadmorské výšky sa pohybujú od 217 do 1318 m.n. m.



Obr. 1: Priestorová vizualizácia hraníc Kremnických vrchov.



Obr. 2: Mapa skupín lesných typov v Kremnických vrchoch.



Obr. 3: Mapa lesných vegetačných stupňov v Kremnických vrchoch.

Pôdne pomery je možné vcelku označiť za priaznivé, poskytujúce dobré možnosti pre drevnú produkciu. Priemerná zimná teplota je $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (min. -7 , max. $-3,5\text{ }^{\circ}\text{C}$). V letných mesiacoch je priemerná teplota $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ (min. $11,5$, max. $18\text{ }^{\circ}\text{C}$). Ročný úhrn zrážok je 1000 mm (min. 650 , max. 1400). Priemerná dĺžka snehovej pokrývky je 130 dní (min. 100 , max. 160). Prvoradou funkciou lesov v skúmanej oblasti je produkcia drevnej hmoty. V lesoch prevažujú listnaté dreviny $72,90\%$, z toho buk $36,70\%$, dub $19,30\%$, hrab $9,70\%$. Ihličnaté dreviny tvoria menšiu časť ($27,10\%$), z čoho $11,30\%$ predstavuje smrek, $7,40\%$ borovica a $6,70\%$ jedľa. Zo skupín lesných typov (slt) majú najväčšie zastúpenie *Ft* (21%), *QF* (20%), *Fpnst* (19%) a *FQ* (16%) (Obr. 2).

Na území Kremnických vrchov sa vyskytuje 7 vegetačných lesných stupňov (Obr. 3). Dubový vls je zastúpený len fragmentálne. V drevinovej skladbe bukovo-dubového vls prevládajú dreviny dub, buk a charakteristický je výskyt slt *FQ*. Dubovo-bukový vls je tvorený predovšetkým slt *Fpnst* a *QF* a v menšej miere aj *QFtl* a *TAcnst*. Bukový vls tvoria slt *Fpvst* a *Ft* s menším výskytom *TAcvst*. Jedľovo-bukový vls, ktorý je tvorený slt *AFnst* a *FrAcnst*. Smrekovo-jedľovo-bukový vls je reprezentovaný slt *FAcvst*. Smrekový vls sa vyskytuje v oblasti vrchu Flochová. Informácie o geografickej, geologickej, pôdnej a klimatickej charakteristike územia, ako aj informácie o lesohospodárskych pomeroch sú prevzaté z vektorových polygónových vrstiev jednotiek priestorového rozdelenia lesa z atribútovou databázou taxačných charakteristík, používaných pri podrobnom lešníckom mapovaní.

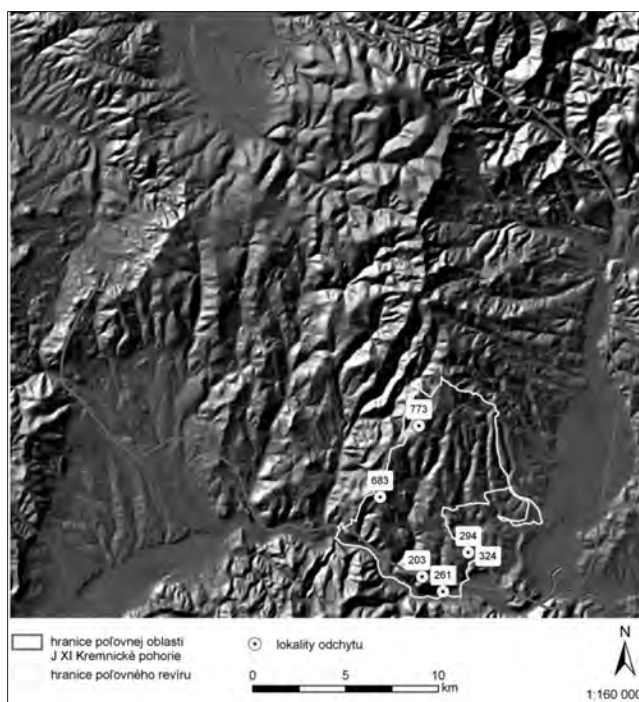
Materiál a metodika

Pre potreby projektu sme chemicky imobilizovali jeleniu zver na území ÚPR č.1 VŠLP TU vo Zvolene (Obr. 4). Bola zvolená metóda založená na intramuskulárnej aplikácii účinnej látky prostredníctvom špeciálnych striel, teda metódou, ktorá je pomerne často používaná vo veterinárnej praxi (KREGER & ARMENO 2007). Imobilizácia a označenie jedincov telemetrickými vysielacími a ušnými značkami prebiehala v zimných mesiacoch 2006–2008 za stáleho dozoru veterinárneho lekára. K imobilizácii bola použitá Hellabrunnska zmes (ketamin hydrochlorid $100\text{ mg}/1\text{ ml}$ + xylazin hydrochlorid $125\text{ mg}/1\text{ ml}$) v dávkovaní podľa štandardných tabuliek. Bola použitá narkotizačná zbraň zn. Distlnject M 70, kaliber 11 mm a narkotizačné streli EasyJect 2000 v objeme 5 ml . Zmes sa aplikovala intramuskulárne, spravidla do oblasti stehenného svalu. Po zásahu zver spravidla odbiehalo $50\text{--}350$ metrov. Po celkovej anestéze, bol jedincovi nasadený telemetrický obojok zn. ATS telemetry model M 2600. Antidótum (Yohimbine) sme vpichovali intramuskulárne do stehenného svalu. U každého jednotlivého prípadu sme sledovali priebeh remobilizácie. Z celkovo 14 samcov bolo na základe vekovej štruktúry vybraných 6 jedincov vo veku $2\text{--}9$ rokov. Charakteristiky zisťované pri terénnom monitoringu boli údaje o aktivite (resp. pasivite) a lokalizácia jedinca. Terénny monitoring sa vykonával raz týždenne

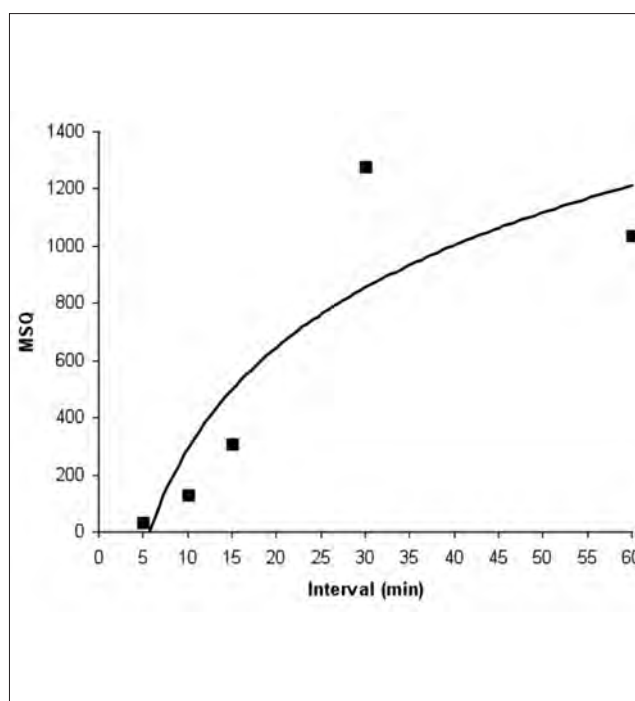
a začiatok zberu dát cirkadiánnej aktivity pripadal vždy na 9⁰⁰ hod. SEČ. V tomto období býva obvykle najmenšia pohybová aj pastevná aktivita (GEORGII, 1981). Zber dát prebiehal 24 hodín s neustále aktívnym prijímačom. Pri lokalizačnom zázname sme uvádzali GPS koordináty a uhol zámery(triangulačné meranie) (KENWARD, 2001). V prípade vizuálneho kontaktu sa preniesli GPS súradnice bez predošlého triangulačného merania. Počet bodov v polygóne, bol rôzny v závislosti od aktivity daného jedinca. Každá zmena signálu bola zaznamenávaná do špeciálnych zápisníkov. Pri definovaní spodnej časovej hranice aktivity a pasivity, sme sa rozhodli pre analyzovanie rôzne dlhých časových úsekov, na základe ktorých (najmenšia chyba MSQ) sme sa rozhodli pre 5–minútovú hranicu (Obr. 5). Pri vyhodnocovaní terénnych zápisníkov sme samostatnú kludovú alebo aktívnu fázu určili len ak jej trvanie bolo 5 a viac minút.

Kratšie prerušenia boli priradované k susedným cyklom. Vyhodnotenie cirkadiánnych aktivít sa zakladalo na zhodnotení počtu, dĺžky a rozmiestnenia jednotlivých aktívnych cyklov v získaných aktogramoch (Obr. 6). Na základe určenia spodného časového intervalu pre zaznamenanie aktivity, alebo pasivity bolo možné previesť analýzu časového radu, ktorá nám umožňuje prehľad jednotlivých nárastov a poklesov aktivity jedinca pri jednotlivých monitorovaniach. Denný záznam aktivity a pasivity sa na základe spodnej časovej hranice akceptovania rozdelil na 288 – 5 minútových sekvencií. Zobrazením výsledných hodnôt sme získali prehľad o rozložení a nástupoch aktivity v priebehu 24 hodinového cyklu.

Hodnotu aktivity sme vyjadrili percentom aktivity v každej hodine z celkovej 24 hodinovej aktivity. Porovnával sa priebeh priemerných aktivít v jednotlivých mesiacoch, priebeh počas 24 hodín, priebeh vo vegetačnom (1.4.– 31.10.) a nevegetačnom období (1.11. – 31.3.) a priebeh aktivity u juvenilných (≤ 3 r.) a adultných



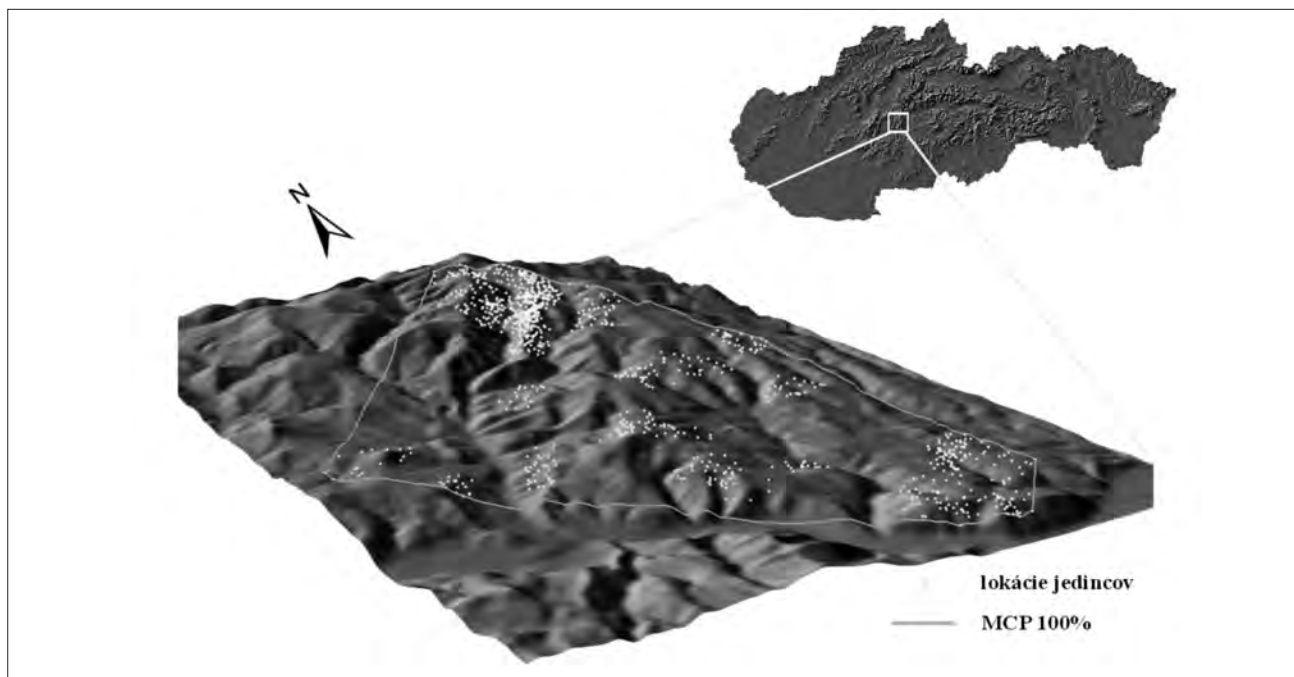
Obr. 4: Lokality imobilizácie jedincov v rámci účelového polovného revíru VŠLP TU vo Zvolene (číslo predstavuje identifikačné číslo jedinca).



Obr. 5: Analyzovanie cyklov aktivity v rôznych časových intervaloch a predpokladaná vzniknutá chyba (MSQ).



Obr. 6: Ukážka aktogramu (cyklov aktivity) jeleňa č. 261 zo dňa 16. 4. 2008.



Obr. 7: Schematické znázornenie lokalizácií jedincov. (MCP 100% tvorilo podklad pre analýzu preferencií habitatov).

jedincov (> 3 r.). Z bodov tvoriacich denné trasy boli na základe tematických GIS vrstiev získané charakteristiky prostredia, ktoré jedinec využíval (skupina lesných typov, vek porastu, porastový typ, zakmenenie, expozícia, vegetačný stupeň). Analyzované charakteristiky prostredia sú podkladom pre topickú a trofickú charakteristiku habitatu. Ponuku prostredia, v ktorej sme zisťovali preferenciu jeleňou zverou sme získali metódou Minimum Convex Polygón (MCP – MOHR 1947) vo variante MCP 100% (Obr. 7). Pri analýze habitatových preferencií jeleňov sme použili chí-kvadrát test homogenity s využitím Bonferroniho prístupu pre stanovenie štatisticky významných rozdielov medzi ponukou a skutočným využívaním jednotlivých habitatov, pričom sme testovali percentuálny podiel lokalizácií jeleňov v jednotlivých typoch habitatov oproti percentuálnemu plošnému podielu jednotlivých typov habitatov v skúmanom území (MARCUM & LOFTSGAARDEN, 1980; BRAUN, 2005).

Výsledky

Imobilizácia, označenie a sledovanie zveri prebiehalo od februára 2006 do februára 2008. Samotný 24-hodinový monitoring prebiehal od apríla 2006 do apríla 2008. Bolo prevedených 51 meraní na 6-tich jeleňoch (Tab. 1). Počet monitoringov pri jednotlivých jeleňoch sa pohyboval od 2 do 22 ($\bar{x} = 8,5$). Celkovo bolo zaznamenaných 1080 lokalizácií označených jedincov. Počet lokalizácií počas cirkadiálneho monitorovania závisel od aktivity jedincov a pohyboval sa od 8 do 35 ($\bar{x} = 21,2$).

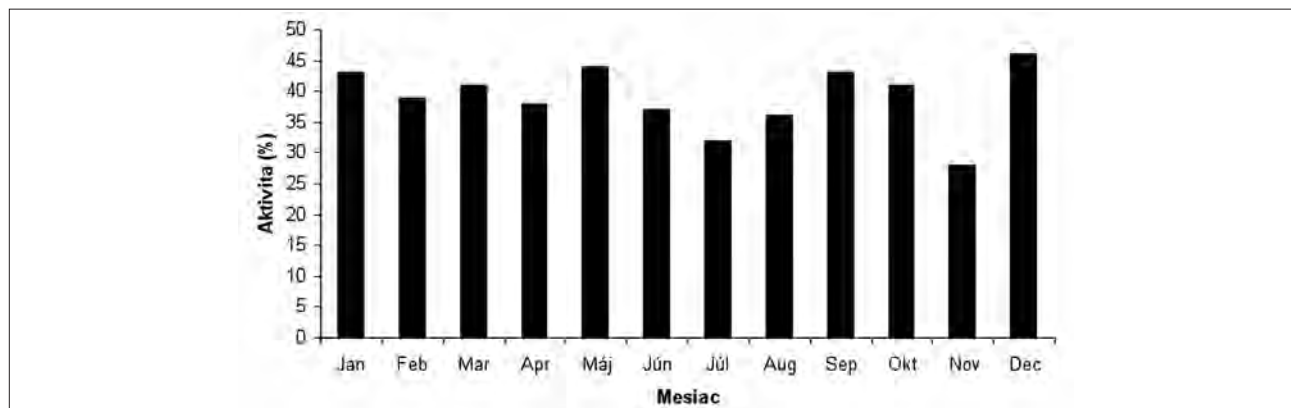
Sumarizáciou získaných dát o aktivite monitorovaných jedincov sa mohol určiť celkový pomer aktivity a pasivity počas 24 hodín. Pomer aktivity a pasivity pri monitorovaní vykazoval veľkú diverzitu získaných dát. Celkové rozdiely hodnôt percent aktivity boli výrazné nielen medzi jednotlivými meraniami u toho istého

Tab. 1: Charakteristika imobilizovaných jeleňov, ktoré boli monitorované v rámci 24-hodinových meraní.

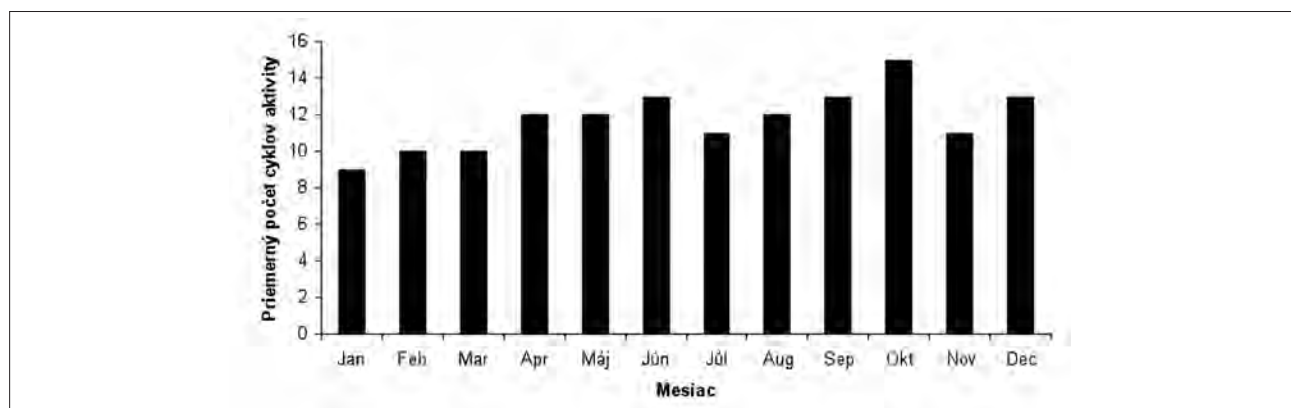
Číslo jeleňa	Dátum imobilizácie	Veková trieda/vek	Dĺžka monitorovaného obdobia
324	26.2.2006	III. vt./ 9 r.	6 mes.
294	16.2.2006	III. vt./ 6 r.	7 mes.
203	23.2.2006	II. vt / 5 r.	9 mes.
261	8.3.2006	II. vt / 3 r.	24 mes.
683	13.5.2006	I. vt / 2 r.	13 mes.
773	21.2.2008	II. vt / 5 r.	2 mes.

jedinca ale aj medzi jedincami navzájom (Obr. 8) (max. rozdiel v aktivite bol 40% t.j. až 9,6 hodiny za 24 hod.). Iba v troch prípadoch bola aktivita počas dňa väčšia ako pasivita (54, 54 a 58 %). Nakoľko nás zaujímali aj prípadné rozdiely medzi mladými a dospelými jedincami, vyhodnotili sme získané údaje aj podľa tohto rozdelenia. Z porovnania vyplynulo, že mladá zver má podobný priebeh priemernej aktivity počas roka ako zver dospelá. Najnižšie priemerné hodnoty percenta aktivity dosahovala mladá zver v mesiacoch júl ($\bar{X}=30\%$, min. 18%, max. 42%) a august ($\bar{X}=32\%$, min. 25%, max. 42%). Počas jarných a jesenných mesiacov mala priemerná aktivita dospelých jedincov stúpajúci trend, ktorý dosiahol maximum v mesiaci máj ($\bar{X}=54\%$). V jesennom období boli dospelé jedince najaktívnejšie v septembri ($\bar{X}=42\%$, min. 38%, max. 46%). Pri mladých jedincoch bola najvyššia aktivita v decembri ($\bar{X}=46\%$, min. 35%, max. 58%).

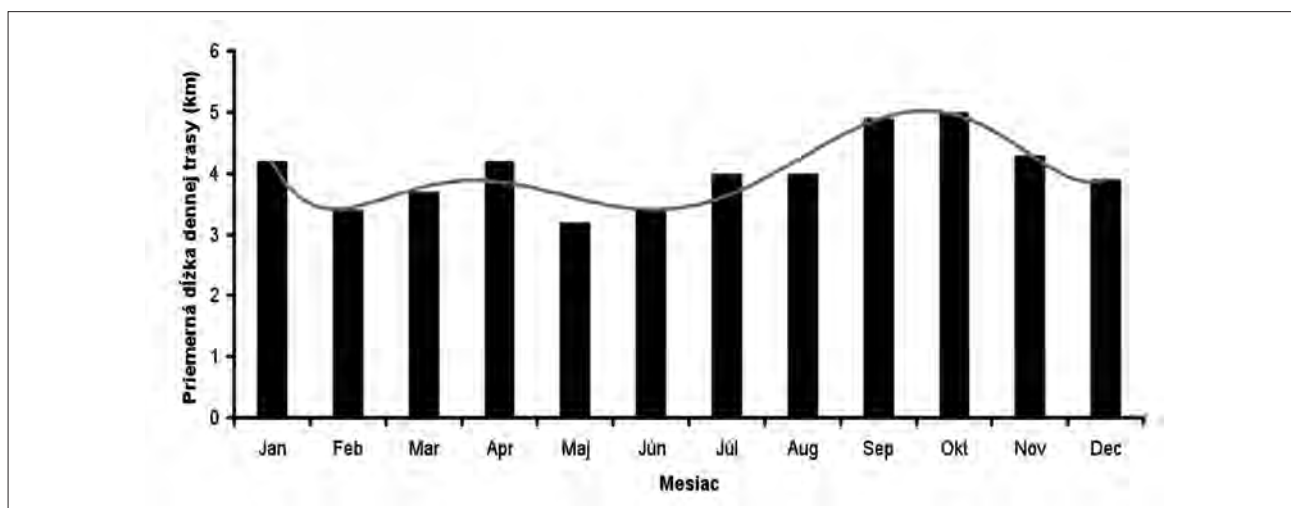
Zaznamenané aktogramy sledovanej zveri v sebe zahrňovali celkove 588 cyklov aktivity, ktoré sme analyzovali z pohľadu sezónnosti a veku zvierat. Maximálne počet cyklov aktivity za 24 hodín bol 21 a minimálny 6. Priemerný počet cyklov za všetky jedince naznačuje v priebehu roka výrazné kolísanie (Obr. 9). Minimum počtu cyklov aktivity padá na obdobie najtvrdšej zimy, konkrétne mesiace január ($\bar{X}=9$, min. 8, max. 10) a február ($\bar{X}=10$, min. 8, max. 11) cyklov za 24 hodín. Mierne zvyšovanie priemerného počtu cyklov aktivity nastáva už počas marca a v apríli, kedy sme zaznamenali priemerne 12 cyklov (min. 10, max. 16) za 24 hodín. V máji je počet cyklov aktivity rovnaký ako v apríli. V mesiaci jún bol priemerný počet cyklov aktivity 13 (min. 6, max. 16). V jesennom období postupne narastá počet cyklov aktivity a v októbri je zaznamenaný najvyšší priemerný počet cyklov aktivity ($\bar{X}=15$, min. 10, max. 21). Porovnaním skupiny mladých a dospelých jedincov sme zistili len mierne vyššie počty cyklov u dospelých jedincov, keď priemerný počet za rok bol u mladých 11 a pri dospelých 12,4 cyklov aktivity. Analýza variancie túto skutočnosť potvrdila a aj na jej základe je možné povedať, že sledované mladé a dospelé jedince sa z pohľadu počtu cyklov aktivity nesprávali pri zhodnotení celého roka výrazne odlišne. Väčšie rozdiely sa ukázali u mladých aj dospelých jedincov pri porovnaní vegetačného a nevegetačného obdobia. Priemerný počet cyklov u mladých jedincov bol vo vegetačnom období 11,4 a pri dospelých 13,8. V nevegetačnom období bol priemerný počet cyklov aktivity u mladých 10,6 a dospelých 9,6. Pri dospelých jedincoch je badateľný nárast počtu cyklov aktivity počas ruje ($\bar{X}=15$, min. 8, max. 21), ale aj v mesiacoch apríl ($\bar{X}=16$) a jún ($\bar{X}=16$, min. 12, max. 18).



Obr. 8: Priemerná hodnota aktivity jedincov počas roka.



Obr. 9: Priemerný počet cyklov aktivity monitorovaných jedincov.



Obr. 10: Priemerná dĺžka dennej trasy v priebehu roka (za všetky jedince).

Základným výstupom z cirkadiánneho monitoringu boli popri ostatných veličinách aj pozičné body (lokalizácie) sledovaného jedinca. Množstvo lokalizačných bodov bolo základnou vstupnou veličinou pre analyzovanie dennej trasy jedinca. Na variabilitu denných tras má vplyv mnoho faktorov (vek jedinca, pohlavie, ročná doba, klimatické podmienky, atď.). Pri analyzovaní denných tras, boli podrobnejšie skúmané dĺžky denných tras. Ostatné parametre neboli hlbšie analyzované. Celkový prehľad denných tras vykazuje pomerne veľkú variabilitu medzi jedincami. Priemerná dĺžka dennej trasy bola približne 4 km (min. 2,1 km, max. 6,6 km). Zhodnotenie priemernej dĺžky denných tras poukazuje na osciláciu v priebehu roka (Obr. 10). V mimo vegetačnom období bola najväčšia priemerná dĺžka dennej trasy zaznamenaná v novembri ($\bar{x}=4,3$ km, min. 3,7 km, max. 5,4 km) a v januári ($\bar{x}=4,2$ km, min. 2,3 km, max. 6,4 km). Vo vegetačnom období priemerná dĺžka tras sa znižuje, pričom najnižšia bola zaznamenaná v máji ($\bar{x}=3,2$ km, min. 2,2 km, max. 4,2 km). Najdlhšie priemerné denné trasy v roku boli zaznamenané v jesennom období a to v septembri ($\bar{x}=4,9$ km, min. 3,8 km, max. 6,1 km) a októbri ($\bar{x}=5$ km, min. 4,8 km, max. 5,4 km), pravdepodobne vplyvom ruje. Pri porovnaní priemerných dĺžok denných tras medzi mladými a starými jedincami, možno konštatovať, že pri oboch skupinách existujú dva vrcholy priemernej dĺžky denných tras. Pri mladých jedincoch možno pozorovať väčšiu dĺžku trasy v zimnom období, pričom táto dĺžka sa v apríli takmer vyrovnáva. Pri dospelých jedincoch je výrazne väčšia priemerná dĺžka dennej trasy v jesennom období ($\bar{x}=5,7$ km, min. 5,3 km, max. 6,1 km).

Analýza preferencií habitatov bola vyhodnotená v rámci polygónu, ktorý predstavoval MCP 100% všetkých pozičných bodov sledovaných jedincov. Celková výmera polygónu bola 8983 ha. Lesnatosť daného územia je takmer 70%. Vo vymedzenom polygóne je 22 skupín lesných typov (slt), ale lokalizácie jedincov boli zaznamenané len v 16 skupinách lesných typov. Bezlesie má výmeru 2682 ha (30% územia) a je tvorené prevažne trávovými porastmi. Najväčší počet záznamov, bol zaznamenaný v bezlesí (16%). Aj napriek veľkému počtu záznamov, sa na základe testovania nepotvrdilo preferovanie bezlesia (χ^2 -test, $p<0,001$). Medzi preferované skupiny lesných typov z štatisticky významnými rozdielmi patrili: *TAc v*, *FrAc n*, *FQ*, *FAc n*, *CoQ*, *AF v*, *AF n* (χ^2 -test, $p<0,001$) a *Ftil* (χ^2 -test, $p<0,05$). Štatisticky významne preferované skupiny lesných typov v oboch sezónach boli: *TAc v*, *Ftil*, *FQ*, *FAc n*, *AF v*, *AF n* ($p<0,001$). Sezónne rozdiely boli zistené pri slt: *FrAc n* (mimo vegetačné $p<0,001$) *CoQ* (vegetačné, χ^2 -test, $p<0,001$). Štatisticky nesignifikantné mimosezónne rozdiely, boli zistené pri slt: *TAc n*, *FQ til*, *QF*, *FA v*. Negatívne preferovanie počas celého roka bolo zistené pri slt: *Fp v*, *Fp n* (χ^2 -test, $p<0,001$) a *Fi* (χ^2 -test, $p<0,01$). Pri juvenilných jedincoch boli lokalizácie zaznamenané v 15 (68%) slt a pri adultných v 13 (58%) slt. Počet lokalizácií v bezlesí bol rozdielny a to 24% (adult) a 12% (juvenil). Štatisticky významne preferované skupiny lesných typov v oboch vekových triedach boli: *TAc v*, *AF v*, *AF n* (χ^2 -test, $p<0,001$). V rámci polygónu sa nachádza 6 vegetačných stupňov, výskyt jedincov bol zaznamenaný vo všetkých stupňoch. Celkovo jelene preferovali vo väčšej, či menšej miere všetky vegetačné stupne. Najväčší počet záznamov, bol zaznamenaný v 5. v. s. a to 360 t.j. 33% zo všetkých záznamov. Medzi preferované vegetačné stupne z štatisticky významnými rozdielmi patrili: bukovo-dubový (2.) veget. stupeň, jedľovo-bukový (5.) veget. stupeň a smrekovo-bukovo-jedľový (6.) veget. stupeň (χ^2 -test, $p<0,001$). Boli zaznamenané, len nepatrné

rozdiely oproti celkovým dátam a mierne medzi sezónne rozdiely. Štatisticky významné a rovnomerne preferované vegetačné stupne v oboch vekových triedach boli: jedľovo-bukový (5.) v.s. (χ^2 -test, $p < 0,001$) a smrekovo-bukovo-jedľový (6.) v.s. (χ^2 -test, $p < 0,001$). Na danom území sa nachádza 46 porastových typov. Lokalizácie označených jedincov boli len v 31 porastových typoch. V ostatných porastových typoch (15) sa lokalizácie nenachádzali, ale aj ich spoločná výmera je zanedbateľná (2,22%). Najväčší počet záznamov (38%), ale aj miera preferencie (χ^2 -test, $p < 0,001$), bola pri PT 22 – smrekovo jedľové bučiny. Vo vegetačnom období boli preferované porastové typy: 23 – bukovo jedľové smrečiny, 69 – jedľové bučiny, 70 – smrekové bučiny, 97 – bučiny s cennými listnáčmi (χ^2 -test, $p < 0,001$), 11 – smrečiny s listnáčmi, 34 – bukovo dubiny semenného pôvodu (χ^2 -test, $p < 0,01$). V mimo vegetačnom období boli preferované porastové typy: 24 – dubiny semenného pôvodu (χ^2 -test, $p < 0,001$) a 83 – zmes cenných listnáčov (χ^2 -test, $p < 0,01$). V rámci územia sa nachádza 11 vekových tried (odstupňované po 20 rokov), avšak pre potreby vytvorenia mapového podkladu boli posledné dve vekové triedy, pre malú plošnú výmeru (0,5% z výmery) zlúčené do jednej (181 a viac). Označené jedince boli s väčším, či menším počtom lokalizovaných vo všetkých vekových triedach. Najväčší počet lokalizácií ($n=220$), bol zhodne zaznamenaný vo vekovej triede 1–20 rokov (20%) a vo vekovej triede 81–100 rokov. Medzi preferované vekové triedy z štatisticky významnými rozdielmi patrili: 1–20, 81–100, 181–200, 201–210 (χ^2 -test, $p < 0,001$) a 161–180 (χ^2 -test, $p < 0,05$). Rozdiely v preferenciách habitatov medzi celkovými dátami a sezónnymi neboli výrazné. Pri juvenilných aj dospelých jedincoch boli lokalizácie zaznamenané vo všetkých vekových triedach. V rámci polygónu sa nachádza 10 stupňov zakmenenia. Výskyt označených jedincov bol zaznamenaný vo všetkých stupňoch zakmenenia. Medzi preferované stupne zakmenenia z štatisticky významnými rozdielmi patrili: 6, 7, 8, 10 (χ^2 -test, $p < 0,001$). Medzivkové rozdiely v preferencii habitatu možno pozorovať pri viacerých stupňoch zakmenenia. Stupeň 6 je výraznejšie preferovaný dospelými jedincami (χ^2 -test, $p < 0,001$), ako juvenilnými (χ^2 -test, $p < 0,05$). Naopak stupeň 10 je výraznejšie preferovaný juvenilnými jedincami (χ^2 -test, $p < 0,001$). Ostatné stupne zakmenenia sú bez štatisticky významného preferovania. V rámci polygónu sa nachádza 8 expozícií. Územie, kde nebolo možné jednoznačne určiť expozíciu bolo označené ako „rovina“ (R). Výmere roviny bola len 6,06 ha (0,1% z celkovej výmery). Výskyt označených jedincov bol zaznamenaný vo všetkých expozíciách, okrem roviny. Medzi štatisticky významne preferované expozície patrili: J, JV, SZ exp. (χ^2 -test, $p < 0,001$). Pri ostatných expozíciách boli zistené štatisticky nesignifikantné rozdiely. Najväčší počet lokalizácií vo vegetačnom (20%) a mimo vegetačnom (22%) období bol na JV expozícií. Najmenší počet lokalizácií vo vegetačnom (2%) a mimo vegetačnom (2%) období bol na severnej expozícií.

Využitie výsledkov pre rozvoj vedy a praxe

Na základe výsledkov uvádzaných v našej práci vidíme ich možné aplikovanie najmä v týchto oblastiach:

- Rozširovanie poznatkovej bázy pri vytváraní modelov ohrozenia lesných porastov a predikcii ich poškodenia zverou o zistené detailné etologické a ekologické informácie u jelenej zveri
- Najzásadnejšie výsledky ohľadom preferencie skupín lesných typov využiť pri prehodnocovaní metódy na stanovenie úživnosti životného prostredia zveri a bonitovaní poľovných revírov, keďže tieto oblasti sú jedným zo základných nástrojov moderného manažmentu zveri
- Vyzdvihnúť význam pastevných plôch pre zver a využívať opatrenia na ich rekultiváciu a trvalo udržateľné obhospodarovanie.
- Využiť výsledky preferencie habitatov, výsledky cirkadiánnych aktivít a údajov o charaktere denných trás jelenej zveri pri distribúcii prikrmovacích zariadení a funkčných plôch pre zver
- Na základe preferencie habitatov (intenzívne využívanie snežných lokalít v zimnom období), cirkadiánnych aktivít a charakteru denných trás zvýrazniť negatívny vplyv vyrušovania na plnohodnotný chov zveri a elimináciu škôd na lesných porastoch ňou spôsobovaných.
- Pokračovanie výskumu cirkadiánnej aktivity a preferencie habitatov jeleňou zverou v horských, pahorkatínových a rovinných oblastiach Slovenska
- Vzdelávanie študentov odborných stredných škôl (lesníckych, poľnohospodárskych) a študentov vysokých škôl (lesníckych, poľnohospodárskych, veterinárskych, ekologických, prírodovedných), odborných lesných a poľovných hospodárov.

Záver

Jedným z hlavných cieľov práce bolo prispieť k vytvoreniu návrhov funkčného, trvalo-udržateľného, ekologického poľovníckeho manažmentu jelenej zveri na Slovensku. Obhospodarovanie populácie voľne žijúcej poľovnej zveri, ak má byť skutočne funkčné, trvalo udržateľné a ekologické, musí vo svojich princípoch a hlavných zásadách vychádzať najmä z poznatkov o spôsobe života a životných potrebách konkrétneho druhu. Podrobné štúdium ekológie a etológie v populáciách voľne žijúcich živočíchov môže tvoriť skutočne dobrý základ pre vytváranie teórií a prístupov, pre trvalo udržateľné obhospodarovanie, ktoré je v poslednej dobe problematické realizovať v ich praktickej podobe. Veľké zlepšenie môže priniesť aj nový zákon o poľovníctve č. 274/2009, ktorý zavádza veľkoplošné poľovnícke hospodárenie v poľovných oblastiach a lokalitách. Medzi jeho hlavné priority patrí zachovanie dobrého zdravotného stavu zveri, jej optimálnej početnosti, kvality a správnej sociálnej štruktúry. Opodstatnenosť veľkoplošného prístupu pri manažmente raticovej zveri, potvrdzujú aj niektoré výsledky v našej práci, ktoré čiastočne dokladujú významnosť sezónnych migrácií jelenej zveri ako aj parametre jej každodenných presunov na najpreferovanejšie miesta z dôvodu trofického či topického, prípadne iných dôvodov (rujové presuny a pod.). Pri preferencii habitatov sme poukázali na viacero významných zistení. Ohľadom preferencie skupín lesných typov (slt) bude určite zaujímavé porovnať a prehodnotiť ich zaradenie do príslušných kvalitatívnych tried vo vykonávacej vyhláske k zákonu o poľovníctve MP SR č. 344/2009. Preferencia porastových typov potvrdila nepreferovanie nízko úživných smrekových monokultúr a vysoké preferovanie porastov zo zastúpením buka resp. s jeho prímiesou, čo je možné využiť najmä v oblasti návrhov drevinového zloženia pri obnovách lesných porastoch. Okrem potravinovej ponuky je dôležitá aj expozícia stanovišťa. V letnom období patrili medzi preferované najmä južné, juhovýchodné a juhozápadné svahy. Zohľadnením skúmaných faktorov je možné vytvárať modely ohrozenia konkrétneho lesného prostredia (lesného dielca), prípadne stanoviť predikciu ohrozenia konkrétneho druhu lesnej dreviny. V tom spočíva ďalší význam výsledkov našej práce, ktorý by mal nájsť uplatnenie najmä v moderných lesníckych disciplínach, zaoberajúcich sa vývojom inovátičných postupov pri obhospodarovaní lesov. V rámci riešenia projektu telemetrického monitorovania jelenej zveri v Kremnických vrchoch bolo zaznamenané aj strhnutie označeného jedinca vlkami v lokalite Ihráč, kde bol daný jedinec v predošlí deň monitorovaný. Medzi najväčšie zistenie pri riešení projektu telemetrického monitorovania jelenej zveri v Kremnických vrchoch, bolo dokázanie enormného tlaku pytliactva na zver. Doteraz bolo zistených päť prípadov pytliactva monitorovaných jedincov a jeden prípad strhnutia vlkami. Pre praktické obhospodarovanie sú ďalej zaujímavé poznatky ohľadom dĺžok letných a zimných denných trás jelenej zveri. Je potrebné v poľovných revíroch naozaj dobre navrhnuť spôsob distribúcie prikrmovacích zariadení, s prihliadnutím na topické možnosti pre zver v blízkom okolí, vyrušovanie v navrhovanej lokalite, prístupnosť pre pravidelné podávanie krmiva, prirodzenú úživnosť prostredia a náchylnosť lesných porastov na škody spôsobené zverou. Samostatnou kapitolou sú výmery poľovných revírov v ktorých sa vykonáva lov jelenej zveri. Súčasné výmery poľovných revírov na Slovensku, až na niektoré výnimky nie sú dostatočné s ohľadom na migráciu zveri, ako aj jej priestorovým nárokom. Výsledky práce zameranej na detailné štúdium ekológie a etológie jelenej zveri prinášajú viacero nových poznatkov aj pre oblasť vedy. Prvé informácie ohľadom telemetricky sledovanej cirkadiánnej aktivity jelenej zveri z voľnej prírody pochádzajú na Slovensku z oblasti Nízkych Tatier (FINĐO, 2002). Tieto však boli vyhodnotené v menšom rozsahu, len popri hlavných údajoch zaoberajúcich sa sezónnym migračným správaním jelenej zveri. Naša práca prináša prvé ucelenejšie a komplexnejšie údaje o cirkadiánnych rytmoch, preferenciách habitatov a denných trasách jelenej zveri z územia Slovenska, spracovaných na základe podrobného 24 hodinového telemetrického sledovania jelenej zveri, v čom treba vidieť veľký význam z pohľadu Slovenských.

Literatúra

- BERGER, A., SCHEIBE, K. M., BRELURUT, A., SCHÖBER, F., STREICH, W. J. 2002. Seasonal variation of diurnal and ultradian rhythms in red deer. In *Biological rhythm research*, vol. 33: p. 23–253.
- BRAUN, C. E., (editor) 2005. *Techniques for wildlife investigations and management*. Sixth edition. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA. pp. 995.
- BUČKO, J. 2010. *Cirkadiánne rytmy a preferenci habitatu jeleňa lesného (Cervus elaphus) na uzemí Poľany*. Dizertačná práca, Zvolen, 140 s.
- CARRANZA, J., HIDALGO DE TRUCIOS, S. J., MEDINA, R., VALENCIA, J., DELGADO, J. 1991. Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking. In *Applied Animal Behaviour Science*, vol. 30, p. 363–371.

- CATT, D. C., STAINES, B. W. 1987. Home range and habitat selection of red deer (*Cervus elaphus*) in a Sitka-spruce plantation as determined by radio-tracing. In *Journal of Zoology*, London, vol. 211, p. 681–693.
- CLUTTON-BROCK, T. H., GUINNESS, F. E., ALBON, S. D. 1982. Red deer: behavior and ecology of two sexes. University of Chicago Press, Chicago: pp. 1–378.
- CONRADT, L. 1998. Could asynchrony in activity between the sexes cause intersexual social segregation in ruminants? In *Proceeding of the Royal Society of London*, vol. 265, p. 1359–1363.
- CRAIGHEAD, J.J., CRAIGHEAT, F.C., RUFF, R. L., O'GARA B. W. 1973. Home ranges and activity patterns of nonmigratory elk of the madison drainage herd as determined by biotelemetry. In *Wildlife Monograph* vol. 33: p. 50–55.
- FINĐO, S. 2002. Domovské okrsky, migrácie a denná aktivita jelenej zveri v horských lesoch. In *Folia venatoria*, vol. 32, p. 7–14.
- FINĐO, S., PETRÁŠ, R. 2007. Ekologické základy ochrany lesa proti poškodzovaniu zverou. Zvolen: Národné lesnícke centrum, 2007. p. 186, ISBN 978-80-8093-034-9.
- GARAJ, P. ml., GARAJ, P. st., KROPIL, R. 2007. Časová a priestorová aktivita jelenej zveri v Kremnických vrchoch. In *Poľovnícky manažment a ochrana zveri 2007: zborník referátov z XX. ročníka vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 2007, p. 88–95. ISBN 978-80-228-1789-9.
- GEORGII, B. 1980. Home range patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. In *Oecologia*, vol. 47, p.278–285.
- GEORGII, B. 1981. Activity patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. In *Oecologia*, vol.49, p 127–136.
- GEORGII, B., SCHRÖDER, W. 1978. Radiotelemetrisch gemessene Aktivität weiblichen Rotwildes (*Cervus elaphus* L.). In *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, vol. 24(1) p. 9–23.
- GREEN, R. A., BEAR, G. D. 1990. Seasonal cycles and daily activity patterns of Rocky Mountain elk. In *Journal of Wildlife Management*, vol. 54, p. 272–279.
- JEDRZEJEWSKI, W., SPAEDTKE, H., KAMLER, J. F., JEDRZEJEWSKA, B., STENKEWITZ, U. 2006. Group size dynamics of red deer in Białowieża Primal Forest, Poland. In *Journal of Wildlife management*. vol. 70, p. 1054–1059.
- KAMLER, J. F., JEDRZEJEWSKA, B., JEDRZEJEWSKI, W. 2007. Factors affecting daily ranges of red deer *Cervus elaphus* in Białowieża Primeval Forest, Poland. In *Acta Teriologica*, vol. 52 (2), p. 113–118.
- KATONA, K., ZÁKONYI, T., SZEMETHY, L. 2002. Biotelemetry study of the daily activity pattern in red deer. In *Vadbiológia*, vol. 9, p.27–34.
- KENWARD, R. 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, p. 311.
- KOUBEK, P., HRABĚ, V. 1996: Home range dynamics in the red deer (*Cervus elaphus*) in a mountain forest in Central Europe. In *Folia Zoologica*, 1996, (45), vol.3, p.219–222.
- KREEGER, T. J., ARNEMO, J. M. 2007. Handbook of Wildlife Chemical Immobilization. Third Edition. Laramie, Wyoming. 418 pp.
- KROPIL, R., OSTRIHOŇ, M., KAŠTIER, P. 2009. GPS telemetria jeleňa lesného (*Cervus elaphus*) prvé výsledky z územia Slovenska. In *Poľovnícky manažment a ochrana zveri 2009: zborník referátov z XXII. Ročníka vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou [CD-ROM]*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 2009, p. 14–15. ISBN 978-80-228-2026-4.
- MARCUM, C. L., LOFTSGAARDEN, D. O. 1980. A nonmapping technique for studying habitat preferences. In *Journal of Wildlife. Management*, vol. 44 (4) p. 963–968.
- MIQUELLE, D. G., PEEK, J. M., VAN BALLEMBERGHE, V. 1992. Sexual segregation in Alaskan moose. In *Wildlife Monographs*, vol. 122, p. 1–57.
- MOHR, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. In *American Midland Naturalist*, vol. 37, p. 223–249.
- MYSTERUD, A., PEREZ-BARBERIA, F. J., GORDON, I. J. 2001. The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. In *Oecologia*, vol. 127, p. 30–39.
- OSTRIHOŇ, M., KROPIL, R. 2007. Aké faktory ovplyvňujú cykly aktivity jelenej zveri – prípadová štúdia z Kremnických vrchov. In *Poľovnícky manažment a ochrana zveri 2007: zborník referátov z XX. Ročníka vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 2009, p. 96–102. ISBN 978-80-228-1789-9.
- OSTRIHOŇ, M., KROPIL, R., PAVLÍK, Š., PATAKY, T. 2008. Faktory ovplyvňujúce cirkadiánnu aktivitu a preferenciu habitatov samčej jelenej zveri vo vybraných územiach Západných Karpát. In *Coyous 2008: konferencie mladých vedeckých pracovníkov*. Praha: Česká zemědělská univerzita, 2008. ISBN 978-80-213-1778-9, p. 280–289.
- RAESEFELD, F., REULECKE, K. 1998. Das Rotwild. Hamburg, Verlag Paul Parey, pp. 416.
- SZEMETHY, L., BÍRÓ, Zs., KATONA, K., TÓTH, P. 2001a. Seasonal home range shift in red deer: comparison of different strategies. In *Vadbiológia*, vol. 8, p. 1–7.

- SZEMETHY, L., MÁTRAI, K., BÍRÓ, ZS., KATONA, K. 2002: Seasonal habitat change of red deer in a forest-agriculture complex. In *Vadbiológia*, vol. 9, p. 18–26.
- SZEMETHY, L., MÁTRAI, K., BÍRÓ, ZS., KATONA, K. 2003. Seasonal home range shift of red deer in a forest-agriculture area in southern Hungary. In *Acta theriologica*, vol. 48, p. 547–556.
- SZEMETHY, L., MÁTRAI, K., KATONA, K., OROSZ, SZ. 2001b. Use-availability dynamic of the habitat-shifting red deer in a forest-agriculture complex. In *Vadbiológia*, vol. 8, p. 9–20.
- WATSON, A., STAINES, B. W. 1978. Differences in the quality of winterind areas used by male and female red deer in Aberdeenshire. In *Journal of Zoology*. vol. 186, p. 544–550.

„Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Centrum excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120006, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.“

Kontakt

Ing. Miroslav Ostrihoň, Ph.D.
Lesnícka fakulta Technickej univerzity Zvolen
E-mail: ostrihon@is.tuzvo.sk

TELEMETRICKÉ SLEDOVÁNÍ SIKY JAPONSKÉHO (*CERVUS NIPPON NIPPON*) V PODMÍNKÁCH DOUPOVSKÝCH HOR

Stanislav Dvořák

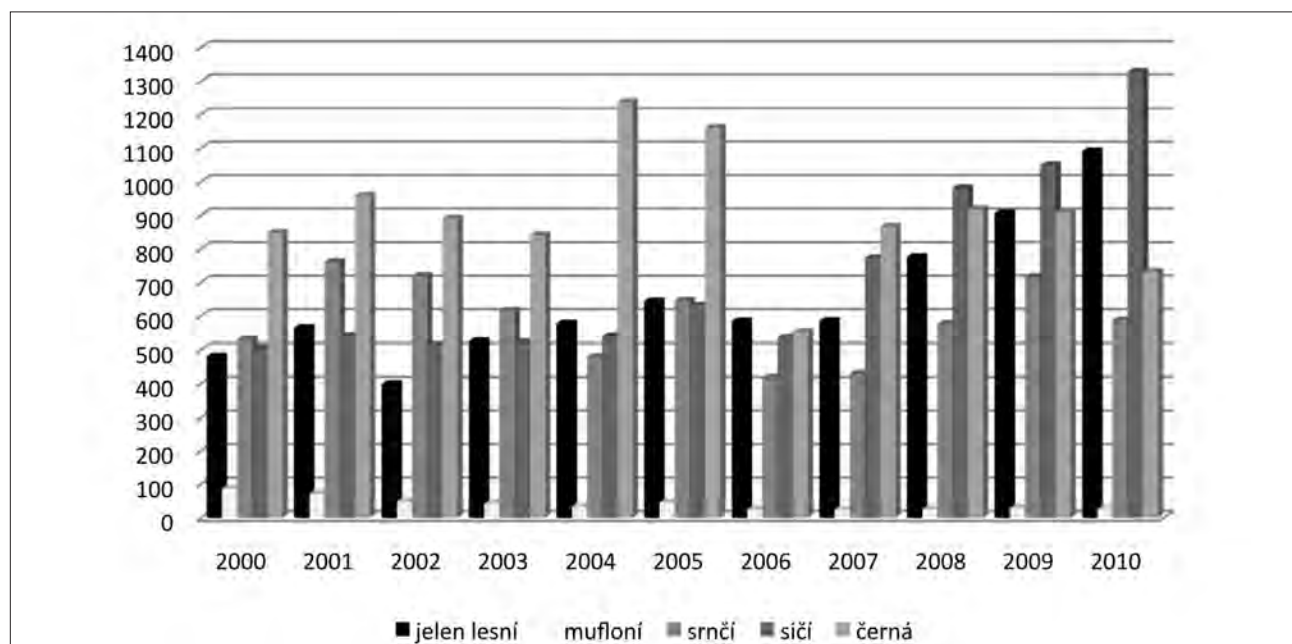
Vojenské lesy a statky ČR, s. p., divize Karlovy Vary
a Fakulta lesnická a dřevařská České zemědělské univerzity v Praze

Telemetrické sledování siky japonského započalo v roce 2009. Od první myšlenky po realizaci nápadu – nákup zařízení a uspání prvního jelena – uběhlo osm měsíců. Prvního jelena se podařilo imobilizovat 31. 8. 2009 a do současné doby bylo označeno celkem 7 jedinců, vše jeleni. Výzkum je prováděn v honitbě Hradiště, která se nachází na území vojenského výcvikového prostoru. Na tomto území hospodaří Vojenské lesy a statky ČR s. p., divize Karlovy Vary. Honitba Hradiště s výměrou 35 435 ha patří k nejucelenějším honitbám v České republice.

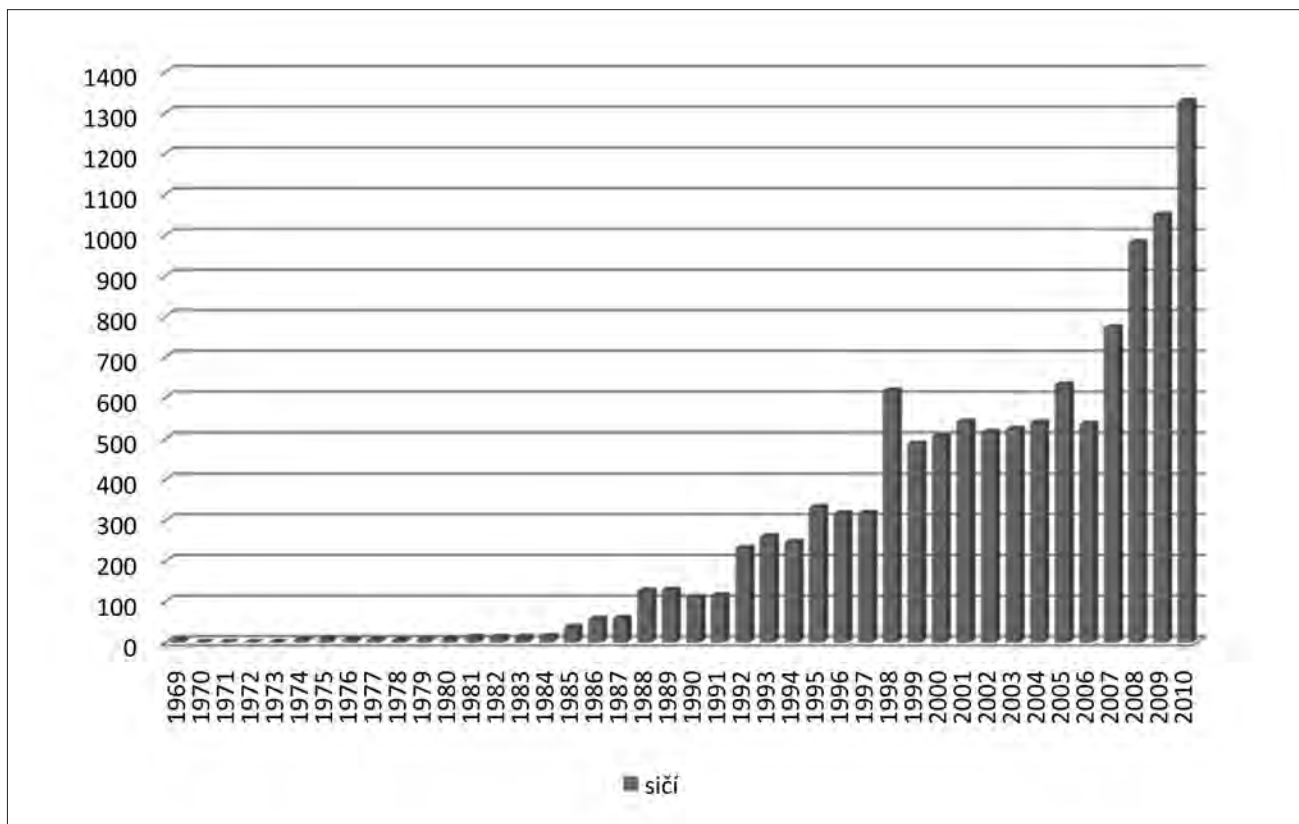
Charakteristika území

Vojenský výcvikový prostor Hradiště se nachází na severozápadě Čech, zaujímá většinu Doupovských hor a nachází se na území Karlovarského a Ústeckého kraje. Nadmořské výšky se pohybují v rozmezí 339 m. n. m. v údolí řeky Ohře po 934 m. n. m. na nejvyšším vrchu Hradiště.

Z dostupných informací pocházejí první oficiálně zaznamenané úlovky siky japonského z roku 1969, kdy jsou zaevidovány čtyři ulovené kusy, dvě laně a dva jeleni. Pro porovnání k jakému nárůstu došlo, bylo v lovecké sezóně 2010 uloveno v honitbě Hradiště 226 jelenů siky japonského, 615 laní a 487 kolouchů. Výrazný nárůst lovu je patrný zejména od roku 1998 a je způsoben především nutností výrazného snížení početnosti populace z důvodu eliminace stále vzrůstajících škol na lesních porostech.



Graf 1: Odstřel od r. 2000 hlavní druhy spárkaté zvěře.



Graf 2: Odstřel sičí zvěře od roku 1969.

Důvody zahájení telemetrického výzkumu

Vojenské lesy se vzhledem k narůstajícím škodám způsobených sičí zvěří rozhodly financovat telemetrické sledování pomocí GPS zařízení. Předpokládá se, že výsledky sledování poslouží k omezení škod na lesních porostech, např. vhodným zakládáním krmných linek. Dalším důvodem bylo zjištění migračních tras a přehled preferovaných biotopů pro jednotlivé označené jedince. Sledování sičí zvěře pomocí GPS vysílaček se zatím nikde v Evropě neprovádělo. Doposud publikované výsledky z Japonska a Skotska jsou výstupem konvenčního radiotelemetrického sledování, které není vzhledem k použité technologii dostatečně přesné. Jediné prokazatelně prováděné telemetrické sledování pomocí GPS zařízení je v Japonsku. Výzkum je zde prováděn na malých ostrovech s velkou populační hustotou siky japonského a to pouze na laních. Výsledky z těchto oblastí se dají proto jen těžce porovnávat s našimi podmínkami. Vzhledem k výše uvedeným skutečnostem bylo rozhodnuto, že k telemetrickému sledování pomocí GPS zařízení budou vybíráni pouze jeleni siky japonského. Dalším cílem byla snaha označit alespoň jednoho jedince v každé věkové třídě, což se nakonec také podařilo.

Technické vybavení

Pro telemetrické sledování jsou použity obojky firmy Vectronic Aerospace GmbH se sídlem v Berlíně, ostatní příslušenství sloužící k dalšímu zpracování dat je dodáno taktéž firmou Vectronic. Všechny obojky jsou vybaveny teplotním senzorem, který zaznamenává teplotu na povrchu těla označených jedinců, polohová data jsou zaznamenávána z důvodu úspory baterie každé dvě hodiny. VHF vysílač na každém z obojků je nastaven na 12-ti hodinový interval. Z tohoto počtu jsou dva obojky GPS plus 2D 650g, dva obojky GPS plus 3D 870g, tyto čtyři obojky jsou bez senzorů mortality a nezaznamenávají aktivitová data. Dalším obojkem je GPS plus 4D 1050g se senzorem mortality a zaznamenáváním aktivitových dat. Dva obojky jsou GPS plus GSM communication 5D 1220g se senzorem mortality, zaznamenáváním aktivitových dat a zařízením pro automatické rozepnutí obojku po uplynutí čtyřech roků od aktivace obojku. Zařízení automatického rozepnutí je součástí baterie. Obojky GPS plus GSM communication se dají hodnotit z hlediska obsluhy, zpracování dat a přehledu o sledovaných jedincích jako zdaleka nejlepší. Údaje o poloze jednotlivých

jedinců z obojků GPS plus GSM jsou formou emailu zasílány prostřednictvím serveru firmy Vectronic Aerospace GmbH přibližně každých osm hodin. Tato doba je samozřejmě závislá na pokrytí signálem daného operátora v místech, kde se označený jedinec pohybuje. Největším problémem, který se vyskytuje při používání obojků firmy Vectronic je garantovaná výdrž baterií. Ze čtyř obojků, které byly dodány v roce 2009, jsou v současné době funkční tři. U jednoho obojku došlo k vybití baterie po osmi měsících od aktivace. Větší problémy se vyskytly u třech obojků dodaných v roce 2010. U obojku GPS plus 4D došlo k vybití baterie po měsíci od aktivace. V provozu zůstal pouze VHF vysílač, který vysílal signál vybití baterie. Jedinec s nefunkčním obojkem musel být odloven pomocí kulovnice z důvodu překonávání velkých vzdáleností v rámci honitby. Další aktivovaný obojek GPS plus GSM 5D byl v provozu pouhých 15 dní, u obojku došlo k poruše GPS modulu a obojek nebyl schopen zaznamenávat souřadnice. V provozu zůstal opět VHF vysílač, pomocí kterého se podařilo jedince lokalizovat a po dvou měsících intenzivního úsilí imobilizovat a obojek sundat. Reklamace u firmy Vectronic probíhala velmi rychle, zařízení bylo opraveno a zasláno zpět během dvou týdnů. U opravených obojků zcela chyběla zpráva od firmy Vectronic, která by vysvětlovala charakter nebo důvod poruchy. Tyto informace byly dodatečně zjištěny po námi realizovaných telefonátech s p. Schultem z firmy Vectronic Aerospace.

U opravených obojků byla přibalena zdarma baterie 4D se systémem automatického rozepnutí v hodnotě 600,- €. O baterii bylo požádáno jako náhrada za komplikace vzniklé s nadměrnou poruchovostí dodaného zařízení.

K imobilizaci je používána narkotizační puška Distlnject model 70, kterou dodává firma AtomVet se sídlem v Liberci. Za celou dobu používání se u pušky neobjevily žádné poruchy, které by bránily v jejím použití. K imobilizaci narkotizační puškou Distlnject se používají střely Pseudart s obsahem 3cl. Při použití střel s obsahem 3cl je vzdálenost pro bezpečný zásah na siku japonského limitovaná vzdáleností 40m. Při střelbě na větší vzdálenost dramaticky klesá úspěšnost zásahu. K narkotizaci je používána Hellabrunská směs v poměru 0,5 ml Xylased 500 a 2,5 ml Narketan 10%. Jako antidotum je používán přípravek Yohimbini. Při použití Hellabrunské směsi pro účely imobilizace je důležité, aby zvěř byla v naprostém klidu, pak po úspěšném zásahu zůstává do 300m od nástřelu.

Problémem je zimní období, kdy je z důvodu využití krmelišť snazší narkotizace, ale zase vyvstává problém se zamrzáním Hellabrunské směsi v narkotizačních střelách. V obdobích silných mrazů je též problém s probouzením uspaných kusů vzhledem k podchlazení, které podporuje Hellabrunská směs. Pro tyto případy je vhodné mít u sebe glukosu a formou infuze s přípravkem Yohimbini kus probudit.

Výsledky

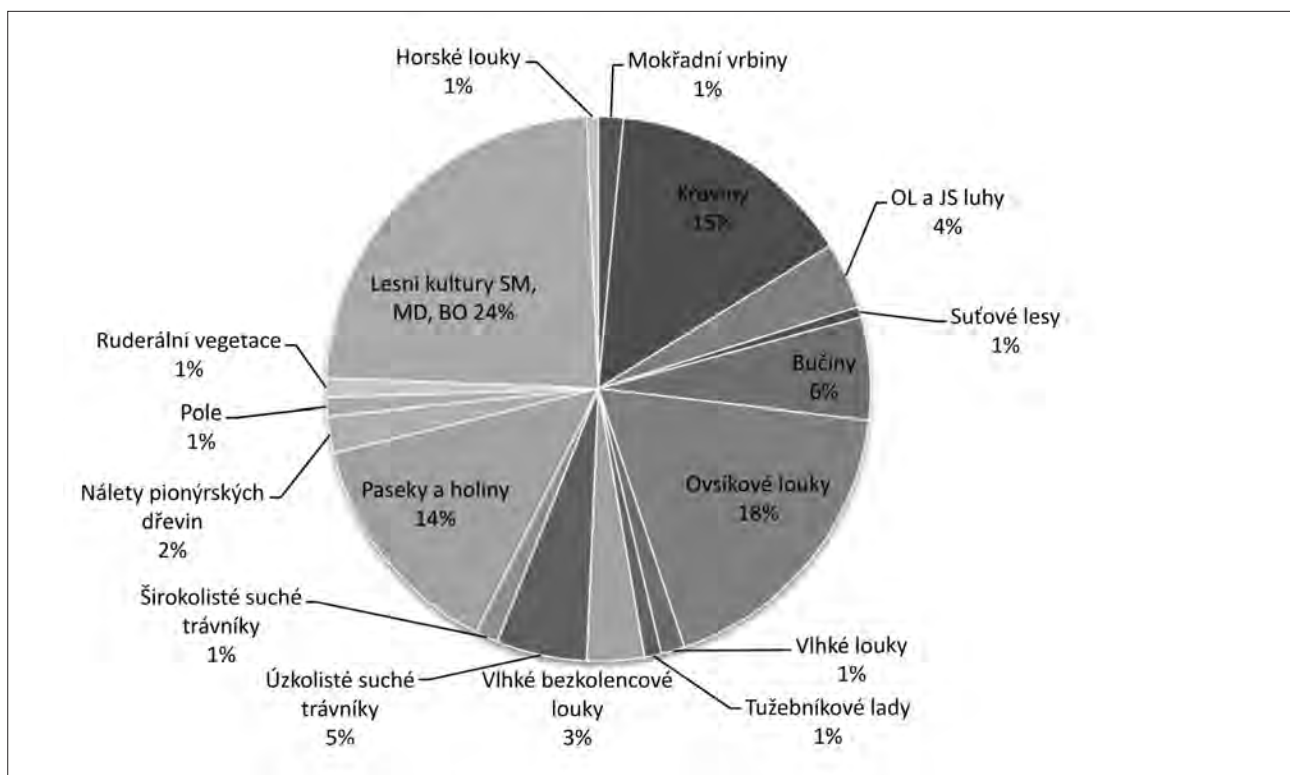
Pro vyhodnocování využití prostředí podle jednotlivých biotopů je použito metodiky AOPK. U označených jedinců je využito mapování daného území pro Naturu 2000.

Využití jednotlivých biotopů u označených jedinců kolísá podle ročního období a období říje. V zimním období je pak důležité umístění krmných linek, krmelců, příkrmíšť a s tím spojená vzdálenost pravidelných stávaníšť. Dalším významným faktorem je intenzita lovu v daných lokalitách. Celkové vyhodnocení biotopů za všechny označené jedince bylo provedeno vyhodnocením z 25 000 zaměření v období 1,5 roku.

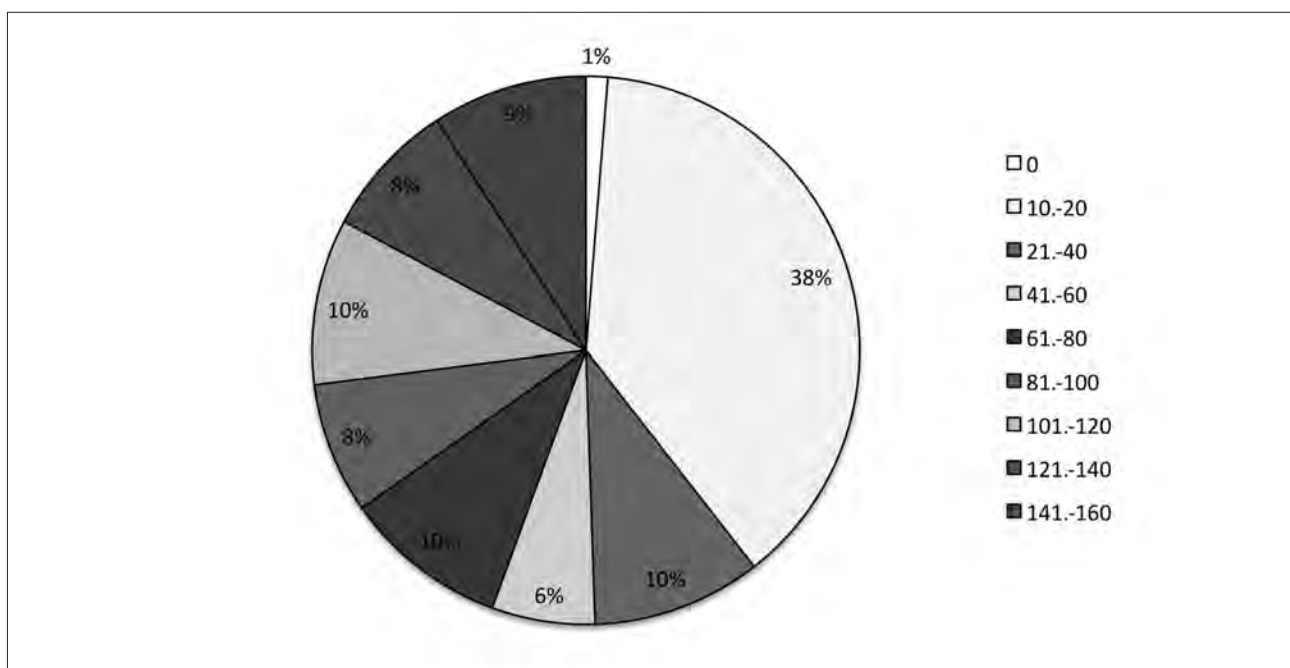
Po vyhodnocení všech jedinců za celé sledované období je poměr jejich výskytu ve vztahu porostní půda a ostatní neproduktivní plochy v poměru 50:50. Vyhodnocením biotopů na porostní půdě lze konstatovat, že 38% ploch výskytu je rizikových z hlediska škod okusem a loupáním.

V jarním období, zejména v dubnu, se prudce zvyšuje u sledovaných jelenů zastoupení travních biotopů. Obliba travních porostů u většiny sledovaných zvířat trvá až do června, kdy můžeme sledovat, že jedinci vyhledávají spíše biotopy křovinaté a vrbinné, kde hledají klid a mohou zde v této době najít již také dostatek potravy. V dubnu až červenci převládají jednoznačně biotopy travinné, křovinaté a vrbinné. Od srpna se u sledovaných jelenů zvyšuje procento výskytu na porostní půdě, s převahou porostů do dvaceti let.

Po vyhodnocení využití porostní půdy na základě věku jde vidět mimořádná obliba porostů do dvaceti let, kdy tyto porosty zaujímají v celkovém výskytu 39%. Obliba mladých porostů se dramaticky zvyšuje v období říje a po napadnutí sněhové pokrývky. Výskyt v ostatních věkových třídách za všechny sledované jeleny za celé období je naprosto rovnoměrný! Vyhodnocení vychází z 11 000 zaměření na porostní půdě.



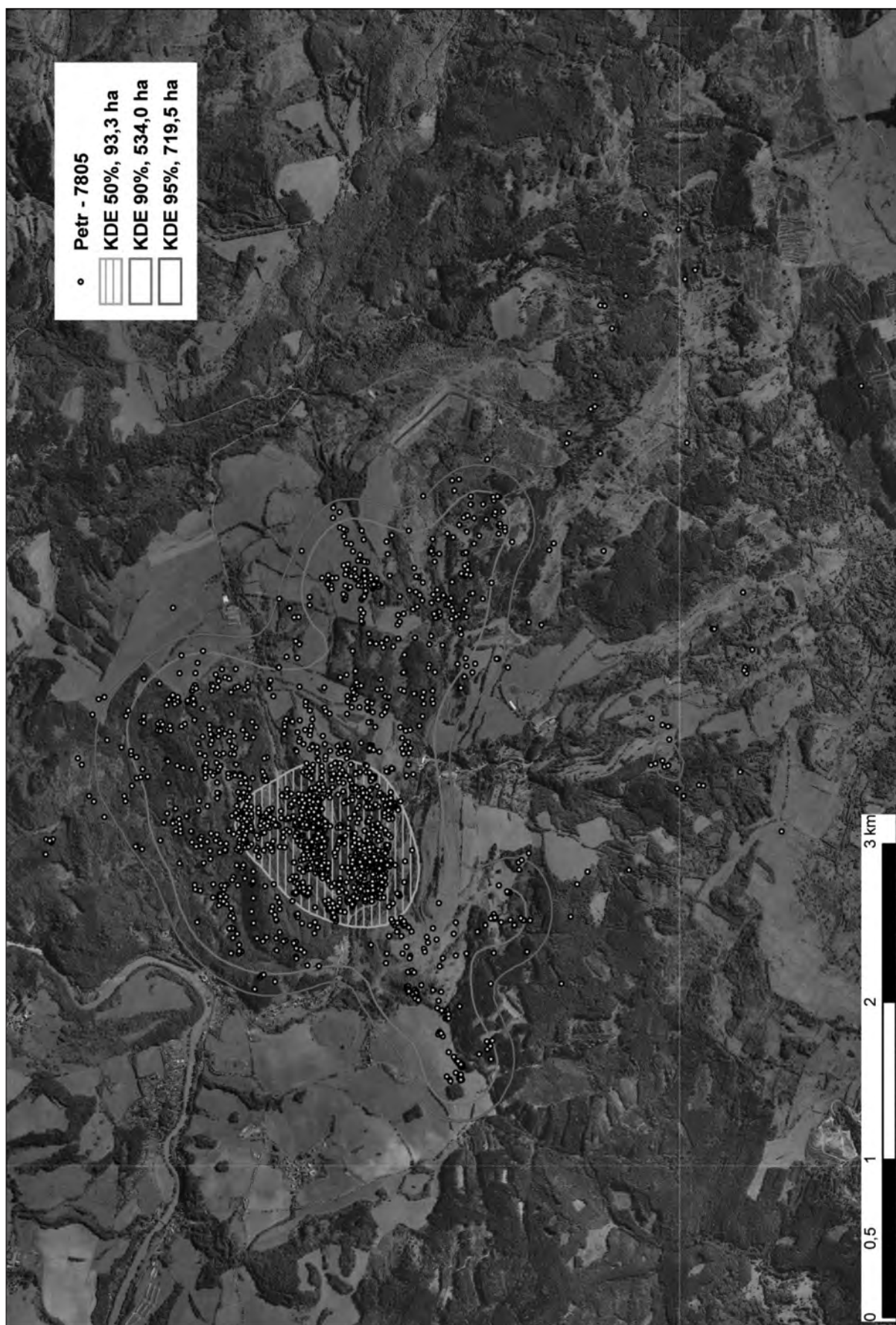
Graf 3: Přehled využití prostředí za celé sledované období u všech jedinců.



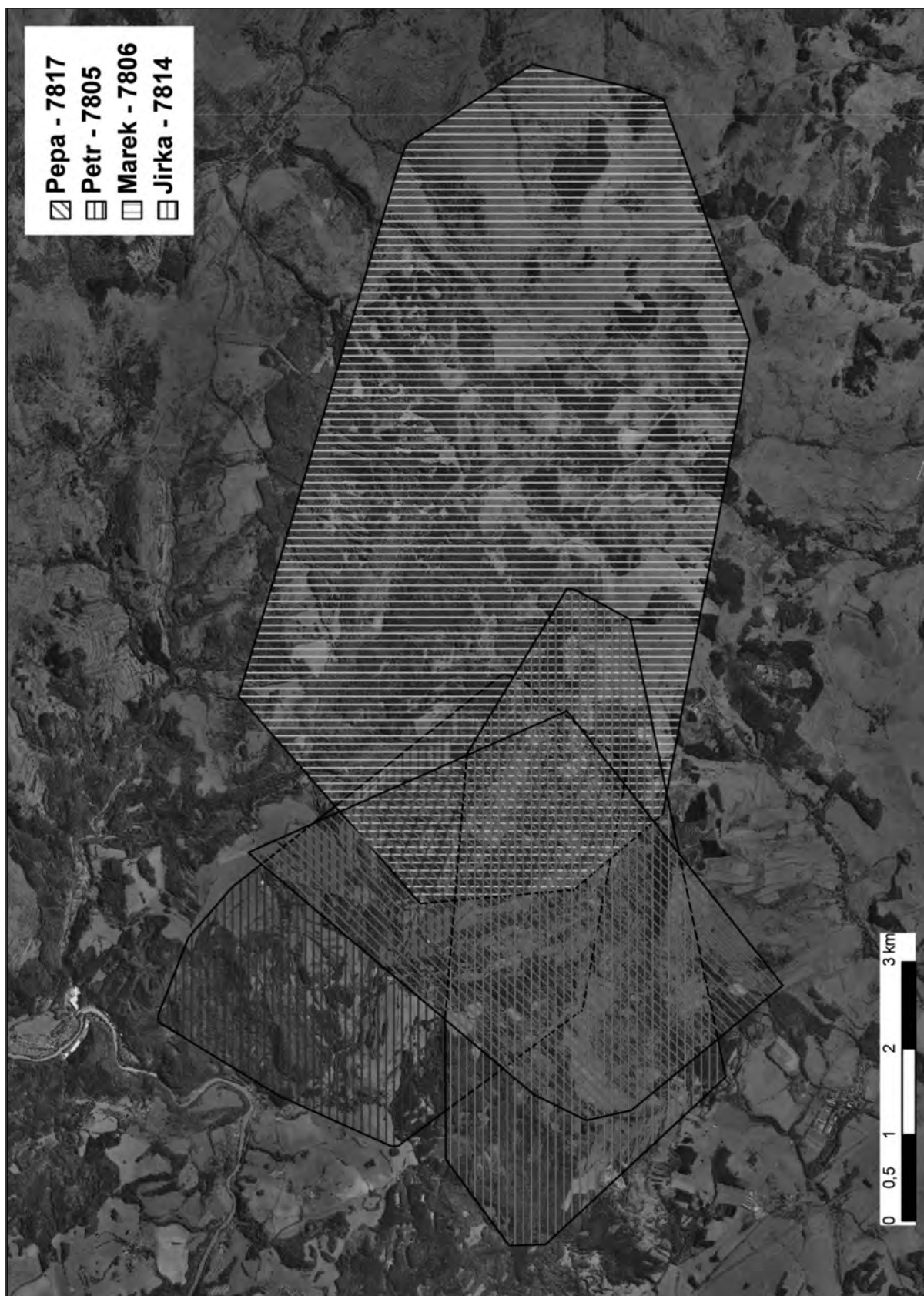
Graf 4: Přehled využití porostní půdy za celé sledované období u všech jedinců.

Velikost domovských okrsků zjišťovaná metodou Minimum Convex Polygon kolísá od tisíce hektarů po několik tisíc hektarů. Velikost domovských okrsků je stabilně menší v zimním období a u starších jedinců, jednotně dochází ke zvětšování velikosti domovských okrsků v jarním období zejména od března po zmizení sněhové pokrývky. Velikost domovských okrsků stanovená metodou Kernel Home Range nepřekračuje hodnoty několika stovek hektarů při 50% bodech výskytu.

Nejvzdálenější body výskytu u jelena s největším domovským okrskem je 10 km vzdušné vzdálenosti. Největší překonaná vzdálenost označeného jelena během 24 hodin činí pět kilometrů.



Obr. 1: Domovský okrsek metodou Kernel.



Obr. 2: Domovské okrsky stanovené metodou MCP.

Kontakt

Ing. Stanislav Dvořák
 Vojenské lesy a statky ČR, s. p., divize Karlovy Vary
 E-mail: dvorak.s@email.cz

TELEMETRIE RYSA OSTROVIDA NA ŠUMAVĚ

Luděk Bufka

**Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava
a Fakulta lesnická a dřevařská České zemědělské univerzity v Praze**

Původní populace rysa byla definitivně vyhubena v Čechách včetně Šumavy ve 2. polovině 19. století. Současný výskyt je výsledkem reintrodukce v 70. a 80. letech 20. století. Dnes se tzv. česko-bavorská populace vyskytuje zejména ve vhodných lesních oblastech jižních a západních Čech a navazujících částech Bavorska a Rakouska. Od začátku opětovného pravidelného výskytu byla snaha o monitoring vývoje populace. K tomu byly využívány klasické metody sčítání stopních drah na sněhu, sběr veškerých údajů o přímých pozorováních i nepřímých pobytových známkách. Začátkem 90. let byl zintenzivněn monitoring klasickými metodami a od roku 1996 bylo započato s komplexním výzkumem rysa na Šumavě, mj. s využitím radiotelemetrie, vedeným spoluprací Ústavu pro výzkum obratlovců AV ČR a Správy Národního parku Šumava. Radiotelemetrický výzkum přinesl řadu výsledků týkajících se prostorových nároků a aktivity rysů, přispěl k poznání potravního spektra a mnoha dalších aspektů biologie druhu. Intenzivní radiotelemetrická sledování pokračovala až do roku 2005. Navíc, v letech 2000–2005 probíhal partnerský projekt v sousedním Bavorsku (Přírodním parku Bavorský les). Kombinací údajů z radiotelemetrie a zimních sčítání byly provedeny odhady hustoty populace rysa v jádrovém území výskytu na 0,8–1,1 rezidentních jedinců/100 km. Byla zjištěna tendence k prostorově uspořádané populaci rysa. Velikosti domovských okrsků a jejich využití je určeno rozdílnými faktory u samců a samic a mění se během sezóny. Obě pohlaví udržují svoje okrsky, přičemž existuje jejich široký intersexuální a menší intrasexuální překryv. Tvar domovských okrsků stejně jako hlavní migrační koridory jsou ovlivněny primární a antropogenní fragmentací biotopů a krajiny. Pytláctví ovlivňuje početnost, ale také prostorovou a sociální strukturu populace, pravděpodobně zrychluje její obrat (turnover). Narůstá negativní význam dopravy a urbanizace prostředí. Od roku 2005 se začalo vážně uvažovat o možnosti využití GPS telemetrie pro studium rysa. Postupně bylo dosaženo únosné hmotnosti a vypracování designu GPS obojku, takže tato metoda se stala standardně využívanou od roku 2006. Tím bylo dosaženo vyšší přesnosti a standardizace telemetrických dat. Došlo k rozsáhlé spolupráci s Bavorskem, včetně společného výzkumného projektu Správy Národního parku Šumava a Národního parku Bavorský les. V rámci něho jsou v současnosti pomocí GPS telemetrie dále podrobně studovány prostorová a pohybová aktivita, struktura populace, výběr makro i mikro-habitatu, interakce s hlavními druhy kořisti, predáční tlak. Údaje z telemetrie se dále kombinují s výsledky jiných neinvazivních metod (fotografický monitoring, genetický výzkum).

Kontakt

RNDr. Luděk Bufka

Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava

E-mail: ludek.bjo@seznam.cz

TELEMETRICKÉ SLEDOVÁNÍ LIŠKY OBECNÉ (*VULPES VULPES*) NA ŠUMAVĚ

Jan Beneš

Fakulta lesnická a dřevařská České zemědělské univerzity v Praze

Liška obecná (*Vulpes vulpes*) patří k druhům savců s nejširším areálem (Zimen 1980b) a toto platí i pro území České republiky, kde je vůbec nejrozšířenější šelmou. Její ekologie a etologie byla studována v Severní Americe (Ables 1975), severní, jižní i středí Evropě (Cavallini & Lovari 1994, Weber & Meia 1996, Schnaitl & Stürzer 2009), avšak z území naší republiky nejsou do dnešní doby informace o nárocích na prostor rodu *Vulpes* k dispozici. Ze statistik sčítání a odstřelu zvěře je patrné, že již několik desetiletí mají stavy lišky obecné v ČR stoupající tendenci nejen v přírodě, ale také ve městech a jejich okolí (Sýkora, 2004), a proto zde existuje snaha tento trend zdůvodnit. Předpokládá se, že počty lišek jsou nejvyšší ve smíšených, heterogenních, fragmentovaných nebo nesouvislých habitatech, že upřednostňují mozaikovitě nebo křovinaté oblasti před homogenními lesy či otevřenými plochami (Cavallini & Lovari 1994). Avšak konkurence jiných druhů šelem může tento vzor chování pozměnit. Vzhledem ke značné variabilitě velikosti domovských okrsků tzv. home range (dále již jen „HR“) lze tedy očekávat individuální odlišnost (Voight & MacDonald 1984, Cavallini & Lovari 1991), která závisí na dostupnosti zdrojů a jejich rozptýlení.

Cílem studie bylo zjistit prostorové nároky lišky obecné (*Vulpes vulpes*) v horském prostředí Šumavy, konkrétně pak určení velikosti HR, jádrových oblastí tzv. core areas (dále jen „CA“), zjištění denní aktivity a využití prostředí.

Studijní území bylo vymezeno obcemi Hartmanice, Rejštejn, Srní a Prášíly. Pro studijní území je charakteristické vysoké zastoupení lesa (cca 80%) a zemědělské plochy (luk a pastvin cca 10. Nejvyšším bodem ve studijním území je vrch Křemelná (1 125 m n. m) a nejnižším bodem pak údolí Otavy u obce Rejštejn (570 m n. m). K získání potřebných dat byla využita metoda telemetrie (klasické konvenční VHF radiové vysílače, ruční směrová tříprstá anténa centrovaná na frekvenci 151 MHz, širokopásmové scannery (AR8200Mk3) a přijímače od společnosti Wildlife Materials). Pro terénní zaměrování byly použity turistické mapy v měřítku 1:25 000 či 1:50 000 a k vynášení naměřených azimutů byla použita metoda triangulace, trigonometrie. Velikost total range (dále jen „TR“) a HR byla stanovena v programu ArcGIS (Hawth's Analysis Tools a Home Range Tools for ArcGis). K určení velikosti HR byly použity dva různé typy výpočtu, a to metoda Minimum Convex Polygon (dále jen „MCP“) (Mohr 1947), která byla použita pro srovnání s jinými studii ve variantě MCP 100%. Druhou metodou byl Kernel Home Range (dále jen „KHR“), metoda fixed (Worton 1989), ve variantě 95%, resp. 75% pro stanovení HR a varianta 50% pro určení CA. K analýze využití prostředí posloužila digitální mapa v podobě shapefile, která obsahovala již rozlišenou vrstvu les a bezlesí. V rámci HR byly poté rozlišeny tři typy prostředí, les, bezlesí a ekoton. Ten představoval přechodnou zónu mezi lesem a bezlesím o šířce 50 m směrem ke středu lesa. Aktivita lišek byla stanovována z počtu zaměření za celé období sledování. Rozlišení využívaného území během 24 hodin bylo vytvořeno z celkových dat, která byla rozdělena z časového hlediska na den a noc podle východu a západu Slunce.

Výsledky studie byly ovlivněny především několika faktory. Prvním důvodem bylo horší dosahování časové kontinuity, což bylo zapříčiněno špatným či žádným příjmem signálu, kdy se sledovaný jedinec buď ukrýval v noře nebo v husté vegetaci. V jednotlivých případech, kdy chybí časová posloupnost, bylo toto zapříčiněno pohybem jedince na jiné území, často i přes šest kilometrů, který prodloužil čas potřebný k jeho opětovnému zaměření. Dalším faktorem bylo počasí, které v určité době znemožňovalo terénní sledování (bouřky, vysoká výška sněhové pokrývky).

Telemetricky byli sledováni čtyři samci a jedna samice (viz Tab. 1).

Tab. 1: Velikost HR (ha) a TR (ha).

Jméno	Období sledování	Věk	Pohlaví	HR	TR
Plyšák	27.01.2008 – 02.01.2009	3+	M	114,5	141,5
Myšák	13.02.2008 – 03.05.2008	3+	M	41,8	811,8
	31.05.2008 – 13.09.2008			134,2	
	02.10.2008 – 14.02.2009			126,6	
Fešák	20.04.2008 – 13.11.2008	6	M	112,0	126,8
Blešák	01.10.2008 – 13.02.2009	1–2	M	170,2	192,7
Štěpánka	31.10.2008 – 14.02.2009	2–3	F	135,4	142,7

Vysvětlivky: HR – home range, TR – total range

U samce Plyšáka byla vzhledem k posloupnému a kontinuálnímu zaměřování s dostatkem dat za celé období sledování stanovena velikost HR s ohledem na roční dobu. Na jaře (březen, duben, květen) měl vypočtený HR pomocí metody MCP velikost 48,4 ha, v průběhu léta (červen, červenec, srpen) došlo ke zmenšení HR na hodnotu 36,2 ha, na podzim (září, říjen, listopad) se velikost HR zvětšila na 57,4 ha. Největšího rozsahu však nabyl HR Plyšáka během zimy (prosinec, leden, únor), kdy jeho velikost činila 74,1 ha. Pohyb samce Plyšáka, Fešáka, Blešáka a samice Štěpánky odpovídá rezidentnímu chování, kdy jedinec udržuje vlastní HR. U samce Myšáka se velikosti HR však jeví značně nadhodnocené. To je zřejmě zapříčiněno třemi většími přesuny při hledání nového teritoria. Rozdělení celkového HR dle doby pobytu v jednotlivých částech území pak dává přesnější odhad skutečného domovského okrsku, viz Tab. 1. Pohyb samce Myšáka tak odpovídá nomádickému chování, kdy jedinec nemá a neudržuje vlastní stálý HR. CA je území s nejvyšší aktivitou jedince (ve studii s nevyšší hustotou zaměření), jež lze vylišit ještě v rámci HR. Ke stanovení její velikosti bylo využito metody KHR 50%. U sledovaných jedinců dosahovala velikost jednotlivých CA přibližně 1/3 celkové rozlohy HR. V průběhu období sledování také docházelo na lokalitě Radkovský vrch k překrytí části CA u čtyř sledovaných jedinců – tří samců a jedné samice. U většiny jedinců probíhala převážně noční aktivita. Výjimkou byl pouze rezidentní samec Plyšák, jehož aktivita se jevila být rovnoměrně rozložená mezi den a noc. To je zřejmě způsobeno menší intenzitou vyhledávání úkrytu v podzemních norách či husté vegetaci. Výrazný rozdíl v aktivitě byl mezi Myšákem a Plyšákem, a to díky daleko vyšší intenzitě využívání úkrytů Myšáka během dne a jeho převážně noční aktivitou. Ostatní jedince bylo možné zaměřit i během dne, avšak nejvyšší aktivity jedinci dosahovali po západu Slunce a po rozednění. To potvrzuje i práce Cavallini & Lovari (1994), kde se udává aktivita lišek v průběhu dne s vrcholem v době mezi 20:00 a 22:00, což má souvislost s preferencí potravních zdrojů. Zvýšení noční aktivity i aktivitu jednotlivých zvířat během světelné části dne je popisováno taktéž ve studii Weber et al. (1993), kde je toto dáváno do souvislosti s aktivitou hlavní kořisti, hrabošů, čímž lze takto vzhledem k velké variabilitě aktivity hrabošů do jisté míry vysvětlit i acyklickou aktivitu lišek. Nejvyšší procentuální zastoupení v jednotlivých HR má les (vysoká lesnatost studijního území – až 80%), což je v souladu s výsledky jiných autorů, např. se studií Weber & Meia (1996), kde se uvádí, že procento zastoupení typu prostředí v HR, tedy jeho dostupnost není přímo úměrná jeho využívání. To souhlasí se zjištěním i v této studii. V denních hodinách docházelo k vyššímu využívání lesa, v noci pak bylo dohledáno více pozic v ploše bezlesí a ekoton. U sledovaného nomádického jedince byl zaznamenán nárůst v procentuálním zastoupení bezlesí během roku, kdy na jaře bezlesí zabíralo 13,9%, během léta 35,7% v průběhu podzimu a zimy pak 40,9% z plochy HR. Rezidentní samci měli podíl lesa od 10% do 40,9%, v HR jediné sledované samice tvořilo bezlesí 44,8%. Vyšší podíl lesa je zde zřejmě způsoben dobrou potravní dostupností, takže HR nemusí obsahovat vyšší podíl pastvin či jiných ploch, klasifikovaných jako bezlesí, vhodných k lovu hrabošů.

Pohyb sledovaných jedinců po území vykazoval rysy rezidentního chování. V jednom případě však pohyb v území probíhal na větší vzdálenosti, přičemž byl během období sledování zaznamenán přesun celkem na tři různé lokality a pohyb byl klasifikován jako nomádický. Na základě telemetrického sledování byly prováděny výpočty pro stanovení velikosti home range, core area, aktivity a využití stanovišť. Velikosti HR byly stanovovány za užití metody MCP 100%, KHR 95% a KHR 75%. CA byla zjišťována pomocí metody KHR 50%. Na jeden HR připadala, až na jednu výjimku se dvěma, pouze jedna CA. Zjištěné velikosti HR rezidentních jedinců s průměrem 133 ha se výrazně neodlišují od údajů v zahraniční literatuře, např. studie Weber & Meia (1996) provedená v západním Švýcarsku udává průměrnou velikost HR lišek 197 ha. Rozdíl velikostí HR lze vysvětlit odlišným zastoupením lesa, pastvin a luk ve studijních územích. Na lokalitě Radkovský vrch pak došlo k překrytí CA u tří samců a jedné samice. Průměrná velikost CA rezidentních jedinců byla

43,6 ha, u nomádického lišáka činila průměrná rozloha 67,6 ha. Aktivita u sledovaných lišek probíhala především v nočních a ranních hodinách, i když jedinci vykazovali aktivitu také v různé době světelné části dne. Ze statistického zhodnocení aktivity Plyšáka, Fešáka a Myšáka vyplynul rozdíl mezi aktivitou Myšáka a Plyšáka. To lze vysvětlit výhradně noční aktivitou a denním využíváním úkrytů u Myšáka, naopak Plyšák využíval úkrytů minimálně. Různá míra aktivity může být v jednotlivých případech způsobena i acykličností aktivity malých hlodavců, kteří ve studijním území tvoří hlavní složku potravy lišek (Fejlklová, 2002). Využití prostředí bylo hodnoceno na základě kategorizace les a bezlesí. Procentuální zastoupení v HR bylo stanoveno z odhadu MCP 100%, přičemž ve studii měl nejvyšší procentuální zastoupení v jednotlivých HR les. Využití prostředí během dne a noci pak ukázalo výhradní preferenci lesa během dne a v nočních hodinách pak upřednostnění volných ploch k lovu hrabošů, dále ekotonů využívaných kromě vyhledávání potravy i jako pohybových koridorů a lesa. Vyšší zastoupení lesního prostředí můžeme vysvětlit vysokou lesnatostí studijního území (80%) a dobrou potravní dostupností v lesním habitatu.

Literatura

- ABLES E. D., 1975: Ecology of the red fox in North America. In Fox, pp. 216–236.
- CAVALLINI P., LOVARI S., 1991: Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. Journal of Zoology, 223: 323–339.
- CAVALLINI P., LOVARI S., 1994: Home range, habitat selection and activity of red fox in a Mediterranean coastal ecotone. Acta Theriologica 39 (3): 279–287.
- FEJKLOVÁ, P., 2002: Potrava rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a lišky obecné (*Vulpes vulpes*) na Šumavě. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta UK, Praha.
- MOHR C. O., 1947: Table of equivalent populations of North American small mammals. American Midland Naturalist 37: 223–249.
- SCHNAITL M., STÜRZER S., 2009: Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Dachs (*Meles meles*) im Nationalpark Bayerischer Wald. Raumnutzungsverhalten und Habitatwahl in einem geschlossenen Waldgebiet. Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftliche Reihe – Heft 18.
- SÝKORA I., 2004: Liška obecná – stavy a potrava. Myslivost 9: 6–7.
- VOIGHT D. R., MACDONALD D. W., 1984: Variation in the spatial and social behaviour of the red fox, *Vulpes vulpes*. Acta zool. Fenn. 171: 261–265.
- WEBER J. M., MEIA J. S., 1996: Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. Ethology, Ecology, Evolution and Evolution, 8: 223–232.
- WORTON, B. J., 1989: Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70(1): 164–168.
- ZIMEN E., 1980b: A short history of human attitudes towards the fox. W. Junk B. V. Publishers, The Hague, The Netherlands: 1–285.

Kontakt

Ing. Jan Beneš

Lesnická a dřevařská fakulta České zemědělské univerzity v Praze

E-mail: jan_benes@yahoo.com

S TCHOŘI TO JE VELKÝ PROBLÉM

Pilotní studie časoprostorové aktivity tchoře tmavého (*Musela putorius*)

Petr Koubek^{1,2}, Michaela Ryšavá¹

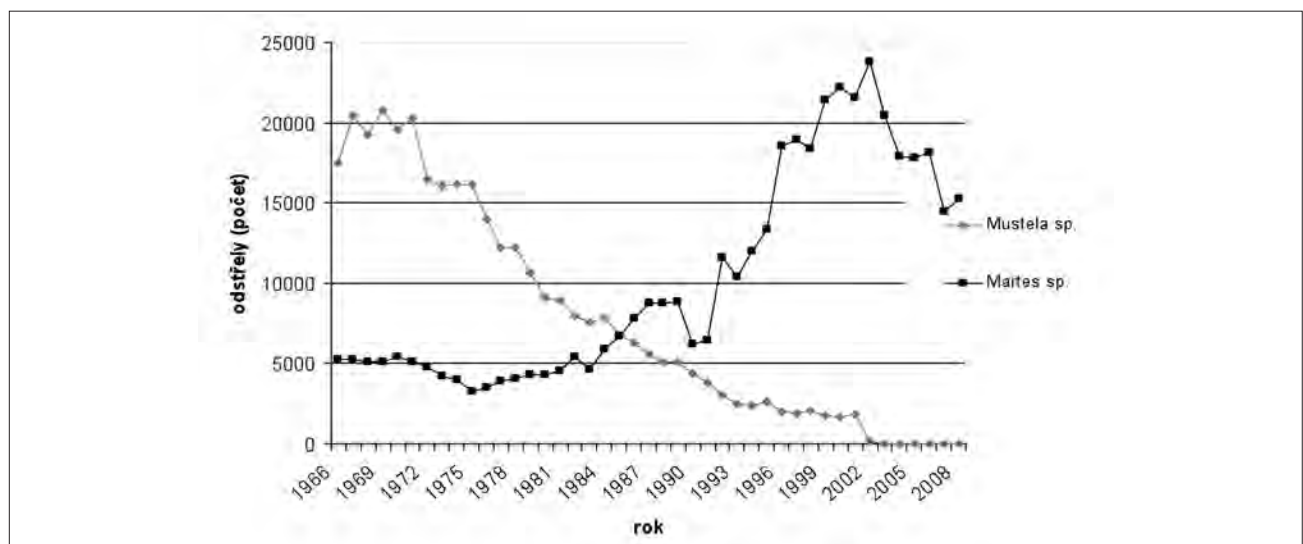
¹) Ústav biologie obratlovců AV ČR v. v. i. v Brně

²) Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD ČZU v Praze

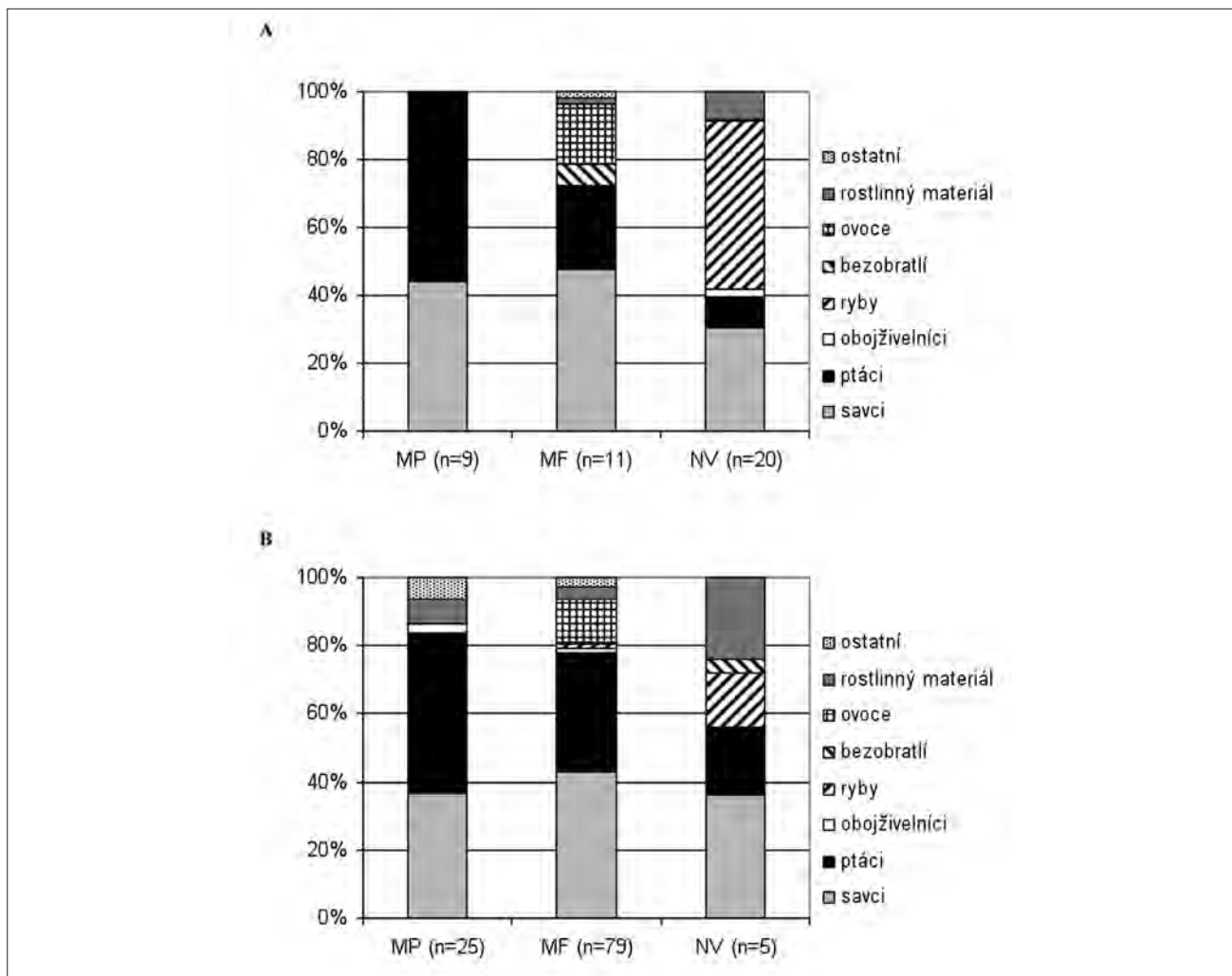
Na myšlenku věnovat pozornost tchoři tmavému (*Mustela putorius*) nás přivedlo několik skutečností. Za prvé to je jeho poněkud komplikované postavení v myslivecké legislativě – je zařazen mezi zvěř, nemá však určenu dobu lovu, ale v mysliveckých statistikách je vykazován jeho odstřel (Tab. 1). Za druhé je stranou zájmu ochrany přírody – i přes dramatický pokles jeho početnosti, s křivkou populační dynamiky blížící se charakteru kriticky ohroženého druhu, není zařazen mezi druhy zasluhující aktivní ochrany. Za třetí ani z vědeckého hlediska není tchoř tmavý, zejména v posledních dvou desetiletích nijak frekventovaným druhem, což může souviset s úbytkem jeho početnosti, vysokou mortalitou či jeho krátkověkostí.

Kromě studia časoprostorové aktivity jsme se také zabývali otázkou kompetice a potravní konkurence mezi tchořem tmavým, kunou skalní (*Martes foina*) a norkem americkým (*Neovison vison*). Pokud se všechny tři druhy na lokalitě vyskytují společně, je potravní konkurence velmi často uváděna jako jedna z příčin úbytku tchoře tmavého.

Potrava porovnávaných druhů zahrnovala široké spektrum obratlovců, dominovali v něm zejména savci (hlo-davci, zejména myšice, a zajícovci) a ptáci (hrabaví, pěvci). Přítomnost chlupů velkých druhů savců (jelen lesní *Cervus elaphus*, srnec obecný *Capreolus capreolus*) v žaludcích ze zimního období svědčila o konzumaci mršin. Z obojživelníků byly konzumovány pouze ropuchy obecné (*Bufo bufo*). Jen norek americký konzumoval menší ryby (kaprovité, okounovité, štikovité). V potravě nebyli nalezeni žádní plazi. Potravní nika byla u tchoře tmavého nejširší v jarním a zimním období, u kuny skalní a norka amerického v zimním období. Překryv potravních nik sledovaných druhů, hodnocený pomocí Piankova indexu, byl nejvyšší v zimním období. To znamená, že v tomto období, kdy jsou potravní zdroje limitované mohou být kuna skalní i norek



Graf 1: Oficiální statistika odstřelu tchořů a kun v České republice v letech 1966–2008.



Graf 2: Porovnání podílu potravních složek (v%) na podzim (A) a v zimě (B) (MP – tchoř tmavý, MF – kuna skalní, NV – norek americký).

americký významným kompetitorem. Vzhledem k prudkému nárůstu početnosti kuny skalní a dramatickému šíření norka amerického mohou oba druhy početnost tchoře tmavého lokálně ovlivnit.

Výzkum časoprostorové aktivity probíhal v lužních lesích kú. Velké Němčice (jižní Morava), v jedné z bažantnic (Knížecí les, 1 264 ha) LZ Židlochovice. Lokalita je dosud místem s poměrně početnou populací tchoře tmavého (i když v porovnání s údaji starými 30–40 let je aktuální početnost cca 10x nižší). V letech 2005–2007 jsme chytili a implantovaným vysílačem označili pět jedinců tchoře tmavého. Vždy to byli dospělí, plně vyvinutí a zdraví jedinci. Všem byla do břišní dutiny implantována vysílačka. Po krátké (24 hod) karanténě byla zvířata vypuštěna na stejné místo, kde byla chycena.

Aktivita označených jedinců byla sledována v 8–24 hodinových blocích (lokace po 15 min), tak aby byla získána data umožňující zjistit základní údaje o denní a prostorové aktivitě, preferenci biotopu, preferenci

Tab. 1: Jedinci tchoře tmavého (*Mustela putorius*) sledování v letech 2005–2007. Velikost domovského okrsku je určena metodou Kernel Home Range Estimation s použitím 95 % lokací.

Jedinec sex	Doba sledování	Sledování dny	Příčina konce sledování	Počet lokací	Velikost HR (ha)
F1	6.4. – 17.6.05	72	ztráta signálu	978	38,3
M1	11.4.–16.4.05	5	ztráta signálu	22	
F2	13.7.– 6.9.05	1	ztráta signálu	3	
M2	13.3.– 20.3.06	8	usmrcen psem	50	105,0
F3	5.4.06.–3.4.07	363	ztráta signálu	2 459	347,6

krytových možností atp. Během výzkumu se ukázalo jak obtížný může být výzkum tohoto druhu a jak obtížné bude shromáždit relevantní množství dat. To se v podstatě podařilo pouze u jedné samice, která byla sledována prakticky celý rok. Samice F1 i s implantovaným vysílačem vychovala mláďata, ale po dvou měsících se odmlčel vysílač. U samce M1 se signál ztratil po 5 dnech, po 7 měsících byl nalezen mrtvý. Vysílač byl reklamován, byla zjištěna závada v propojení. Také u samice F2 velmi brzy zkolabovala vysílačka, její vysílání bylo nepravidelné, vysílačka byla nalezena po dvou měsících. Samec M2 byl po týdnu chycen psem asi 2,5 km od místa vypuštění. Ukázalo se, že samotná implantace ani následné zhojení rány nejsou problémem, který by měl zásadní vliv na přežívání zvířat. Implantovaná vysílačka byla vazivovými filamenti připoutána ke stěně břišní a zvíře nijak neomezovala (viz samice F1). Nepříliš dobré zkušenosti jsme získali s použitými vysílači fy. Biotrack. Vysílače byly poruchové, jejich výkon byl nedostatečný a ve vzrostlé a mokré vegetaci byla lokace velmi obtížná, stejně jako v případech, kdy si označení tchoři našli hluboký úkryt v podzemí.

Velikost domovského okrsku jsme vypočítali pro tři sledované jedince, přičemž je zřejmé, že v případě F1 a M2 jde pouze o orientační údaje (Tab. 2).

Tab. 2: Velikosti domovského okrsku (ha) tří sledovaných jedinců tchoře tmavého (*Mustela putorius*). (MCP – Minimum Convex Polygon; K – Kernel Home Range Estimation.)

	F1	M2	F3
MCP 95	10.46	28.69	205.29
MCP 100	18.65	85.27	226.90
K 50	15.31	55.85	181.84
K 75	31.66	85.18	230.88
K 95	38.33	105.00	347.60

Pouze v jediném případě (F3) jsme mohli sledovat změnu velikosti domovského okrsku během roku a hledat souvislosti mezi těmito změnami a změnami v kvalitě bylinného patra, hladiny spodní vody a především potravní nabídky. (Tab. 3.). V tab. 4 pak uvádíme procentuální zastoupení jednotlivých typů biotopů v HR sledovaných jedinců.

Tab. 3: Změny velikosti domovského okrsku (ha) samice F3 tchoře tmavého (*Mustela putorius*) během roku.

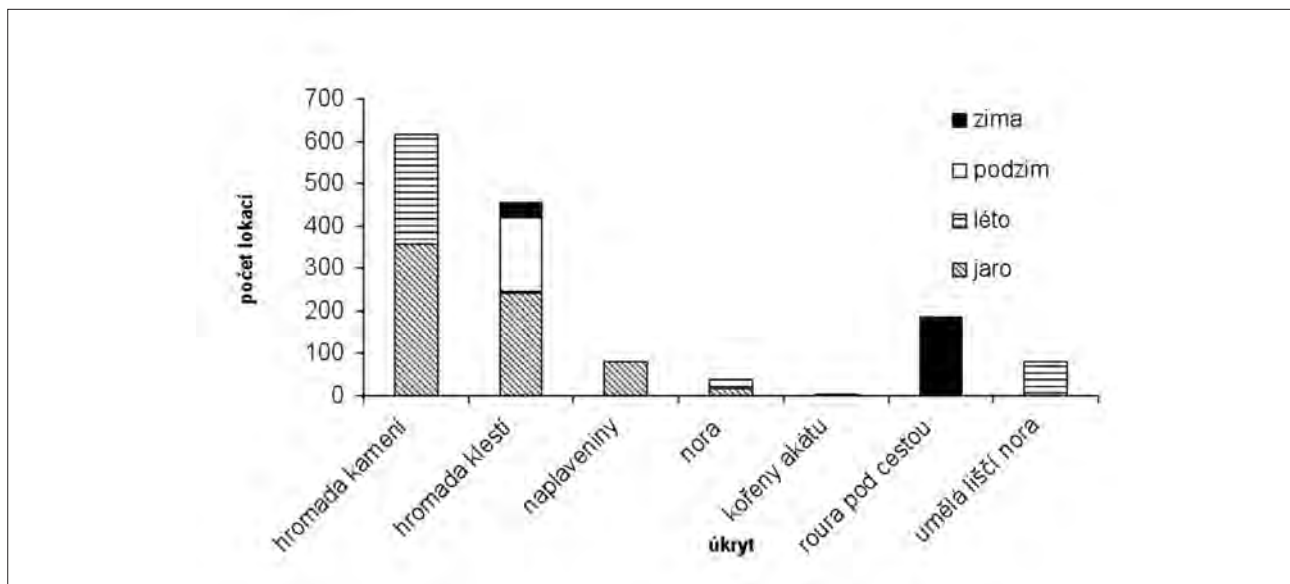
Období	MCP 95	K 95
jaro	95.2	277.8
léto	132.5	335.2
podzim	126.1	239.4
zima	9.5	33.0

Tab. 4: Procentuální zastoupení jednotlivých typů biotopů v domovském okrsku (HR) jedinců tchoře tmavého (*Mustela putorius*) (F1, M2, F3) a na lokalitě (*p < 0,05; ** p < 0,001)

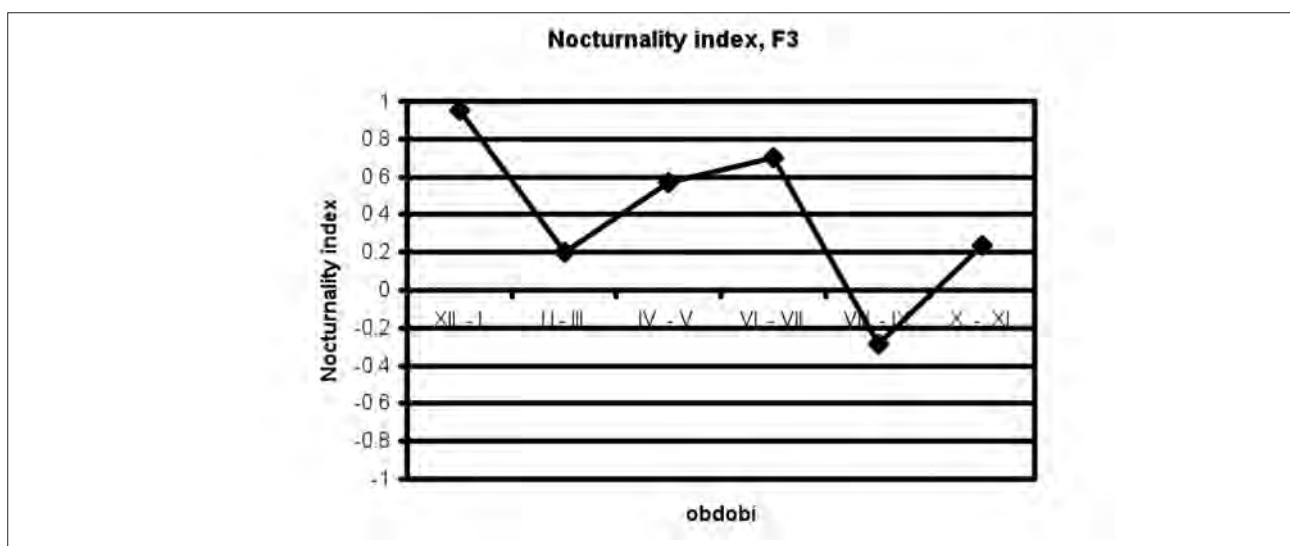
	F1	M2	F3	nabídka
les	41.2	59.9*	50.8	37.6
pole	35.0*	30.3**	41.1	56.6
louka	11.9**	5.7	5.1	3.3
voda	5.8	2.0	1.1	1.1
silnice, stavby	6.2	2.1	1.9	1.5

V případě samice F1, kterou jsme sledovali více jak 1 rok jsme měli možnost pozorovat změny ve využívání různých typů úkrytů během roku (Graf 3). Zdá se, že výběr úkrytu závisí na řadě okolností, z nichž zásadní je stav vegetace a tudíž i roční období. Významnou roli hraje také potravní nabídka.

Značnou pozornost jsme věnovali také sledování denní aktivity a změnám během roku. Bohužel relevantní data, podobně jako v jiných případech, jsem získali od nejdéle sledované samice F3. Potvrdili jsme, že u tchoře tmavého jednoznačně převládá noční aktivita a to i v obdobích s dlouhým dnem a krátkou nocí (Graf 4).



Graf 3: Využívání úkrytů tchořem tmavým (*Mustela putorius*) během ročních období.



Graf 4: Index nokturnality (I_n) u tchoře tmavého (*Mustela putorius*) během roku. ($I_n = -1$ výhradně denní aktivita; $I_n = 1$ výhradně noční aktivita).

Získané výsledky nikterak nepřeceňujeme a jsme si vědomi řady nedostatků. Ukázalo se, že telemetrický výzkum tchoře tmavého je velmi komplikovaný a vyžaduje nejen velké finanční ale i pracovní nasazení. Vzhledem k tomu, že není možné použít jiné než VHF technologie, jsou možnosti limitované nepříliš početným spektrem výrobců implantabilních vysílačů které, jak se ukázalo byly v našem případě poruchové, málo výkonné a nespolehlivé. Ukázalo se, že zdánlivě nejsložitější část celého projektu – implantace vysílače, karanténa, vypuštění – nejsou tím největším problémem. Daleko těžší bylo chytit dospělé a relativně zdravé tchoře a především, s ohledem na kvalitu vysílačů lokalizovat, jejich pozici. I přes všechny nedostatky považujeme výsledky této studie za důležité. Jsme přesvědčeni, že jsme přispěli k prohloubení znalostí o biologii tohoto druhu a naše potenciální následovníky dostatečně připravili na problémy, které je při výzkumu tchoře čekají.

Kontakt

Prof. RNDr. Petr Koubek, CSc.
 Ústav biologie obratlovců AV ČR Brno
 E-mail: koubek@brno.cas.cz

DÉLKY DOMOVSKÝCH OKRSKŮ BOBRA EVROPSKÉHO V RŮZNÝCH TYPECH KRAJINY

Jana Korbelová¹⁾, Aleš Vorel¹⁾, Lenka Hamšíková¹⁾, Lenka Maloňová²⁾,
Jaroslav Maloň²⁾

¹⁾ Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze

²⁾ Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

Abstrakt

V průběhu let 2006–2010 jsme telemetricky sledovali 44 jedinců ve třech oblastech a čtyřech různých typech krajiny: v lužních lesích (n=14) a v krajině zemědělského charakteru (n=9) na jižní Moravě, na drobných podhorských tocích Českého lesa (n=14) a v široké říční nivě s fragmenty lužního lesa na dolním Labi (n=7). Jako domovský okrsek jsme stanovili rozsah 95% percentilu všech zimních lokací získaných v období od listopadu do ledna. Zaznamenali jsme významné rozdíly v délkách domovských okrsků mezi jednotlivými oblastmi, což pravděpodobně úzce souvisí s různým typem prostředí.

Klíčová slova

bobr evropský (*Castor fiber*), radiotelemetrie, domovský okrsek

Úvod

Bobr evropský (*Castor fiber*) je největším evropským hlodavcem, který je úzce vázán na vodní prostředí. Protože bobři jsou striktní býložravci, za potravu jim v letním období slouží převážně byliny, v zimě naopak dřeviny. Většinu dne tráví v norách, aktivují až po setmění. Bobři žijí v rodinách, kterou tvoří rodičovský pár a jedna až dvě generace jejich potomků. Každá rodina si aktivně brání své území (WILSSON, 1971; ANDĚRA ET HORÁČEK, 2005).

U zvířat s teritoriálními projevy chování se dají rozlišit tři stupně osídlení a obrany obývaného území. BURT (1943) popisuje, že rozlohou největší je domovský okrsek, což je oblast, ve které se zvířata běžně pohybují. Uvnitř každého domovského okrsku je teritorium, aktivně značené a hájené území. V teritoriu se ještě může nacházet několik jádrových zón, které představují místa s nejvyšší aktivitou jedinců a nachází se zejména v okolí jejich obydlí. Domovské okrsky se mohou překrývat, teritoria nikoliv.

Radiotelemetrie je velice přesnou metodou k určování domovského okrsku zvířat. Domovské okrsky savců se pohybují od několika metrů čtverečních u drobných hmyzožravců jako je rejsek obecný *Sorex araneus* (WANG ET GRIMM, 2007) až po stovky metrů čtverečních v případě velkých šelem jako je například rys ostrovid *Lynx lynx* (OKARMA ET AL., 2007).

U většiny živočichů se používají plošné jednotky k vyjádření velikosti domovského okrsku. Někteří autoři, jako např. NOVAK (1987) nebo WHEATLEY (1997), užívají plošné jednotky i v případě bobřích domovských okrsků. My jsme se rozhodli pro jednorozměrná data, obdobně jako autoři FUSTEC ET AL. (2001) nebo CAMPBELL ET AL. (2005), protože bobři se v ekosystémech střední Evropy pohybují na vodních tocích, tedy na liniích, a vzdálenost, na kterou se vydávají od břehu je ve srovnání s využívanou délkou toku zanedbatelná (JENKINS, 1980; SVENDSEN, 1980).

Domovské okrsky bobrů nejsou během roku stejně velké. Největší variabilita v délkách domovských okrsků je v jarních měsících, kdy si bobři obhajují svá území, naopak nejmenší v zimě (NOLET ET ROSELL, 1994; WHEATLEY, 1977; KORBELOVÁ ET AL., MANUSKRIP). Proto jsme pro porovnávání délek domovských okrsků brali v úvahu jen data získaná v zimním období, od listopadu do ledna. Mnoho autorů se již zabývalo různými způsoby určování délek domovských okrsků bobra evropského (např. NOVAK, 1987; NOLET ET ROSELL, 1994; WHEATLEY, 1997; FUSTEC ET AL., 2001; CAMPBELL ET AL., 2005), ale dosud žádná práce se nezabývala porovnáním jejich rozdílů v různých habitatech.

Metodika

Zájmové oblasti

V letech 2006–2011 jsme radiotelemetricky sledovali 44 jedinců bobra evropského ve třech odlišných oblastech České republiky, na drobných podhorských tocích Českého lesa (N 49.67171°, E 12.59807°), v lužních lesích a zemědělské krajině jižní Moravy (N 48.72443°, E 16.96695°) a v široké říční nivě dolního Labe (N 50.75841°, E 14.20151°). Všechny tyto oblasti jsou zahrnuty do soustavy Natura 2000, jakožto lokality, ve kterých je bobra evropský předmětem ochrany (CZ0323151, CZ0624099, CZ0624119, CZ0424111).

Krajina Českého lesa (ČL) je podhorského charakteru. Ve vyšších polohách se nachází drobné vodní toky s poměrně rychle proudící vodou, které se níže vlévají do Kateřinského potoka. Kromě potoků s přílehlými mokřady se v oblasti Českého lesa nachází i uměle vybudované kanály a menší rybníky. Klima je celkově chladnější a vlhčí, průměrná roční teplota je 7,5 °C a roční úhrn srážek činí 720 mm (QUITT, 1971). Vodní toky jsou nejčastěji obklopené smrkovými lesy, pastvinami nebo loukami. V bohatém břehovém pásu podél vodních toků se vyskytují vrby, olše, břízy, javory, lísky, jasany apod. Oblast Českého lesa osídlili počátkem 90. let bobři pocházející z Bavorska, kde v roce 1966 proběhla jejich reintrodukce (ČERVENÝ ET AL., 2000; ŠAFÁŘ, 2002; ANDĚRA ET ČERVENÝ, 2004).

Lokality jižní Moravy (JM) se nachází v široké rovinaté nivě na soutoku řek Moravy a Dyje. Klima oproti Českému lesu je teplejší a sušší, průměrná roční teplota je 9,3 °C a roční úhrn srážek 490 mm (QUITT, 1971, DUDÁK, 2006). Vyskytují se zde různé typy vodního prostředí, od hlavního toku řeky a jeho slepých ramen, přes umělé kanály, rybníky, až po tůně a mokřady. Největší zastoupení z hlediska využití krajiny zde má lužní les. Břehové porosty jsou však v některých místech značně ochuzené na úkor hospodářských lesů. V okolí řeky Kyjovky se ve velké míře vyskytuje zemědělská krajina, která je intenzivně obhospodařována. Na jižní Moravě pochází bobři z povodí Dunaje, kde byli vysazeni v letech 1976–1988 v rámci repatriačních programů v Rakousku (KOLLAR ET SEITER, 1990). První doložený výskyt z našeho území pochází z roku 1975 (LEHKÝ, 1995; NETÍK, 2002).

Dominantním prvkem dolního Labe (LA) je široká a nezregulovaná řeka Labe s přílehlými slepými rameny a tůněmi, která se zařezává do okolní krajiny a vytváří tak jedinečný kaňon. Hospodářsky není niva řeky nijak intenzivně využívána. Nachází se zde víceméně zachovalé i fragmentární lužní lesy. Nadmořská výška je srovnatelná s lokalitami na jižní Moravě, ale klima je chladnější a vlhčí s průměrnou roční teplotou 8,3 °C a úhrnem srážek 670 mm (QUITT, 1971, GLÖCKNER, 1995). Stálý výskyt bobrů se zde datuje až od roku 1992. Labská populace bobra evropského (*Castor fiber albicus*) je jedinou původní populací na území České republiky. Zdejší bobři pochází ze zachovalé populace v Sasku-Anhaltsku (BENDA ET ŠUTERA, 1996; ŠAFÁŘ, 2002).

Sběr a zpracování dat

Bobři byli chytáni do živochytných pastí typu Hancock (Hancock Trap Company, Custer, S.D.), umístěných na předem vytipovaná místa uvnitř teritorií. Jako návnada sloužila nečastěji topolová nebo vrbová kůra a jako pachový atraktant výměšek podocasních žláz získaný z uhynulých jedinců.

Odchyceným bobrům bylo na základě barvy výměšku žlázy určeno pohlaví (dle ROSELL ET SUN, 1999), dále jim byly změřeny tělesné rozměry a každý jedinec byl zvážen. Na základě tělesné hmotnosti bylo každé zvíře zařazeno do příslušné věkové kategorie (VOREL ET AL., 2009). Každému jedinci byl podkožně aplikován RFID čip a dále barevná ušní značka pro případnou pozdější identifikaci. Vybraným subadultním a adultním jedincům byla na ocas připevněna vysílačka (modifikovaná ušní značka vysílající na frekvenci 150 MHz vyrobená firmou ATS, Inc.). Po všech těchto procedurách bylo zvíře vypuštěno zpět v místě odchyty.

Radiotelemetrie probíhala vždy přes noc v období od soumraku do úsvitu. Pomocí scanneru a antény byl z určité vzdálenosti vyhledán nejsilnější signál vysílačky a poté pomocí GPS byla na daném místě zaznamenána přesná poloha zvířete (tzv. lokace). Lokace je tedy reprezentována jako místo nejlepšího signálu umístěného kolmo na středovou linii vodního toku. Minimální časový rozestup mezi lokacemi byl 0,5 hodiny. Jednotlivé radiotelemetrické noci byly v období rovnoměrně rozloženy.

Celkově jsme odchytili 120 zvířat, vysílačkou označili 53 z nich. Do dalších analýz postoupila jen ta zvířata, která měla alespoň 20 lokací v období od listopadu do ledna.

U všech vodních toků jsme vykreslili linii vedenou jejich středem a rozdělili ji na půlmetrové úseky. Na tuto bodovou vrstvu jsme pak kolmo promítli všechny zaznamenané polohy bobrů, takže každá lokace získala unikátní číslo odpovídající jeho poloze na středové linii toku vzhledem k jejímu počátku. Velikost domovského okrsku představuje délka středové linie toku, která odpovídá rozdílu mezi minimální a maximální hodnotou 95% percentilu všech lokací získaných v období od listopadu do ledna.

Pro porovnávání velikostí domovských okrsků mezi oblastmi i mezi krajinnými typy jsme použili statistické vyhodnocení dat (jednorozměrnou analýzu variance a generalizované lineární modely). Data jsme testovali z hlediska jejich normality a homogenity variancí. Ve většině případů vyšlo, že se jedná o data s normálním rozdělením.

Výsledky

V období od listopadu do ledna jsme v jednotlivých oblastech radiotelemetrovali celkem 44 jedinců ($n_{\text{CL}}=14$, $n_{\text{JM}}=23$, $n_{\text{LA}}=7$). Sledovaní bobři pocházeli z 28 různých rodin ($n_{\text{CL}}=8$, $n_{\text{JM}}=15$, $n_{\text{LA}}=5$). Během 87 nocí jsme celkem získali 2 814 nočních lokací (průměrně 20,22 lokací za noc na jedno zvíře s rozsahem od 12 do 31 lokací). Detailní informace o počtu lokací a délkách domovských okrsků pro jednotlivá zvířata uvádí tabulka 1.

Délky domovských okrsků se prokazatelně lišily mezi oblastmi, viz obrázek 1 (ANOVA: $F_2=20,01$, $p \ll 0,0001$). V Českém lese byly délky domovských okrsků nejkratší a pohybovaly se od 39 m do 685 m (průměrná hodnota 407 m), na jižní Moravě byly naopak nejdelší s rozsahem od 596 m do 2994 m (průměrně 1498 m) a podobné byly i na Labi s rozsahem od 801 m do 2759 m (průměrně 1447 m). Největší variabilita v délkách domovských okrsků byla na jižní Moravě.

Délky domovských okrsků se výrazně lišily mezi různými krajinnými typy (ANOVA: $F_2=16,11$, $p \ll 0,0001$), viz obrázek 2. Nejkratší domovské okrsky se nacházely na drobných podhorských tocích s rozsahem od 39 m do 685 m (průměr 407 m), nejdelší naopak v zemědělské krajině, od 685 m do 2994 m (průměr 1770 m). Bez výraznějších (GLM: t value=0,57, $p=0,5754$) byly délky domovských okrsků v lužních lesích, ať už na jižní Moravě (od 363 m do 2159 m, průměr 1315 m) nebo na dolním Labi (od 801 m do 2759 m, průměr 1447 m).

Ve studovaném vzorku telemetrovaných zvířat bylo 17 samic ($n_{\text{CL}}=9$, $n_{\text{JM}}=6$, $n_{\text{LA}}=2$) a 27 samců ($n_{\text{CL}}=5$, $n_{\text{JM}}=17$, $n_{\text{LA}}=5$), vzhledem k věku to bylo 18 nedospělých ($n_{\text{CL}}=8$, $n_{\text{JM}}=8$, $n_{\text{LA}}=2$) a 26 dospělých jedinců ($n_{\text{CL}}=6$, $n_{\text{JM}}=15$, $n_{\text{LA}}=5$). Nezaznamenali jsme výraznější rozdíly v délkách domovských okrsků mezi samci a samicemi (ANOVA: $F_1=0,62$, $p=0,4359$) ani mezi nedospělými a dospělými jedinci (ANOVA: $F_1=2,55$, $p=0,1181$), viz obrázek 3. Samci mají v průměru nepatrně delší domovské okrsky než samice (samci: 1211 ± 722 m, samice: 1034 ± 691 m). Stejně tak i dospělí jedinci mají o něco delší domovské okrsky než nedospělí jedinci (nedospělí jedinci: 937 ± 523 m, dospělí jedinci 1285 ± 792 m).

Domovské okrsky se mohou překrývat. K tomuto jevu dochází častěji v hustých populacích, kde se populační hustota blíží svému maximu. Překryvy domovských okrsků jsme mohli sledovat pouze na lokalitách, kde spolu sousedily minimálně dvě rodiny, ve kterých jsme měli vysílačkou označené jedince. K překryvům mohlo dojít v 17 případech, stalo se tak pouze ve třech (17,6 %), viz tabulka 2. Průměrná vzdálenost mezi sousedícími rodinami byla 361 m.

Pro porovnání délek domovských okrsků vzhledem k hustotě populace jsme použili údaje o hustotě populace ve sledovaných oblastech ze zimního monitoringu (VOREL ET AL. 2007, 2008, 2009 A 2010). Nejnížší populační hustota je v Českém lese, naopak velmi vysoké populační hustoty byly jak na jižní Moravě, tak i na dolním Labi. Populační hodnoty v jednotlivých oblastech a letech udává tabulka 3. Zjistili jsme, že sice na lokalitách s větší hustotou populace se nachází i delší domovské okrsky. Vliv hustoty populace s přihlédnutím k vlivu různých habitatů ale prokázán nebyl (GLM: hustota: $F_1=0,04$, $p=0,8428$, oblast: $F_2=21,30$, $p \ll 0,0001$, krajinný typ: $F_1=4,59$, $p=0,0385$).

Diskuze

Vycházíme-li z předpokladu, že bobr evropský se svým chováním podobá bobru kanadskému *Castor canadensis*, můžeme pro porovnání délek domovských okrsků použít i údaje od autorů, kteří se zbývali pouze

bobrem kanadským (např. BUCKLEY, 1950; NOVAKOWSKI, 1965; NORDSTROM, 1972; BERGERUD ET MILLER, 1977; BROOKS, 1977; NOVAK, 1987; WHEATLEY, 1997).

Porovnání délek domovských okrsků s výsledky autorů NOVAK (1987) a WHEATLEY (1997) je obtížné, protože oba zmínění autoři používají plošné jednotky. Autoři, kteří se rozhodli pro jednorozměrná data, se ve vyjádření délky domovských okrsků různí. Někteří (NOLET ET ROSELL, 1994 NEBO FUSTEC ET AL., 2001) vyjadřují délku domovského okrsku jako délku břehových linií, jiní (např. BUCKLEY, 1950; NOVAKOWSKI, 1965; NORDSTROM, 1972; BERGERUD ET MILLER, 1977, BROOKS, 1977) ji popisují jako délku toku, což je obdobné jako naše vyjádření v podobě délky linie vedené středem vodního toku. Věrohodné porovnání našich výsledků bylo možné jen s těmi autory, kteří uváděli délky zimních domovských okrsků, protože jak NOLET ET ROSELL, 1994, WHEATLEY, 1977 nebo KORBEOVÁ ET AL., MANUSKRIP T ukázali, velikosti domovských okrsků se v průběhu roku liší. FUSTEC ET AL. (2001) popisuje délku domovských okrsků jako 5,54 km břehových linií, což v přepočtu na délku středové linie je přibližně 2,27 km, není však jasné, z jakého ročního období data pochází. NOLET ET ROSELL (1994) udávají zimní délku teritorií v rozmezí od 5,6 do 10,8 km břehů. BUCKLEY (1950) udává délku domovských okrsků 0,8 km, NORDSTROM (1972) 0,9 km, BERGERUD ET MILLER (1977) 0,6 km, NOVAKOWSKI (1965) 2,2 km. Tito autoři však blíže nespecifikují habitaty, ve kterých se sledování bobří vyskytovali. Celkově ale můžeme říci, že naše údaje o délkách domovských okrsků si nijak výrazně neliší v porovnání se závěry jiných autorů. Nejblíže našemu pozorování je asi BROOKS (1977), který sledoval délky domovských okrsků v husté populaci a odhadl je na 1,3 km (2,5 km břehů), což je srovnatelné s naším pozorováním v husté populaci na jižní Moravě i dolním Labi.

Novak (1987) popisuje populační hustotu v různých typech habitatů a nejnížší udává v zemědělské krajině. Zemědělskou krajinu České republiky můžeme z hlediska kvality habitatu bobra evropského zařadit mezi chudší lokality, lužní les a podhorské toky naopak mezi bohatší. Logicky vzato, bobří v chudších oblastech si musí obhajovat větší území, aby měli zajištěn dostatek potravy. V ekosystémech střední Evropy zatím žádná studie týkající se délky domovských okrsků bobra evropského vzhledem k různým typům habitatu nebyla publikována, není zde tedy možnost porovnání výsledných dat.

Můžeme se domnívat, že na lokalitách s nižšími populačními hustotami by měly být bobří domovské okrsky od sebe více vzdálené a bobří by pak využívali tak velké území, jaké by jim stačilo k životu. A zdá se, že v hustších populacích spolu bobří domovské okrsky mnohdy sousedí nebo se dokonce překrývají a bobří si díky silné konkurenci musí obhájit co možná největší území. Tomuto faktu by odpovídaly i průkazně odlišné velikosti domovských okrsků v Českém lese, kde je nízká populační hodnota a ve zbývajících studovaných oblastech.

Poděkování

Poděkování patří všem kolegům, kteří nám pomohli se sběrem dat, zejména Josefu Korbelovi, Vítu Dvořákovi, Haně Kadlecové, Vendule Spurné, Kamile Šimůnkové, Michalu Piherovi a Janu Horníčkoví. Tento výzkum byl finančně podpořen z výzkumného projektu VaV MŽP SP/2D4/52/07 Analýza parametrů predikce šíření a model disperze bobra evropského v ekosystémech střední Evropy.

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky vydala povolení pro odchyt a manipulaci s bobry (00413/PA/E/06 a 923/CL/2007/AOPK). Podle § 11 vyhlášky č. 207/2004 Sb. byl na výzkum schválen projekt pokusů. Všechny procedury byly schváleny i vědeckou radou ČZU v Praze (protokol č. 18425/2007–30) a proběhly v souladu s právními normami České republiky.

Literatura

- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J., 2004: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia) – 3. Veverkoviiti (*Sciuridae*), bobroviiti (*Castoridae*), nutrioviiti (*Myocastoridae*). Národní Museum, Praha.
- ANDĚRA, M., HORÁČEK, I., 2005: Poznáváme naše savce. Sobotáles, Praha. 327 s.
- BENDA, P., ŠUTERA, V., 1996: Bobr evropský (*Castor fiber albus* Matschie) na řece Labi. Ochrana přírody. 51/3: 73–75.
- BERGERUND, A. T., MILLER, D. R., 1977: Population dynamics of Newfoundland beaver. *Can. J. Zool.*, 55:1480–1492.
- BROOKS, R. P., 1977: Introduced sterility of the adult female beaver (*Castor canadensis*) and colony fecundity. M.S. Thesis, Univ. Massachusetts, Amherst, 90 s.
- BUCKLEY, J. L., 1950: The ecology and economics of the beaver (*Castor canadensis* Kuhl) with a plan for its management on the Huntington Wildlife Forest Station. Ph.D. thesis. State Univ. New York. 251 s.

- BURT, W. H., 1943: Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J. Mammal.* 24:346–352.
- CAMPBELL, R. D., ROSELL, F., NOLET, B. A., DIJKSTRA, V. A. A., 2005: Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 58:597–607.
- ČERVENÝ, J., MÁLKOVÁ, P., BUŤKA, L., 2000: Současné rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) v západních a jižních Čechách. *Lynx* 31:13–22.
- DUDÁK, V., 2006: Český les. Příroda. Historie, Život. Praha, Baset.
- FUSTEC, J., LODE, T., LE JACQUES, D., CORMIER, J. P., 2001: Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. *Freshwater Biology* 46:1361–1371.
- GLÖCKNER, P., 1995: Fyziogeografické a geologické poměry okresu Děčín. *Vlastivěda okresu Děčín. Děčín.*
- JENKINS, S. H., 1980: A size-distance relation in food selection by beavers. *Ecology*. 61(4):740–746.
- KOLLAR, H. P., SEITER, M., 1990: Bieber in den Donau-Auen östlich von Wien. Eine erfolgreiche Wiederansiedlung. Verein für Ökologie und Umweltforschung, Wien.
- KORBELOVÁ, J., VOREL, A., HAMŠÍKOVÁ, L., MALOŇOVÁ, L., MALOŇ, J., 2011: Seasonal spatial activity of Eurasian beaver in Central Europe. *Manuskript*, 11 s.
- LEHKÝ, J., 1995: Bobr evropský (*Castor fiber* L.) na území CHKO Litovelské Pomoraví. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, 73 s.
- NETÍK, J., 2002: Návrat bobra a bobrovnictví. Zpracováno pro LZ Židlochovice, 4 s.
- NOLET, B. A., ROSELL, F., 1994: Territoriality and time budgets in beavers during sequential settlement. *Can J Zool* 72: 1227–1237.
- NORDSTROM, W.R., 1972: Comparison of trapped and untrapped beaver population in New Brunswick. M.S. thesis. Univ. New Brunswick. Fredericton. 104 s.
- NOVAK, M., 1987: Beaver. In Novak, M., Baker, J. A., Obbard, M. E., Malloch B. (eds): *Wild furbearer management and conservation in North America*. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ont. 283–312.
- NOVAKOWSKI, N. S., 1965: Population dynamics of a beaver population in northern latitudes. Ph.D. thesis. Univ. Saskatchewan. Saskatoon. 155 s.
- ODUM, P., KUENZLER E. J., 1955: Measurement of territory and home range size in birds. *Auk*. 72:128–137.
- OKARMA, H., SNIEMKO, S., SMIETANA, W., 2007: Home ranges of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Polish Carpathian Mountains. *Wildlife Biology* 13:481–487.
- QUITT, R., 1971: Klimatické oblasti Československa. *Studia geographica, Geografický ústav ČSAV Brno* 16: 48 s.
- ROSELL, F., SUN, L. X., 1999: Use of anal gland secretion to distinguish the two beaver species *Castor canadensis* and *C. fiber*. *Wildl. Biol.* 5:119–123.
- ROTHMEYER, S. W., MCKINSTRY, M. C., ANDERSON, S. H., 2002: Tail attachment of modified ear-tag radio transmitters on beavers. *Wildlife Society Bulletin* 30:425–429.
- SVENDSEN, G. E., 1980: Seasonal change in feeding patterns of beaver in southeastern Ohio. *J. Wildl. Mgmt.* 44:285–290.
- ŠAFAŘ, J., 2002: Novodobé rozšíření bobra evropského (*Castor fiber* L., 1758) v České republice. AOPK ČR, Praha. *Příroda* 13: 161–196.
- VOREL, A., MALOŇ, J., HAMŠÍKOVÁ, L., VÁLKOVÁ, L., KORBELOVÁ, J., KORBEL, J., 2007: Monitoring populací bobra evropského v ČR pro rok 2007. AOPK ČR. 60 s.
- VOREL, A., MALOŇ, J., HAMŠÍKOVÁ, L., VÁLKOVÁ, L., KORBELOVÁ, J., KORBEL, J., 2008: Monitoring populací bobra evropského v ČR pro rok 2008. AOPK ČR. 51 s.
- VOREL, A., BARTÁK, V., MUNCLINGER, P., KORBELOVÁ, J., HAMŠÍKOVÁ, L., VÁLKOVÁ, L., MALOŇ, J., 2009: Závěrečná zpráva grantu VaV MŽP SP/2D4/52/07 za rok 2009. 97 s.
- VOREL, A., VÁLKOVÁ, L., MALOŇ, J., HAMŠÍKOVÁ, L., KORBELOVÁ, J., KORBEL, J., 2009: Monitoring populací bobra evropského v ČR pro rok 2009. AOPK ČR. 37 s.
- VOREL, A., HAMŠÍKOVÁ, L., KORBELOVÁ, J., MALOŇOVÁ, L., MALOŇ, J., 2010: Monitoring populací bobra evropského v ČR pro rok 2010. AOPK ČR. 42 s.
- WANG, M., GRIMM, V., 2007: Home range dynamics and population regulation: An individual-based model of the common shrew *Sorex araneus*. *Ecol. Model.* 205:397–409.
- WHEATLEY, M., 1997: Beaver, *Castor canadensis*, home range size and patterns of use in the taiga of southeastern Manitoba: I. Seasonal variation. *Canadian Field-Naturalist* 111(2):204–210.
- WILSSON, L., 1971: Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy* 8:115–266.

Tab. 1: Detailní informace o telemetrovaných bobrech.

Vysvětlivky: ČL = Český les, JM = jižní Morava, LA = dolní Labe; LL = lužní les, PT = podhorský tok, ŠN = široká niva, ZK = zemědělská krajina; F = samice, M = samec, A = dospělý jedinec, S = nedospělý jedinec.

Jméno	Rok odchyty	Oblast	Krajinný typ	Pohlaví	Věk	Doba telemetrie (dny)	Celkový počet lokací	Sledované období XI-I		
								počet nocí	noční lokace	délka dom. okrsku (m)
Anča	2008	ČL	PT	F	A	277	213	4	93	507
Arnošt	2009	JM	ZK	M	A	172	102	3	55	1 877
Bára	2008	ČL	PT	F	S	195	140	4	75	584
Bart	2007	JM	LL	M	A	566	151	4	55	1 107
Béda	2006	JM	LL	M	A	306	171	4	63	933
Berta	2006	JM	LL	F	A	279	164	3	58	1 139
Bětuška	2009	JM	ZK	F	A	236	104	3	56	2 994
Bierrek	2010	LA	ŠN	M	A	169	119	2	51	1 409
Březňák	2010	LA	ŠN	M	A	196	128	4	59	1 683
Caesar	2007	JM	LL	M	A	240	132	4	57	1 756
Cebil	2008	ČL	PT	M	S	339	248	4	61	42
Corgoň	2010	LA	ŠN	M	S	213	159	4	90	1 154
Cyril	2009	JM	ZK	M	S	130	88	2	46	1 855
Darja	2009	JM	ZK	F	S	132	115	3	69	1 875
Dede	2007	JM	LL	M	A	568	156	4	66	1 478
Dita	2008	ČL	PT	F	S	193	139	4	74	591
Dudka	2010	LA	ŠN	F	A	199	153	4	87	1 415
Ema	2010	LA	ŠN	F	S	210	156	4	89	906
Evžen	2008	ČL	PT	M	A	138	128	2	61	39
Fanyna	2007	JM	ZK	F	A	665	140	3	49	1 512
Ferda	2008	ČL	PT	M	S	241	200	3	72	488
Fík	2009	JM	ZK	M	S	170	119	3	80	685
Forman	2010	LA	ŠN	M	A	114	89	2	24	801
Geri	2009	JM	ZK	M	A	233	98	3	66	2 770
Gulda	2008	ČL	PT	F	S	347	257	3	72	607
Gusta	2007	JM	LL	M	A	420	142	4	69	1 374
Hans	2007	JM	ZK	M	A	146	66	3	49	1 282
Hnáta	2008	ČL	PT	F	A	331	240	3	71	454
Hundrta	2009	JM	LL	F	S	265	135	2	36	1 834
Ibrahim	2007	JM	LL	M	S	150	95	4	70	1 083
Ida	2008	ČL	PT	F	S	444	277	3	72	657
Játy	2008	ČL	PT	F	S	270	239	3	69	685
Jelito	2009	JM	LL	M	A	159	127	3	81	363
Ježek	2006	JM	LL	M	A	282	155	3	63	1 610
Jonáš	2007	JM	LL	M	S	342	159	3	46	1 359
Karla	2008	ČL	PT	F	S	212	223	4	96	250
Kikina	2009	JM	ZK	F	A	83	44	1	23	1 191
Láďa	2008	ČL	PT	M	A	271	252	4	96	314
Ludvík	2006	JM	LL	M	S	280	193	4	70	938
Madla	2008	ČL	PT	F	A	188	211	3	75	375
Nývlt	2008	ČL	PT	M	A	207	196	3	55	104
Otík	2006	JM	LL	M	A	272	194	4	74	2 159
Plaváček	2006	JM	LL	M	S	243	84	2	30	1 273
Studenej	2010	LA	ŠN	M	A	172	114	2	41	2 759

Tab. 2: Vzdálenosti mezi domovskými okrsky sousedících rodin.

Vysvětlivky: ČL = Český les, JM = jižní Morava, LA = dolní Labe

Rok	Oblast	Typ krajiny	Rodina 1	Rodina 2	Vzdálenost (m) *
2006	JM	lužní les	Béďa, Otík, Ludvík	Ježek	- 193
2006	JM	lužní les	Ježek	Berta	143
2006	JM	lužní les	Plaváček	Ježek	93
2007	JM	lužní les	Dede, Jonáš	Bart	- 338
2007	JM	lužní les	Bart	Caesar	329
2008	ČL	podhorský tok	Játy	Ferda, Gulda, Hnáta, Ida	- 457
2008	ČL	podhorský tok	Ferda, Gulda, Hnáta, Ida	Anča	306
2008	ČL	podhorský tok	Ferda, Gulda, Hnáta, Ida	Bára, Dita	567
2008	ČL	podhorský tok	Anča	Bára, Dita	328
2008	ČL	podhorský tok	Cebil, Evžen	Ferda, Gulda, Hnáta, Ida	186
2008	ČL	podhorský tok	Cebil, Evžen	Anča	1 534
2008	ČL	podhorský tok	Cebil, Evžen	Bára, Dita	1 512
2009	JM	zemědělská krajina	Geri, Kikina	Fík	942
2009	JM	zemědělská krajina	Hans, Fanyna	Fík **	15
2009	JM	zemědělská krajina	Hans, Fanyna	Arnošt, Bětuška, Cyril **	1 041
2009	JM	zemědělská krajina	Arnošt, Bětuška, Cyril	Darja	13
2010	LA	široká niva	Corgoň, Ema, Forman	Dudka	120

* záporné hodnoty značí překryv domovských okrsků

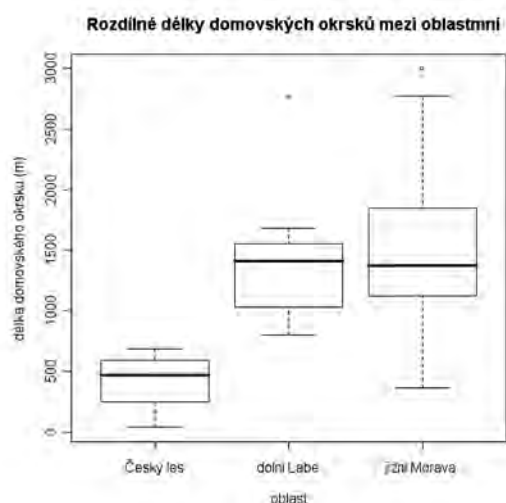
** porovnáno s daty z jiného období radiotelemetrie

Tab. 3: Hodnoty populační hustoty v jednotlivých letech

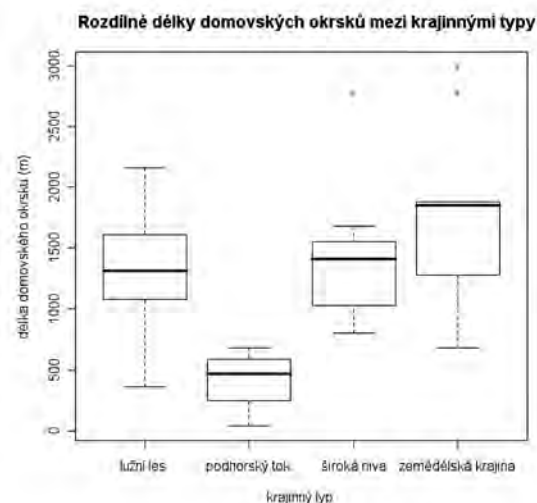
Vysvětlivky: ČL = Český les, JM = jižní Morava, LA = dolní Labe

Rok	Oblast	Převažující typ krajiny	Populační hustota	Průměrná délka dom. okrsku (m)
2007	JM	lužní les	0,22	1 342
2008	JM	lužní les	0,25	1 369
2009	ČL	podhorské toky	0,22	407
2010	JM	zemědělská krajina	0,30	1 716
2011*	LA	široká říční niva	0,29	1 447

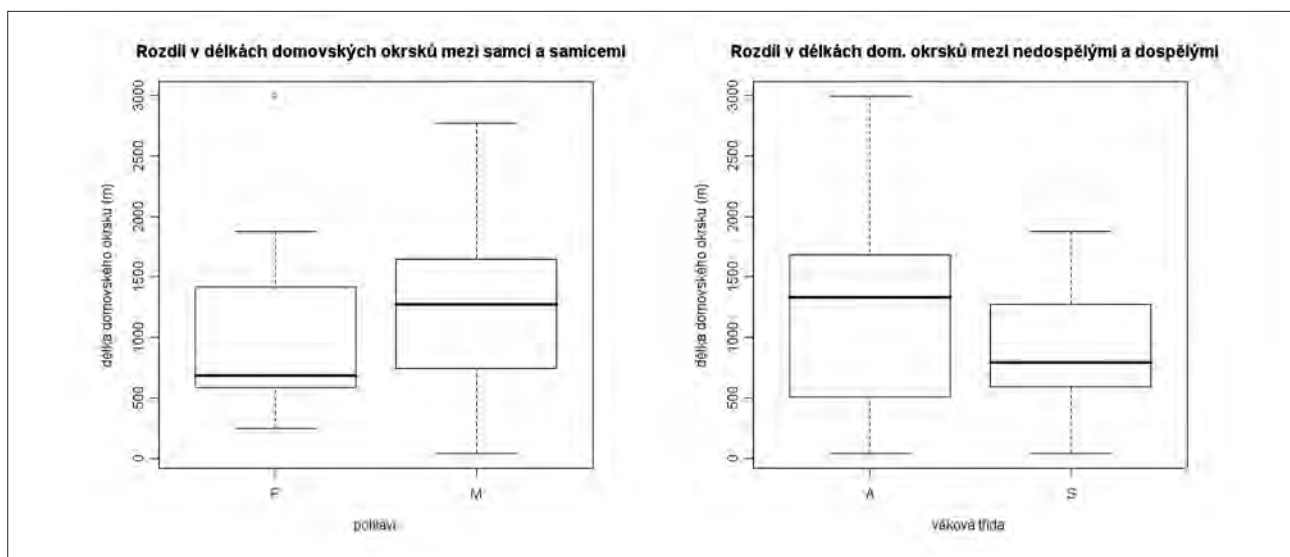
* v roce 2011 byly použity údaje o populační hustotě z roku 2010.



Obr. 1: Rozdíly v délkách domovských okrsků mezi oblastmi.



Obr. 2: Rozdíly v délkách domovských okrsků mezi různými typy krajiny.



Obr. 3: Rozdíly v délkách domovských okrsků mezi samci (M) a samicemi (F) – vlevo a mezi nedospělými (S) a dospělými (A) jedinci – vpravo.

Kontakt

Ing. Jana Korbelová

Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze

E-mail: korbelova@fzpu.czu.cz

TELEMETRICKÁ SLEDOVÁNÍ MLÁDĀT SÝCE ROUSNÉHO (*AEGOLIUS FUNEREUS*) PO OPUŠTĚNÍ HNÍZDA

Marek Kouba, Karel Šťastný

Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze

Úvod

Získání informací a dat o přežívání a příčinách smrti je zcela zásadní pro studium populační dynamiky volně žijících zvířat (Lack 1966, Tkadlec 2008). Pro většinu ptačích druhů však tato data doposud nebyla získána a chybí zejména pro vzletná mláďata, která jsou stále závislá na svých rodičích (Sullivan 1989). Příčinou nedostatku těchto informací, které by navíc byly vztaženy ke geograficky odlišným přírodním podmínkám, je značná obtížnost sledování a zaznamenání osudu volně žijícího ptactva (Sunde 2005). Telemetrické monitorování však postupně umožňuje sledovat stále menší druhy, a přináší tak důležité informace zejména o plachých a nesnadno sledovatelných druzích, které jsou často aktivní pouze v noci (White et Garrott 1990, Kenward 2001).

Současné studie dravců a sov popisují jako hlavní příčiny mortality nesamostatných mláďat především predaci a hladovění, méně časté jsou pak případy nemoci, utonutí, srážek s vozidly a jiné neznámé příčiny (Petty et Thirgood 1989, Belthoff et Ritchison 1990, Bendel et Therres 1993, McFadzen et Marzluff 1996, Rohner et Hunter 1996, Coles et Petty 1997, Overskaug et al. 1999, Todd 2001, Sunde 2005, Davies et Restani 2006). Mláďata sýce rousného (*Aegolius funereus*), malé, téměř výhradně noční sovy s cirkumpolárním rozšířením (Mikkola 1983, Hudec et Šťastný 2005), doposud nebyla telemetricky sledována a jediná data o jejich mortalitě a disperzi poskytly dvě studie na kroužkovaných ptačích založené na jejich zpětných odchycích (Korpimäki et Lagerström 1988, Korpimäki 1992). Předkládaná studie tak uvádí prvotní data o mortalitě, disperzi a chování vzletných mláďat tohoto druhu získaná telemetrickým sledováním.

Materiál a metodika

Zájmové území se rozkládá v okolí vodní nádrže Fláje (50° 40' N a 13° 35' E) v Krušných horách. Nadmořská výška území se pohybuje v rozmezí 735–956 m n. m. Jde o oblast silně postiženou imisní kalamitou z konce 70. let minulého století (Flousek et Hudec 1991, Flousek 2000), kdy odumřela většina jehličnatých porostů nad hranicí 500 m n. m., které byly nahrazeny odolnějšími náhradními dřevinami, především severoamerickým smrkem pichlavým (*Picea pungens*), dále břízou (*Betula* sp.), jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*) a modřínem opadavým (*Larix decidua*). Jak náhradní porosty, tak plošně malé zbytky původních porostů smrku ztepilého (*Picea abies*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*) neposkytují dostatek hnízdních příležitostí, proto bylo v oblasti od roku 1999 postupně vyvěšeno celkem 164 budek určených k hnízdění sýce rousného.

Mláďata ($n = 35$) z šesti hnízd byla v období před opuštěním budek téměř každodenně vážena a měřena, aby mohla být na základě dříve získaných zkušeností co nejtěsněji před vylétnutím vybavena vysílačkami typu PIP4 (Biotrack Ltd., UK), které se upevňují kolem běháku. Vysílačkou bylo nakonec vybaveno 29 jedinců. Tato mláďata byla pravidelně dohledávána jednou za noc (mláďata bez vysílačky pouze výjimečně díky hlasovým projevům) pomocí radiopřijímače MVT-9000 spojeného s trojdielnou Yagi anténou. Sběr telemetrických dat proběhl v období od 22.5. do 1.8.2010. Při dohledání každého jedince byla zaznamenána jeho pozice pomocí GPS přístroje a druh dřeviny, na níž byl dohledán. V případě spatření mláďete byla zaznamenána také výška posedu, jeho vzdálenost od kmene a další podrobnosti o chování (např. hlasový projev – „žebrání o potravu“, dohledání krmícího se mláďete atp.). Mláďata s vysílačkou byla dohledána téměř každou noc, dokud nedošlo k definitivní ztrátě jejich signálu, případně dokud nebyla nalezena mrtvá.

Získaná data byla nejprve vyhodnocena v programu ArcGIS 9.2. Pro každé mládě sledované až do osamostatnění byla určena délka období závislosti na samci od opuštění hnízdní budky (post-fledging dependence period – dále jen období PFDP); samice totiž krmí mládě pouze na hnízdě přibližně do 20. dne stáří nejstaršího mláděte, a pak je většinou opouští (Mikkola 1983, Drdáková 2002). Konec tohoto období byl určen zejména rychlým a náhlým přesunem mláďat na velkou vzdálenost (minimálně stovky metrů) z místa, kde se stále zdržovali sourozenci, případně zřejmou loveckou aktivitou mláďat a s ní spojeným ukončením „žebravého“ hlasového projevu. Ve výše uvedeném programu byly dále stanoveny domovské okrsky mláďat během období PFDP pomocí metody minimálního konvexního polygonu – MCP (Mohr 1947, Hayne 1949), zjištěny vzdálenosti jednotlivých mláďat od hnízdní budky a vzájemné vzdálenosti sourozenců během jednotlivých nocí sledování.

Celé období sběru telemetrických dat bylo z důvodu následného statistického testování rozděleno do čtyř fází. Fáze 1 – období 1.–5. dne od opuštění hnízdní budky jednotlivými mláďaty, fáze 2 – období 6.–30. dne, fáze 3 – období od 31. dne od opuštění hnízdní budky až do konce období PFDP a fáze 4 – období, kdy byla mláďata již považována za samostatná. Míra přežívání či úmrtnosti byla stanovena pomocí Kaplan-Meierovy (Kaplan et Meier 1958, Pollock et al. 1989a, b) a Mayfieldovy metody (Mayfield 1961, 1975, Trend et Rongstad 1974). První metoda je přímo uzpůsobena pro analýzu dat o přežívání divokých zvířat získaných telemetrickým sledováním. Druhá metoda je určena pro stanovení hnízdní úspěšnosti, a to zejména pro období pobytu mláďat na hnízdě. Mláďata, která byla dohledána mrtvá, byla podrobena pitvě kvůli zjištění bližších okolností smrti. Statistické testy získaných dat byly provedeny v programu STATISTICA 7 (StatSoft Inc., USA).

Výsledky

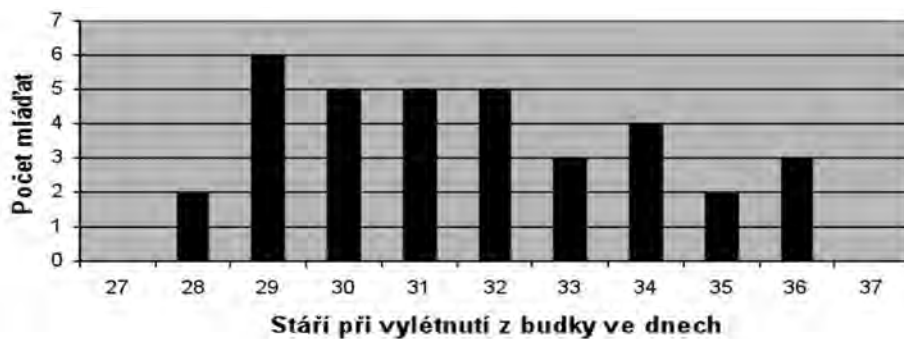
Všech 35 mláďat opustilo hnízdní budky v průběhu tří týdnů od 22.5. do 14.6. ve stáří průměrně 32 ± 2 dnů (\pm směrodatná odchylka), v rozmezí 28–36 dnů – viz graf 1. Z 29 mláďat vybavených vysílačkou se podařilo sledovat 22 jedinců až do jejich osamostatnění, tedy během celého období PFDP. Tři mláďata byla nalezena mrtvá, dvě musela být kvůli technickým problémům s použitými vysílačkami ze vzorku vyřazena a dvě zbylá zůstala nezvěštná. Mláďata ($n = 22$) se osamostatnila ve stáří průměrně 45 ± 5 dnů, v rozmezí 34–51 dnů – viz graf 2. Počátek disperze tak proběhl během čtyř týdnů, a to od 5. do 30.7.

Průměrná velikost domovského okrsku v období PFDP při sloučení pobytových dat mláďat z jednotlivých hnízd byla spočtena dle MCP na 47 ± 21 ha (medián; $\tilde{x} = 49$ ha), v rozsahu 10–73 ha. Plocha využitá jednotlivými mláďaty určená dle MCP se pohybovala mezi 5–61 ha, s průměrem 30 ± 16 ha ($\tilde{x} = 26$ ha); okrsky byly založeny v průměru na 40 ± 4 lokacích výskytu.

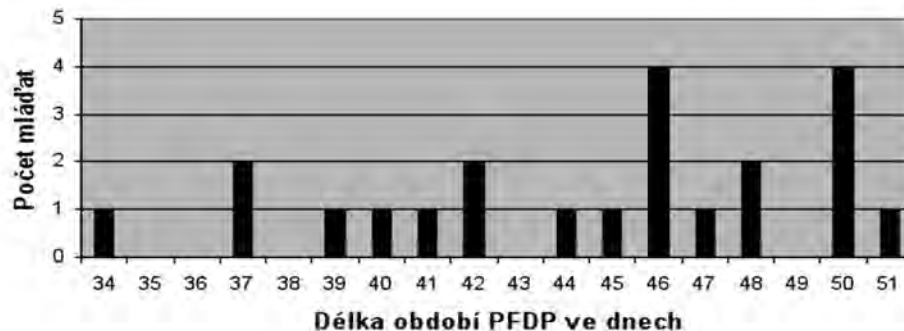
Mláďata byla během období PFDP dohledána v průměrné vzdálenosti 372 ± 342 m ($\tilde{x} = 357$ m) s rozmezím 3–1334 m od hnízdní budky. Vzdálenost mláďat od hnízdní budky se s přibývajícím časem signifikantně zvětšovala ($r_s = 0,65$, $n = 928$, $p \ll 0,01$). Průměrná vzdálenost mláďat od hnízdní budky v jednotlivých fázích pozorování rovněž signifikantně rostla (ANOVA, $F_{3,1035} = 369,4$, $p \ll 0,01$). Vzájemná vzdálenost sourozenců v období PFDP byla průměrně 69 ± 44 m ($\tilde{x} = 61$ m) s rozmezím 0,5–208 m. Průměrná vzájemná vzdálenost sourozenců v období PFDP signifikantně pozitivně korelovala s přibývajícím časem ($r_s = 0,18$, $n = 197$, $p = 0,014$) a také se statisticky významně zvětšovala v jednotlivých fázích pozorování (ANOVA, $F_{2,194} = 4,99$, $p = 0,008$).

Výška, v níž byla mláďata dohledána, klesala s přibývajícím časem a signifikantně se lišila v jednotlivých fázích pozorování (ANOVA, $F_{3,750} = 34,84$, $p \ll 0,01$).

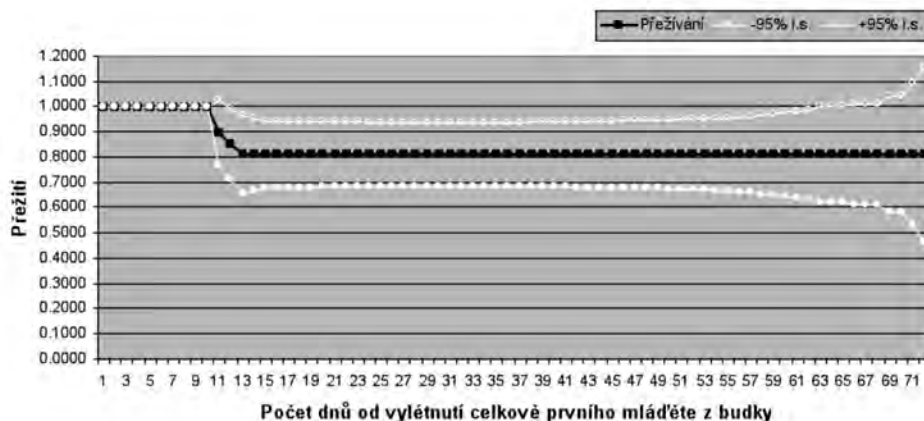
Míra úmrtnosti v období PFDP byla dle Kaplan-Meierovy metody 14–19% podle toho, zda byla nezvěštná mláďata považována za mrtvá, nebo zda byla ze vzorku vyřazena – viz graf 3. Pomocí Mayfieldovy metody byla celková úmrtnost v této sezóně 55,5%, hodnota odpovídá celému období od snesení vajec po osamostatnění mláďat (zahrnuto 12 snůšek s 81 vejci) – viz graf 4. Dílčí úmrtnost mláďat v období PFDP byla dle této metody 12%. Dvě mláďata byla hned první noc po opuštění hnízdní budky předována zřejmě kunou lesní (*Martes martes*), jejich pitva potvrdila traumatickou příčinu úhynu. Pitva třetího mrtvého mláděte odhalila velmi silnou střevní infekci, jejímž původcem byl parazit *Sarcocystis* spp.



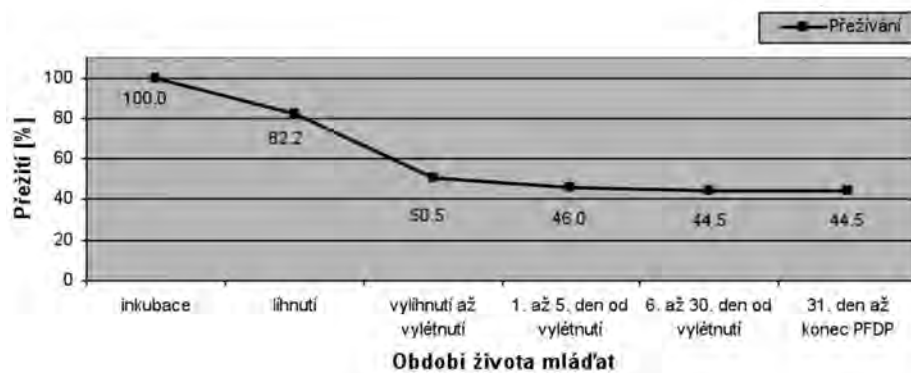
Graf 1: Věk mláďat od vylíhnutí při opuštění hnízdni budky.



Graf 2: Věk mláďat při dosažení nezávislosti od vylétnutí z hnízdni budky.



Graf 3: Kaplan-Meierova funkce přežívání vzletných mláďat odpovídající 19% úmrtnosti.



Graf 4: Mayfieldova funkce přežívání odpovídající celému období života mláďat.

Diskuse

Petty et Thirgood (1989) telemetrovali vzletné puštíky obecné (*Strix aluco*) a zjistili během období PFDP úmrtnost ve výši 92%. Coles et Petty (1997) prokázali u téhož druhu 36% úmrtnost, Overskaug et al. (1999) zjistili mortalitu 61% a Sunde (2005) 36% rovněž u mládřat puštíka obecného. Všechny tyto studie uvádějí jako hlavní příčiny úmrtí predaci a hladovění. Todd (2001) zjistil 0% úmrtnost mládřat sýčka králičího (*Athene cunicularia*) v roce 1997 a 45% úmrtnost v roce 1998. Autor tento rozdíl vysvětluje rozdílnou výší potravní nabídky v obou letech. Belthoff et Ritchison (1990) zjistili 18% mortalitu u vzletných mládřat kalouse ušatého (*Asio otus*), způsobenou především predací. Bendel et Therres (1993) prokázali na pobřeží Virginie 55% úmrtnost u vzletných mládřat sovy pálené (*Tyto alba*) způsobenou zejména utonutím. Rohner et Hunter (1996) zjistili 41% mortalitu mládřat výra virginského (*Bubo virginianus* – 33% kvůli anémii, 28% predací, 15% srážkami s vozidly, 23% z neznámých příčin). Ganey et al. (1998) sledovali puštíky západní (*Strix occidentalis*) a zjistili, že Kaplan-Meierova metoda odhadu roční úmrtnosti sahala od 21 do 29% v závislosti na tom, zda byli všichni jedinci s nejistým osudem považováni za mrtvé.

I v této studii byly hlavními příčinami úmrtí predace a hladovění. Výsledná mortalita 12–19% u mládřat sýce rousného v Krušných horách tak na první pohled není příliš konzistentní s doposud publikovanými pracemi zabývajícími se mortalitou mládřat jiných druhů sov. Rozdíl je však velmi dobře vysvětlitelný specifičností zájmového území a výší potravní nabídky. V území se prakticky nevyskytují ptačí predátoři zejména kvůli špatným hnízdním možnostem a zdejší populace sýců je tak ušetřena jejich konkurence i predace. Dalším důvodem nízké úmrtnosti zřejmě byla velmi vysoká potravní nabídka, která byla přibližně 10x vyšší než v předchozích letech (Šťastný pers. comm.). Tyto důvody jsou tak zřejmým vysvětlením zjištěné nízké míry úmrtnosti, což potvrzují také Korpimäki et Lagerström (1988), kteří uvádějí, že výše potravní nabídky je pro přežití mládřat sýce rousného ve fázi po opuštění budky kritická.

Zjištěné příčiny úmrtí, predace savci ihned po opuštění budky, naopak přesně potvrzují výsledky studie, kterou provedl Sunde (2005) na mládřatech puštíka obecného. Autor uvádí, že predace savci se vyskytla vždy jen během několika prvních dnů po opuštění budek, z čehož 64% případů připadlo právě na noc, kdy mládě opustilo hnízdo. Ze sledovaných krušnohorských mládřat byla dvě s jistotou predována do jednoho dne od vylétnutí z budky a dvě další během stejného časového úseku zmizela. Je velmi pravděpodobné, že i tato dvě nezvěstná mládřata stihl stejný osud jen s tím rozdílem, že dohledaná mládřata byla nalezena jako uskladněná potrava zahrabaná v podrostu nedaleko budky, zatímco nezvěstná mohla být rovnou odnesena do doupěte a signál z jejich vysílaček již nemohl být zaznamenán. Tyto výsledky potvrzují, že mortalita způsobená savčími predátory okamžitě po opuštění hnízda je rozšířeným fenoménem u ptáků (Naef-Daenzer et al. 2001, Yackel Adams et al. 2001, Keedwell 2003, Todd et al. 2003, Sunde 2005) a zdá se tak pravděpodobné, že zdokonalení leteckých dovedností zahrnuje prvky pohybového učení, které mohou být získány pouze mimo hnízdo a zvýšená mortalita je v tento kritický okamžik nevyhnutelná.

Overskaug et al. (1999) zjistili, že průměrná vzájemná vzdálenost sourozenců puštíka obecného zůstávala v průběhu celého období PFDP stejná a že se mládřata držela pohromadě přibližně ve vzdálenosti do 50 m od sebe. Zjištěná průměrná vzájemná vzdálenost sourozenců sýce rousného v období PFDP signifikantně korelovala s přibývajícím časem, ovšem dílčí analýzy korelace zmíněných veličin ukázaly, že výsledek byl signifikantní pouze pro mládřata ze dvou sledovaných budek. Je tomu tak zřejmě proto, že u těchto dvou budek bylo dlouhodobě sledováno šest jedinců oproti čtyřem dalším budkám, kde byli kontinuálně sledováni čtyři jedinci a méně, a mládřata ze dvou zmíněných budek se tak nevyhnutelně zdržovala na větším prostoru. Stejná veličina se také signifikantně lišila v jednotlivých fázích pozorování, avšak i tento výsledek je ovlivněn výše uvedeným důvodem a při vyřazení dat o mládřatech z těchto dvou budek již výsledek signifikantní nebyl. Lze proto konstatovat, že sourozenci se drželi pohromadě po celé období PFDP a nacházeli se přibližně ve vzdálenosti 60 m od sebe.

Výška, v níž byla mládřata dohledána, klesala s přibývajícím časem a signifikantně se lišila v jednotlivých fázích pozorování, což patrně dokládá postupnou snahu mládřat samostatně lovit. Sýci rousní totiž loví z posedu v průměrné výšce 1,7 m (Norberg 1970).

Vzdálenost mládřat od hnízdní budky se s přibývajícím časem signifikantně zvětšovala, výsledek byl signifikantní i v dílčích analýzách pro jednotlivé budky s jedinou výjimkou, kdy sourozenci setrvali v blízkosti budky, z níž vylétli, až do osamostatnění. Tomu odpovídají i velikosti zaznamenaných domovských okrsků jednotlivých mládřat v období PFDP, které jsou poměrně velké (průměrně 30 ha) vzhledem k průměrné veli-

kosti okrsku mládřat pušřtřka obecného (26 ha), kterou uvádějí Overskaug et al. (1999). Rozdřl spočřvává přede-
všřm v tom, že mladř sřci potřebujř k osamostatněnř tēměř polovičnř dobu (průměrně 45 dnř od vylětnutř
z budky) oproti mladřm pušřřřkřm (71 dnř), jak uvádějí Sunde et Markussen (2005) a Sunde (2008). Vzletnř
mladřřta pušřřtřka obecného jsou krmena oběma rodiči (Overskaug et al. 1999, Sunde et al. 2003) a patrně
se zcela spolěhřjř na potravu, kterou jim nosř rodiče. Třm pādem si zřejmě takě nevybřrajř mřsto, kde budou
vyrřstat, a tudřž jim toto mřsto vybřrajř rodiče (Overskaug et al. 1999). Oproti tomu vzletnř mladřřta sřce
rousného jsou krmena v naprostě většřně pouze samcem (Mikkola 1983, Drdřkovř 2002, Hudec et Šřastnř
2005). Tyto skutečnosti by mohly vysvřtlovat velikostř domovskřch okrskř mládřat těchto druhř v období
PFDP. Mladřřta pušřřtřka by se mohla zdrřovat na menšř ploše tak, aby je potravou mohli snadno zásobovat
oba rodiče, zatřmco mladřřta sřce mohou nřsledovat samce na mřsta s vyšřř potravnř nabřdkou, aby pro nřj
byla donřška kořisti snazřř a plocha využitř mladřřty by tak mohla břt větřř.

Poděkovřnř

Za spolupřaci při pravidelně kontrole hnřzdnřch budek děkujeme Vřclavu Tomřřskovi a Aleně Hřlově, které
patřř takě velkř dřk za pomoc s řastou kontrolou jednotlivřch snřřek a asistenci při upevněnř vysřlaček
na mladřřta. V neposlednř řadě děkujeme za poskytnutě granty, bez nichž by tato přace nemohla vzniknout.
Projekt byl podpořen granty IGA FřP 201042110029 a CIGA řZU 20104205.

Literatura

- BELTHOFF J. R. et RITCHISON G., 1990: Roosting behavior of postfledgling eastern screech owl. *Auk* 107: 567–579.
- BENDEL P. R. et THERRES G. D., 1993: Differential mortality of barn owls during fledging from marsh and off-shore nest site. *Journal of Field Ornithology* 64: 326–330.
- COLES C. F. et PETTY S. J., 1997: Dispersal behaviour and survival of juvenile tawny owls *Strix aluco* during the low point in a vole cycle. In: Duncan J. R., Johnson D. H. et Nicholls T. H. [eds.]: *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*. USDA Forest Service. General Technique Report NC-190: 111–118.
- DAVIES J. M. et RESTANI M., 2006: Survival and movements of juvenile burrowing owls during the postfledging period. *The Condor* 108: 282–291.
- DRDŘKOVŘ M., 2002: Hnřzdnř biologie sřce rousného *Aegolius funereus* v imisnřch oblastech krušnřch hor. Diplomovř přace, FLE řZU Praha.
- FLOUSEK J., 2000: Analřza vybranřch limitujřch faktorř ovlivnřujřch avifaunu v řeskě republice: Vliv imisř na lesnř porosty. *Sylvia* 36: 61–67.
- FLOUSEK J. et HUDEC K., 1991: Vliv přřmyslovřch emisř a velkoplošnřho rozpadu lesnřch porostř na hnřzdnř společenstva ptřkř ve střednř Evropě. *Sylvia* 28: 51–63.
- GANEY J. L., BLOCK W. M., DWYER J. K., STROHMEYER B. E. et JENNESS J. S., 1998: Dispersal movements and survival rates of juvenile mexican spotted owls in northern Arizona. *Wilson Bulletin* 110: 206–217.
- HAYNE D. W., 1949: Calculation of size of home range. *Journal of Mammology* 30: 1–18.
- HUDEC K. et ŠřASTNŘ K., 2005: *Fauna řR, Ptřci*. Vol II/2. Academia, Praha.
- KAPLAN E. L. et MEIER P., 1958: Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* 53: 457–481.
- KEEDWELL R. J., 2003: Does fledging equal success? Post-fledging mortality in the black-fronted tern. *Journal of Field Ornithology* 74: 217–221.
- KENWARD R. E., 2001: *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, London.
- KORPIMŘKI E., 1992: Fluctuating food abundance determines the lifetime reproductive success of male tengmalm's owls. *Ecology* 61: 103–111.
- KORPIMŘKI E. et LAGERSTÖM M., 1988: Survival and natal dispersal of fledglings of tengmalm's owl in relation to fluctuating food conditions and hatching date. *Journal of Animal Ecology* 57: 433–341.
- LACK D., 1966: *Population studies of birds*. Clarendon Press, Oxford.
- MAYFIELD H. F., 1961: Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255–261.
- MAYFIELD H. F., 1975: Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456–466.
- MCFADZEN M. E. et MARZLUFF J. M., 1996: Mortality of prairie falcons during the fledging-dependance period. *Condor* 98: 791–800.
- MIKKOLA H., 1983: *Owls of Europe*. T. and A. D. Poyser, Calton.
- MOHR C. O., 1947: Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223–249.

- NAEF-DAENZER B., WIDMER F. et NUBER M., 2001: Differential post-fledging survival of great and coal tits in relation to their condition and fledging date. *Journal of Animal Ecology* 70: 730–738.
- NORBERG R. A., 1970: Hunting technique of Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Ornis Scandinavica* 1: 51–64.
- OVERSKAUG K., BOLSTAD J., SUNDE P. et ØIEN I. J., 1999: Fledging behavior and survival in northern tawny owls. *Condor* 101: 169–174.
- PETTY S. J. et THIRGOOD S. J., 1989: A radio tracking study of post-fledging mortality and movements of tawny owls in Argyll. *Ringling & Migration* 10: 75–82.
- POLLOCK K. H., WINTERSTEIN S. R. et CONORY M. H., 1989a: Estimation and analysis of survival distribution for radiotagged animals. *Biometrics* 45: 99–109.
- POLLOCK K. H., WINTERSTEIN S. R., BUNCK C. M. et CURTIS P. D., 1989b: Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management* 53: 7–15.
- ROHNER C. et HUNTER D. B., 1996: First-year survival of great horned owls during a peak and decline of the snowshoe hare cycle. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1092–1097.
- SULLIVAN K. A., 1989: Predation and starvation: age specific mortality in juvenile juncos *Junco phaeonotus*. *Journal of Animal Ecology* 58: 275–286.
- SUNDE P., 2005: Predators control post-fledging mortality in tawny owls *Strix aluco*. *Oikos* 110: 461–472.
- SUNDE P., 2008: Parent-offspring conflict over duration of parental care and its consequences in tawny owls *Strix aluco*. *Journal of Avian Biology* 39: 242–246.
- SUNDE P., BØLSTAD M. S. et DESFOR K. B., 2003: Diurnal exposure as a risk sensitive behaviour in tawny owls *Strix aluco*? *Journal of Avian Biology* 34: 409–418.
- SUNDE P. et MARKUSSEN B. E. N., 2005: Using counts of begging young to estimate post-fledging survival in tawny owls *Strix Aluco*. *Bird study* 54: 343–345.
- TKADLEC E., 2008: Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci.
- TODD L. D., 2001: Dispersal patterns and post-fledging mortality of juvenile burrowing owls in Saskatchewan. *Journal of Raptor Research* 35: 282–287.
- TODD L. D., POULIN R. G., WELLCOME T. I. et BRIGHAM R. M., 2003: Post-fledging survival of burrowing owls in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Management* 67: 512–519.
- TRENT T. T. et RONGSTAD O. J., 1974: Home range and survival of cottontail rabbits in southwestern Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 38: 459–472.
- WHITE G. C. et GARROTT R. A., 1990: Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego.
- YACKEL ADAMS A. A., SKAGEN S. K. et ADAMS R. D., 2001: Movements and survival of lark bunting fledglings. *Condor* 103: 643–647.

Kontakt

Ing. Marek Kouba

Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze

E-mail: kouba@fzp.czu.cz

PROSTOROVÉ NÁROKY SÝCE ROUSNÉHO (*AEGOLIUS FUNEREUS*) PŘI VÝCHOVĚ MLÁĐAT

Václav Tomášek, Marek Kouba, Karel Šťastný,

Markéta Zárybnická, Alena Hýlová

Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze

Úvod

Sýc rousný (*Aegolius funereus*) je v Červeném seznamu ČR veden jako silně ohrožený druh (Šťastný et al. 2006). Jeho areál je holarktického typu (Cramp et Simons 1985). V ČR je dlouhodobě sledován v Krušných horách, na Šumavě, v Krkonoších a Jizerských horách. Hnízdí ale i jinde, celkem na 37% rozlohy ČR od nízkých poloh až vysoko do hor (Šťastný et al. 2006). Sýc vykazuje velkou plasticitu vůči morfologii terénu a stanovištním nárokům. Získání co největšího počtu informací o něm umožní zajistit kvalitní management. Druh zastává důležitou funkci v přirozeném boji s drobnými zemními hlodavci (Šťastný et al. 2010, Dusík et Plesník 2011).

Krušné hory byly koncem 70. let minulého století poznamenány masivními imisemi. Studijní plocha je charakterizována odlesněním původních smrkových porostů. Ve sledovaném území se vyskytují porosty náhradních dřevin s dominancí smrku pichlavého (*Picea pungens*), bříz (*Betula* sp.) a modřínu opadavého (*Larix decidua*). Tyto porosty jsou mozaikovitě navázány na fragmenty původních porostů smrku ztepilého (*Picea abies*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*).

Od roku 2006 probíhá v okolí Flájské přehrady v Krušných horách telemetrické sledování hnízdících samců sýce rousného. Mezi hlavní cíle patří sledování mobility jedinců, odhad velikosti území, které sýci využívají při výchově mláďat (hnízdni okrsek ¹⁾) a stanovení biotopové preference sýce podle cirkadiánní aktivity.

Telemetrií sýce rousného se dosud zabývalo asi 15 autorů ve Skandinávii, Belgii a Severní Americe. Slabší stránkou většiny těchto výzkumů je skutečnost, že byly vesměs založeny na monitoringu malého počtu jedinců (Jacobsen et Sonerud 1987, Belmonte 2005), nebo byli sýci sledováni pouze při odpočinku (Hayward 1989, Lane 1997). Takto získané poznatky značně snižují přesnost zjišťování prostorových nároků (Sonerud et al. 1986, White et Garrot, 1990).

Při zkoumání velikosti okrsku a při stanovení habitatových preferencí je žádoucí odhadnout mobilitu sledovaných zvířat (Powell 2000). Pohybová aktivita totiž značně ovlivňuje výběr vhodné metody pro zobrazování domovského okrsku. Čím je jedinec při denních aktivitách (lov, odpočinek) mobilnější, tím je větší pravděpodobnost, že se specializuje na určitý užší typ zdrojů (Laver 2005).

Studii lze považovat za unikátní svým rozsahem a počtem monitorovaných jedinců.

Metodika

a/ Lokalita, příprava monitoringu, nástroje, budky, odchyt

Pro vytvoření nabídky hnízdních příležitostí bylo v zájmovém území vyvěšeno postupně celkem 168 budek vhodných pro zahrnutí sýce rousného. V průběhu každé sezóny byla zjišťována jejich obsazenost pravidelnými kontrolami. Z obsazených budek byla následně vybrána lokalita vhodná pro telemetrování¹⁾. Pak byli pomocí nárazových sítí odchyceni hnízdící samci při přinášení potravy²⁾. Odchyceným jedincům byly

¹⁾ V období hnízdění je samec úzce vázán na vybranou dutinu (někdy i více dutin) a její okolí. To pak představuje ideální prostor nezbytný k výchově mláďat a zahrnutí se samicí, tvoří hnízdni okrsek, který obývá po následující 2–3 měsíce (je-li hnízdění úspěšné).

²⁾ Úlohou samců je především zajišťování potravy pro mláďata i samici. Ta od snesení prvního vejce tráví téměř všechny čas na hnízdě (Korpimäki 1981). Pouze 1–2x za noc na několik minut vyletí, zřejmě jen za účelem defekace (Drdáková et Zárybnický 2003). V této fázi hnízdění, kdy samec krmí samici s mláďaty, tedy určuje velikost domovského okrsku sýce rousného výhradně samec.

přípevněny ocasní vysílačky dle návodu Kenwarda (2001). Vlastní monitoring byl realizován nejdříve po uplynutí 5 dnů od nasazení vysílačky³⁾. Ve studii byly v daném období použity vysílače firmy Biotrack (Typ TW-3 Ag393), které váží asi 2,5 gramu. Tato váha nepřekračuje maximální přípustnou zátěž, činící 3 % tělesné váhy jedince (Millsbaugh et Marzluff 2001), která je u samce sýce rousného v ČR průměrně 100 g (Drdáková 2002).

b/ Postup a metody telemetrie, stanovení mobility

Data ke zjištění velikosti domovských okrsků byla získána v průběhu pětiletého telemetrického monitorování (2006–2010). Bylo realizováno noční a denní sledování. Noční telemetrie lovné aktivity probíhala tak, že sledovaný pták byl kontinuálně zaměřován alespoň dvěma pozorovateli pomocí radiových přijímačů napojených na Yagi antény. Oba synchronizovaně měřili azimut, tedy úhel, pod kterým byl odhadnut nejpravděpodobnější výskyt sovy. Zaměřování probíhalo ze dvou různých pozic vzdálených od sebe asi 100 a více metrů (Page 1982). Lovné lokace byly vytvořeny triangulací nad mapou⁴⁾, zatímco denní odpočinkové záznamy byly vytvořeny přímým dohledáním sýce, tzv. homing-in metodou (podrobněji viz Tomášek 2009). Jedinci byli zaměřeni přibližně každých 10 minut. Většina sledovaných sov byla monitorována při lovných aktivitách po dobu 5 nocí. U několika jedinců však nebylo možné tento počet dodržet⁵⁾.

Pohybová aktivita (mobilita) byla zkoumána tak, že jednotlivé po sobě jdoucí lovné lokace byly propojeny a byla vytvořena síť drah pro každého jedince. Aby byly výsledky mobility porovnatelné, byl stanoven minimální počet lokací za noc, nezbytných k zahrnutí do analýz mobility. V úvahu byly brány pouze noci, během nichž bylo nasbíráno alespoň 18 lokací. Ve výsledcích bylo zaznamenáno celkové množství nalétaných kilometrů, doba monitoringu každého zvířete, vzdálenosti lokací od hnízda a průměrná mezilokační přeletová vzdálenost pro každého jedince.

c/ Analýza velikosti okrsků

Veškeré zjištěné terénní záznamy byly převedeny z písemné podoby do podoby digitální. Hnízdní okrsky byly sestavovány v extenzích Animal movements pro ArcVIEW a HAWTH's tools pro ArcMap (Rodgers et Carr 2002). Pro odhad velikosti a tvaru lovných okrsků byly použity neparametrické kernelovské fixní odhady (Kernel dense estimates – KDE; Worton 1989) s 90% konturou (Börger et al. 2006). Kernely vytvářejí pro každou lokaci pravděpodobnostní hustotní funkci, v níž jsou počítány relativní vzdálenosti mezi lokacemi. Pro výpočet vzdáleností je používán vyhlazovací parametr, který byl v naší studii vypočten metodou LSCV (least squares cross validation), což je metoda minimální hodnoty střední kvadratické odchylky (Seaman et Powell 1996). Pro konstrukci odpočinkových okrsků byla použita metoda minimálních konvexních polygonů (minimal convex polygon – MCP). Ta spočívá v propojení periferních bodů pod úhlem větším než 180°. Metoda MCP je poměrně málo přesná u velkoplošných datových souborů, avšak poskytuje dobré výsledky především u bodových vrstev s malým počtem lokací (Nilsen et al. 2008). Zatímco metoda MCP definuje pouze životní prostor zvířete ohraničený linií, Kernely stanovují pravděpodobnost, s jakou se zvíře vyskytuje v čase na jednotlivých ploškách v olemovaném životním prostoru.

Veškeré statistické zpracování bylo prováděno v programu Statistica 7.

d/ Analýza habitatu

Pro stanovení habitatových preferencí bylo nezbytné nejprve vytvořit chybějící vstupní mapové vrstvy. U lesních celků náležících Lesům sever a Lesům města Most nebyly doposud vytvořeny digitální záznamy, proto byla v těchto okrscích data vektorizována podle aktuálního Lesního hospodářského plánu (LHP). Popisné údaje k jednotlivým porostním skupinám a celkům byly vyplňovány do atributových tabulek podle údajů z příslušných knih LHP.

Již digitalizovaná data poskytnutá firmou Lesy ČR s.r.o. pak musela být převedena v programu Topol z bloků do tzv. shapefilů, tedy digitální formy mapových polygonů. Popisy jednotlivých polygonů jsou uvedeny

³⁾ Jak uvádí Whitley (et al. 2001), zvíře si totiž musí zvyknout, přizpůsobit se zátěži vysílačky.

⁴⁾ Triangulace spočívá v určení neznámé lokace pomocí trigonometrického průsečíku azimutů ze dvou různých lokací o známých souřadnicích (Mech et Barber 2002).

⁵⁾ V několika případech vypadl sledovaným sovám ocasní vysílač. Důvody předčasného odpadnutí vysílačky je velmi obtížné zjistit. Nejpravděpodobnější příčinou je snaha zvířete strhnout si přístroj zobákem.

v tabulkách, které jsou součástí shapefilů. V těchto tabulkách jsou zaznamenány údaje z porostních map. Podle toho lze určit druhovou skladbu stanovišť, využívaných sýcem rousným.

Preference lovných habitatů byly určovány metodou Marcum et Loftsgarden (1980), která porovnává sýcem využívané porosty s náhodně rozmístěnými porosty ze zbytku území. Dále byla použita metoda Neuova (1974), a to pro zjištění odpočinkových preferencí, vypočítaných na základě komparace skutečných a náhodných lokací.

Výsledky

V Krušných horách bylo do roku 2010 vysílačkami označeno celkem 23 samců sýce rousného. Přehled počtu nasbíraných lokací a délka monitoringu každého jedince jsou uvedeny v tabulce 1.

Tab. 1: Počet lokací zaznamenaných u každého jedince a výsledek monitoringu.

Monitorovaný samec	Rok	Budka	Lovné lokace	Počet nocí	Odpoč. lokace	Počet dnů	Věk samce	Osud samce při monitoringu
EN02883	2006	100	128	7	27	20	2	vyvedená mláďata
EN02905	2006	20	161	6	16	12	2	vyvedená mláďata
EN02882	2006	91	118	5	20	15	2	vyvedená mláďata
E305450	2006	409	74	4	20	17	?	vyvedená mláďata
EN02931	2006	577	123	5	9	8	?	predované hnízdo
EN02989	2007	402	20	2	7	5	3+	vypadnul vysílač
EN02966	2007	408	36	2	3	2	3+	vypadnul vysílač
EN02932	2007	504	63	4	9	7	3+	vypadnul vysílač
EN02904	2007	565	138	6	16	14	3+	vyvedená mláďata
Helgoland 4254805	2007	542	0	0	1	1	3+	vypadnul vysílač
EN4263	2008	79	107	5	6	6	<2	vyvedená mláďata
EN02989	2008	402	149	5	24	23	3+	vyvedená mláďata
EN02932	2008	405	129	5	26	24	3+	vyvedená mláďata
EN02966	2008	650	134	5	11	11	3+	vyvedená mláďata
EN07201	2009	846	59	6	12	12	<2	predované hnízdo
E305739	2009	67	90	4	6	6	3+	vypadnul vysílač
EN07225	2010	902	130	6	7	7	?	vyvedená mláďata
EN02983	2010	905	135	6	29	29	3+	vyvedená mláďata
EN07243	2010	901	130	6	29	29	?	vyvedená mláďata
EN07275	2010	410	22	2	6	6	?	vypadnul vysílač
E305739	2010	501	25	1	6	6	3+	úmrtí jedince

Ne všichni označení samci byli monitorováni plánovaných 5 nocí. Celkem šesti jedincům vysílačky předčasně vypadly. U dalších dvou jedinců došlo k poruše vysílaček a jeden samec byl po dvou monitorovaných nocích nalezen mrtev. Lovné domovské okrsky byly tedy sestaveny u 20 jedinců. Do souhrnných analýz byli zařazeni pouze samci, u kterých bylo nasbíráno alespoň 60 lovných lokací a kteří krmili po celou dobu monitoringu mláďata v budce (nedošlo u nich k predaci hnízda).

Mobilita jedinců

Sýci nalétali průměrně za noc 8,72 km ($n = 65$, $SD = 2,4$). Nejdále od budky byl zaznamenan samec č. 902/2010 (číslováno podle budek), a to ve vzdálenosti 2,5 km. Průměrně samci lovili ve vzdálenosti 593 m od hnízda ($SD = 291$). Počet nalétaných kilometrů je určován do značné míry počtem lokací, z nichž jsou odhady o pohybu prováděny ($R = 0,94$; $n = 17$; $p < 0,05$). Při posouzení počtu nalétaných kilometrů ve vztahu k rozloze teritorií, resp. v souvislosti s velikostí lovných okrsků, nebyla nalezena závislost těchto dvou parametrů ($R = -0,06$; $n = 17$, $p = 0,8$).

Velikost domovských okrsků

Během nočního pozorování bylo nashromážděno celkem 2107 záznamů. Pro vytvoření hnízdních okrsků byly použity pouze lovné lokace ($n = 1971$). Ostatní noční záznamy ($n = 136$) představují lokace u budky a noční odpočinek některých jedinců, který trval asi hodinu (obvykle v době mezi 1:00–2:00).

Průměrná velikost lovných okrsků vypočítaná metodou 90% KDE činila 135,4 ha ($n = 20$, $SD = 64,3$). Pokud bychom vyřadili okrsky samců, u nichž nebylo sesbíráno dostatek lokací, a u kterých došlo k predaci hnízda, byla by průměrná velikost lovných okrsků větší, konkrétně 155,8 ha ($n = 14$, $SD = 57,5$; 90% KDE). Při aplikaci metody MCP byla průměrná rozloha lovných okrsků hnízdicích samců 200,8 ha ($n = 14$; $SD = 76,7$). Při zahrnutí všech samců (i těch s malým počtem lokací a s predovanými hnízdy) činila průměrná rozloha 182 ha ($n = 20$, $SD = 83,8$; MCP).

Lze tedy konstatovat, že velikost hnízdních okrsků sýce rousného se pohybuje v rozmezí 50–270 ha (90% kernely). Tato plocha je pro hnízdicího sýce nezbytným územím pro zaopatření obsazené budky. Přehled velikostí okrsků vypočítaných pro každého jedince je uveden v tabulce 2.

Lovné okrsky samců byly prostorově oddělené, pouze v jednom případě byl zaznamenán 12% překryv okrsků dvou sousedních jedinců (v roce 2006). Samce lze tedy v době hnízdění považovat za teritoriální i přes to, že se jejich okrsky mohou do určité míry překrývat.

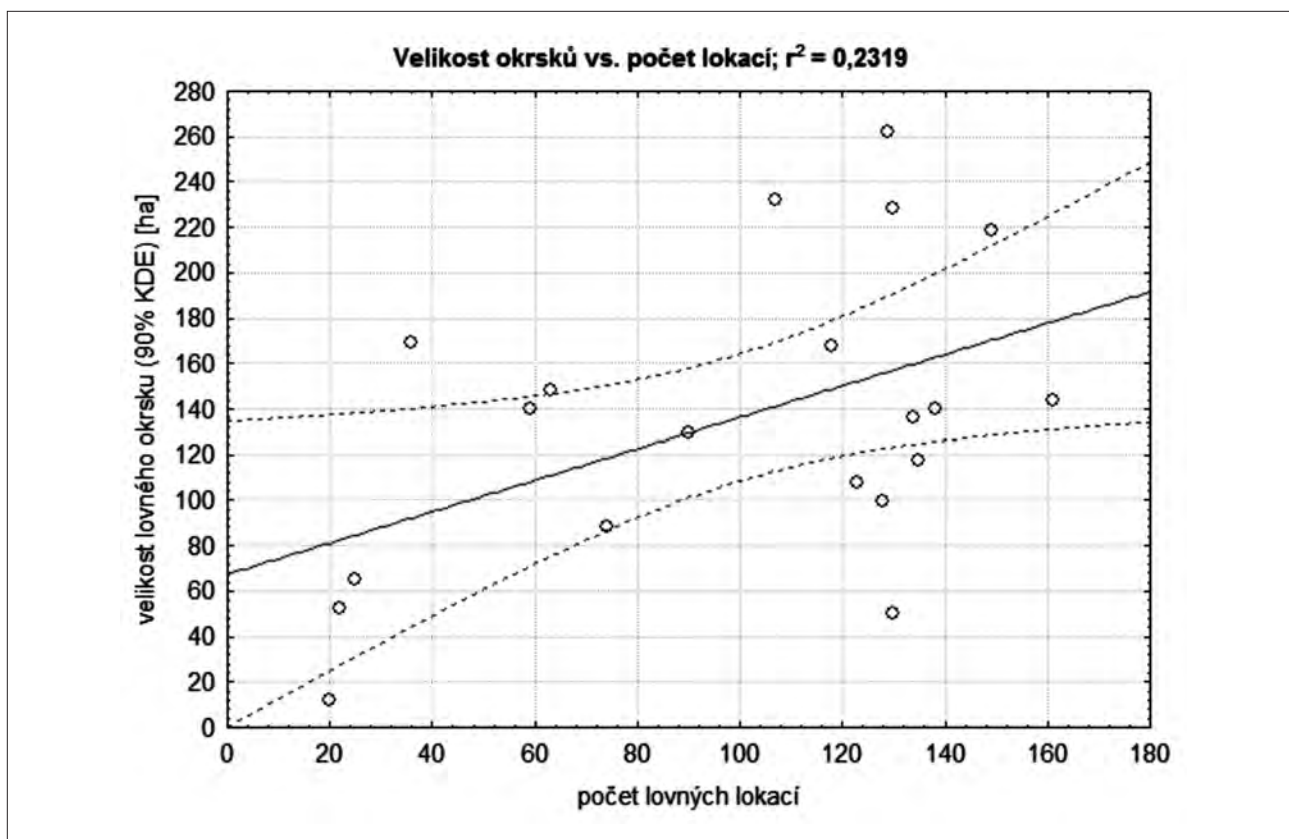
Tab. 2: Velikosti okrsků, řazené dle cirkadiánní aktivity (červeně údaje nezařazené do souhrnných analýz).

Kroužek	Rok	Budka	Lov. okrsek 90% KDE [ha]	Lov. okrsek MCP [ha]	Odpoč. okrsek MCP [ha]
EN02883	2006	100	99,29	123,48	98,3
EN02905	2006	20	143,5	244,92	26,46
EN02882	2006	91	167,78	304,45	64,95
E305450	2006	409	88,64	86,8	63,8
EN02931	2006	577	107,87	193,69	5,9
EN02989	2007	402	11,7	128,3	3,5
EN02966	2007	408	169,5	304,62	
EN02932	2007	504	148,23	166,34	41,5
EN02904	2007	565	139,9	226,31	3,7
Helgoland EN4263	2008	79	232,05	245,86	7,6
EN02989	2008	402	218,69	264,8	137,42
EN02932	2008	405	262,43	343,2	212,07
EN02966	2008	650	136,58	147,1	16,62
EN07201	2009	846	139,8	133,069	47,65
E305739	2009	67	129,6	139,3485	4,75
EN07225	2010	902	228,4	251,4	0,2
EN02983	2010	905	117,5	125,6	52,2
EN07243	2010	901	50,0	72,3	66,3
EN07275	2010	410	52,4	87	11,1
E305739	2010	501	65,1	50,5	60,4

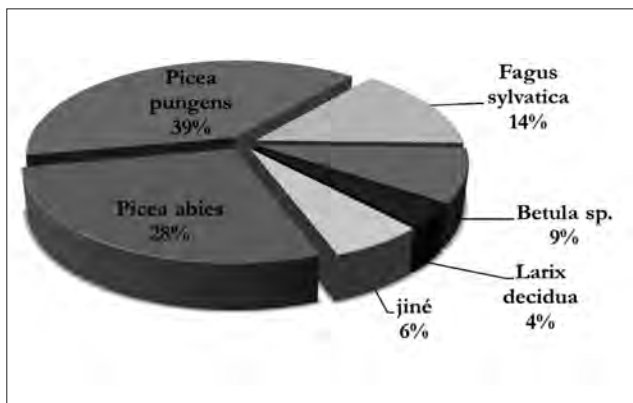
Za celou dobu monitoringu (5 let) bylo získáno 290 denních záznamů. Zjištěná průměrná velikost odpočinkových okrsků je 71 ha ($n = 11$, $SD = 56$). Odpočinkové okrsky jsou mnohem menší než okrsky lovné. V porovnání se studii v zahraničí jsou menší i několikanásobně.

Odpočinkové okrsky jsou sestavené metodou 100% MCP. Aby bylo možné porovnat odpočinkové okrsky mezi jednotlivými samci, je zapotřebí u každého sýce nasbírat alespoň 10 lokací (Jacobsen et Sonerud 1987).

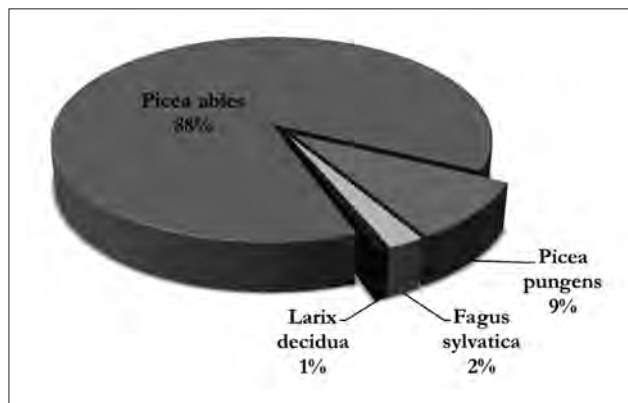
Při testování závislosti velikosti okrsku na počtu lovných lokací pomocí lineární regrese se projevila tendence přímé úměrnosti (graf 1). Čím více lokací bylo u jedinců naměřeno, tím větší byla rozloha výsledných okrsků. Tato závislost není statisticky průkazná a k sestavení reprezentativního hnízdního okrsku je zapotřebí nasbírat alespoň 60 lokací pro každé zvíře (podobně Seaman et al. 1999).



Graf 1: Závislost velikosti okrsků na počtu lovných lokacích ($p > 0,05$) – plná čára značí lineární regresi, čárkovaně jsou vyznačeny 95% konfidenční intervaly.



Graf 2: Biotopové preference při lovu.



Graf 3: Biotopové preference při odpočinku.

Biotopové preference

Sýci nejčastěji využívali k lovu rozvolněné porosty smrku pichlavého, téměř ve 40% případů. Tyto porosty měly malé zakmenění (prům. 5, SD = 1,7) a výška těchto dřevin se pohybovala od 3 do 8 metrů. Asi ve čtvrtině případů lovili samci v porostech smrku ztepilého, které byly vyšší než 3 m. Z celkové plochy okrsků tvořily bezlesé části průměrně 29 ha (SD = 23 ha), tedy asi 14% z rozlohy okrsků. Tyto plochy sýc využíval jen okrajově. Negativní preferenci sýci vykazovali vůči mladým porostům smrku ztepilého o výšce menší než 2,5 m. Těmto plochám se samci zcela vyhýbali, pravděpodobně z důvodu absence vhodných opěrných bodů⁶⁾. Významně preferovanými porosty při lovu jsou tedy fragmenty smrku pichlavého (Chí-kvadrát = 21,6; df = 8; $p < 0,05$). Někteří samci jsou však schopni lovit i ve starých bukových porostech (80–120 let) s mírně zapojenou spodní etáží vysokou 2–5 m (14% záznamů). Struktura habitatů využívaných při lovu je znázorněna v grafu 2.

⁶⁾ Jak zjistil Bye et al. (1992) samci sýce rousného loví nejčastěji z výšky okolo 2,6 metrů a k lovu potřebují pevné opěrné body, aby mohli pomocí sluchu co nejpřesněji zaměřit kořist.

Během odpočinku samci preferovali vzrostlé husté porosty smrku ztepilého (88 % záznamů). Preference smrku ztepilého oproti ostatním dřevinám byla statisticky významná (Chí-kvadrát = 52,1; df = 13; $p < 0,05$). Jedinci byli dohledáváni také v zápojích smrku pichlavého či buku lesního, blíže viz graf 3. U jedince č. 79/2008 byla zjištěna silná vazba na porosty buku lesního, ve kterých vždy odpočíval i lovil. Samec č. 20/2006 byl při spánku dohledáván především v porostech smrku pichlavého. Při vyřazení těchto dvou "extrémních" jedinců ze souboru vzroste odpočinková preference samců vůči smrku ztepilému na 94 %.

Diskuze

- Průměrná rozloha všech okrsků v Krušných horách (i neúplných) stanovená metodou MCP (182 ha, SD = 83,7) je překvapivě podobná rozloze hnízdních okrsků 3 samců sledovaných v Norsku (prům. 181 ha, SD = 48) (Jacobsen et Sonerud 1987). Také Sorbiho zjištění zaznamenaná v Ardenách se podobají našim výsledkům. Rozloha okrsků se dle Sorbiho (2003) pohybuje mezi 100–300 ha ($n = 13$ samců, MCP). Zdá se tedy, že velikosti hnízdních okrsků v Evropě jsou si navzájem dosti podobné a samci sýce rousného zde během hnízdění využívají okrsky o rozloze nepřesahující 3 km² (90% KDE).
- Při srovnání velikosti domovských okrsků v Evropě (70–340 ha, MCP) a v Severní Americe (1200–1500 ha, MCP) (Hayward 1989, Lane 1997) je rozdílnost více než zřejmá. Americké práce však sledovaly sýce i mimo hnízdní období a po delší časový úsek (až 4 měsíce). Porovnáme-li průměrné rozlohy okrsků pouze hnízdních samců, které v Americe (v Minnesotě) sledovala Belmonte (2005), s okrsky v Krušných horách (viz tabulka 2), je celkový nepoměr menší, ale stále dosti výrazný (521,5 ha vs. 201 ha). Zdá se tedy, že specifické prostorové nároky představují jeden ze základních rozdílů mezi poddruhy sýce rousného.
- V Krušných horách se v jednom případě sousední okrsky dvou samců částečně překrývaly. O překrývání hnízdních okrsků tohoto druhu dosud nebyla zveřejněna žádná studie. Sorbi (2003) však poznamenává, že domovský okrsek sýce rousného může být do určité míry sdílen více jedinci. Toto tvrzení dokazuje tím, že dva a více volajících samců se v době nabízení hnízdních dutin může vyskytovat poměrně blízko u sebe.
- Přestože se neprokázala statisticky významná závislost velikosti lovného okrsku na počtu lokací, je zřejmé (viz graf 1), že tyto atributy spolu do značné míry souvisejí. Při zjišťování prostorových nároků nelze vycházet pouze z počtu lokací, nýbrž je zapotřebí nashromáždit v daném období života zvířete data v co nejdelším časovém intervalu. Například zjišťujeme-li velikost hnízdního okrsku, je vhodné sledovat jedince co nejdelší možnou dobu, a to především v době krmení mláďat. Jak uvádějí například Jacobsen et Sonerud (1987), velikost lovného okrsku se zvětšuje i po 13 nocích (nočních pozorováních), avšak pro přibližný odhad velikosti hnízdního okrsku je 5 monitorovacích nocí dostačujících.
- Při sledování mobility byly ve většině případů při selekci výsledných dat odstraňovány přelety samců k budce. Důvodem tohoto kroku byl rychlý pohyb jedince při přesunu a tedy pouhý odhad místa přeletu (samci v letu proto nebyli zaměřováni). Vezmeme-li v potaz intenzitu krmení samce 5–10x za noc, a skutečnost, že přelety do budky nebyly zaznamenány, mohlo dojít při stanovení mobility jedinců k jistému podhodnocení. Jak však tvrdí Kauhala et Tiilikainen (2002), výsledné počty nalétaných vzdáleností jsou při radiotelemetrii systematicky nadhodnocovány chybou měření. Toto nadhodnocení čítá až +50 % oproti vzdálenostem, které zvíře skutečně urazí. Je tedy pravděpodobné, že námi zjištěná průměrná mobilita sýce, představující asi 9 kilometrů za noc, přibližně odpovídá realitě.
- U okrsků odpočinkových jsou překvapující jejich malé rozlohy oproti rozlohám zjištěným v zahraničí. Například Jacobsen et Sonerud (1987) zjistili u tří samců průměrnou velikost odpočinkových okrsků 142 ha (SD = 73). Tento nepoměr lze nejpravděpodobněji vysvětlit odlišnou skladbou habitatu. Oproti jiným oblastem, kde jsou porosty s dominancí smrku ztepilého hojně rozšířeny, musí sýci v Krušných horách vybírat opakovaně stejné fragmenty lesa, které jim poskytnou úkryt. Důvodem je poměrně malá rozloha porostů smrku ztepilého (jen asi 15 %) v zájmovém území. Tím je nejspíše zapříčiněn odlišný výběr odpočinkových míst a mnohem menší denní okrsky. U dvou samců bylo zdokumentováno, že si k odpočinku vybírali opakovaně stejný strom, volili dokonce stejné větve. Tato skutečnost je zcela unikátní, neboť například Sorbi (2003) tvrdí, že samci se při odpočinku vyhýbají opakovanému užívání stejných míst.
- Zjištěné habitatové preference sýce v Krušných horách vykazují určitou odlišnost oproti jiným oblastem Evropy. Ve Skandinávii jsou sýci při lovu i odpočinku vázání na staré vzrostlé zápoje smrku ztepilého

a borovice lesní, přičemž při lovu často preferují i bezlesí (holiny, pole a louky, sousedící s porostem, z něhož sýci útočí na volnou plochu) (Hakkarainen et al. 1996). V Belgii byli sýci při odpočinku nejčastěji dohledáni v poměrně mladých porostech smrku ztepilého (15 let) a při lovu v listnatých porostech (Sorbi 2007). Zdá se, že sýc rousný si v Krušných horách vybírá lovné habitaty především podle potravní nabídky a přizpůsobil se tak i porostům náhradních dřevin, které využívá převážně k lovu. K podobným závěrům dospěl také Korpimäki (1981), který tvrdí, že sýc rousný výrazně nepreferuje žádný konkrétní typ habitatu, nýbrž jeho hlavním nárokem je potravní nabídka.

Poděkování

Výzkum byl podpořen celouniverzitním grantem CIGA ČZU v Praze č. 20104201.

Literatura

- BELMONTE L. R., 2005: Home range and habitat characteristics of boreal owls in northeastern Minnesota. A Thesis. Faculty of the Graduate School of the University of Minnesota.
- BÖRGER L., N. FRANCONI G. DE MICHELE, A. GANTZ, F. MESCHI, A. MANICA, S. LOVARI, COULSON T., 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology* 75:1493–1405.
- BYE F. N., JACOBSEN B. V., SONERUD G. A., 1992. Auditory prey location in a pause-travel predator: search height, search time, and attack range of Tengmalm's Owls (*Aegolius funereus*). *Behavioral Ecology*. 3: 266–276.
- CRAMP S. et SIMMONS K., 1985: Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford: 606–616.
- DRDÁKOVÁ M., 2002: Hnízdní biologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v imisních oblastech Krušných hor. Dipl. práce LF ČZU v Praze.
- DRDÁKOVÁ M., ZÁRYBNICKÝ, J., 2003: Noční aktivita samice sýce rousného *Aegolius funereus* v Krušných horách: předběžné výsledky. In: Bryja J. et Zukal J. [eds.]: Zoologické dny Brno 2003. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno: 137–138.
- DUSÍK M., PLESNÍK J., 2010: Zvyšování početnosti, výběr prostředí a potravní ekologie dutinových ptačích predátorů v horských oblastech severních a východních Čech. *Ochrana přírody*, 5/2010: 22–26.
- DUSÍK M., PLESNÍK J., 2011: Dlouhodobá hnízdní podpora dutinových dravců a sov v horských oblastech severních a východních Čech (I.). *Svět myslivosti* 3: 20–25.
- HAKKARAINEN H., KOIVUNEN V., KORPIMÄKI E., KURKI S., 1996: Clear-cut areas and breeding success of Tengmalm's owls *Aegolius funereus*. *Wildlife Biology* 2: 253–258.
- HAYWARD G. D. 1989. Habitat use and population biology of Boreal Owls in the Northern Rocky Mountains, USA. Ph.D. diss., Univ. Idaho, Moscow.
- JACOBSEN B. V., SONERUD G. A., 1987. Home range of Tengmalm's Owl: A comparison between nocturnal hunting and diurnal roosting. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-142: 189–192.
- KAUHALA K., TIILIKAINEN T., 2002: Radio location error and the estimates of home range size, movements, and habitat use: a simple field test. *Annales Zoologici Fennici* 39: 31–324.
- KENWARD R. E., 2001: A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, London.
- KORPIMÄKI E., 1981: On the ecology and biology of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in Southern Ostrobothnia and Suomenselkä, western Finland. *Acta Universitatis Ouluensis, A 118 Biol.*, 13: 1–84.
- LANE W. H., 1997. Distribution and ecology of Boreal Owls in northeast Minnesota. M.Sc. thesis, Univ. Minn., St. Paul.
- LAYER P. N., 2005: Cheetah of the Serengeti Plains: a home range analysis. Thesis Virginia Tech, Blackburg, USA
- MARCUM C. L., LOFTSGAARDEN D. O., 1980: A nonmapping technoloque for studying habitat preferences. *Journal Wildlife Management* 44: 963–968
- MECH L. D., BARBER S. M., 2002: A critique of wildlife radio-tracking and its use in national parks. A report to the U.S. national park service. Dept. of Fisheries, Wildlife, and Conservation Biology, University of Minnesota.
- MILLSPAUGH J. J., MARZLUFF J. M., 2001: Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego.
- NEU C. V., BYERS C. R., PEEK J. M., BOY V., 1974: A technique for analysis of utilization availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541–545.
- NILSEN E. B., PEDERSEN S., LINNELL J. D. C., 2008: Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusion? *The ecological society of Japan. Ecol Res* 23: 635–639.
- PAGE R. E., 1982: Technological concerns in the use of radio telemetry for animal habitat identification. Research Branch, Ministry of Forests WHR-2, Victoria, B.C.
- POWELL R. A., 2000: Animal home ranges and territories and home ranges estimators. Chapter 3, *Research Techniques in animal ecology*. Ed. Luigi Boitani and Todd K. Fuller. Columbia University press New York.

- RODGERS A. R., CARR A. P., 2002: The home range extension for Arc View. Thunder Bay, Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Ontario Ministry of Natural Resources.
- SEAMAN D. E., MILLSAUGH, J. J., KERNOHAN, B. J., BRUNDIGE, G. C., RAEDEKE, K. J., GITZEN, R. A., 1999: Effect of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63: 739–747.
- SEAMAN D. E., POWELL, R. A., 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075–2085.
- SONERUD G. A., SOLHEIM, R., JACOBSEN, B. V., 1986: Home-range use and habitat selection during hunting in a male Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. *Fauna Norvegica, Ser. C, Cinclus* 9: 100–106.
- SORBI S., 2003: Étendue et utilisation du domaine vital chez la chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) en Haute-Ardenne Belge: suivi par radio-pistage. *Alauda* 71: 215–220.
- SORBI S., 2007: Size and use of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* home range in the high Belgian Ardene – radio-tracking monitoring. World Owl Conference, Groningen, Netherland 31 October through 4 November 2007. Proceedings: 68.
- ŠTASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. 2001–2003. Aventinum. Praha.
- ŠTASTNÝ K., BEJČEK V., ZÁRYBNICKÁ M., 2010: Využití predátorů v biologickém boji s drobnými hlodavci ve vyhlášených ptačích oblastech na Krušných horách. Závěrečná zpráva z projektu, Praha (nepubl.).
- TOMÁŠEK V., 2009: Struktura biotopů využívaných v průběhu dne a velikost teritoria sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách. Diplomová práce, FŽP ČZU v Praze.
- VACÍK R., 1989: Rozšíření a hnízdní biologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v ČSR. Diplomová práce. PřF UK, Praha.
- WHITE G. C., GARROTT R. A., 1990: Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego.
- WITHEY J. C., BLOXTON, T. D., MARZLUFF, J. M., 2001: Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: Millspaugh J. J. et Marzluff J. M. [eds.]: Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego: 43–70.
- WORTON B. J., 1989: Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* 70 (1): 164–168.

Kontakt

Ing. Václav Tomášek

Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze

E-mail: tomasek@fzp.czu.cz

PRAKTICKÉ ZKUŠENOSTI S TELEMETRICKÝM SLEDOVÁNÍM DRAVCŮ PŘI REPATRIACÍCH U LESŮ ČR, s. p.

Petr Zvolánek
Lesy České republiky, s. p.

Posláním Lesů ČR, s. p. je mimo provádění hlavní hospodářské činnosti též zajištění veřejného zájmu u celé řady funkcí mimoprodukčních včetně těch, které mají vztah k životnímu prostředí a ochraně přírody. Ochrana přírody s důrazem na podporu biodiverzity je historickou a nedílnou součástí činnosti lesníků.

Lesy ČR se v r. 1994 připojily ke snahám o obnovení a posílení populací kriticky ohrožených sokolovitých dravců – sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*) a raroha velkého (*Falco cherrug*) ve střední Evropě. Úmyslně neuvádím v ČR, protože zejména mladí sokolovití dravci migrují na značné vzdálenosti a přitom překonávají hranice více států a jejich pozdější návrat do místa vypuštění není příliš pravděpodobný. Proto jejich dlouhodobé systematické sledování bez použití telemetrie není vůbec myslitelné.

Telemetrické sledování našich repatriovaných dravců primárně slouží pro zvýšení úspěšnosti při zavádění jedinců odchovaných v lidské péči do přírody a k následnému praktickému ověření výsledku repatriací, tj. ke stanovení % přežití i příčin mortality.

Repatriace, jejichž realizace byla řešena výhradně či převážně Lesy ČR na území ČR v letech 1996–2010. (% přežití při ukončení sledování – týdny až měsíce po vypuštění):

Druh	Samci	Samice	Celkem	% přežití
	vyp/ztráty	vyp/ztráty	vyp/ztráty	
Sokoli	16/5	17/7	33/12	samci 69%, samice 59%, Σ 64%
Rarozí	7/3	6/2	13/5	samci 57%, samice 67%, Σ 62%
SUMA	23/8	23/9	46/17	samci 65%, samice 61%, Σ63%

Řada vypuštěných jedinců byla telemetricky sledována, což přispělo k získání údajů o průběhu jejich osamostatňování a následném migračním pohybu. Byla použita jak konvenční (pozemní), tak i satelitní telemetrie, montáže leg mount, tail mount a backpack. Volba konkrétního telemetrického zařízení včetně montáže závisí na mnoha faktorech, z nichž největší váhu při rozhodování mají:

1. bezpečnost (welfare) pro daného jedince
2. poměr výkonu, životnosti a velikosti
3. cena

Navzdory neustálému technickému pokroku v telemetrii, především v miniaturizaci elektronických součástek, zvyšující se kapacitě baterií či efektivitě solárních článků je u řady relativně malých živočichů největším problémem přílišná velikost (objem a hmotnost) vysílačů, které by jinak vyhovovaly z hlediska výkonu a životnosti. U sokolů i raroů nejde o to, že by dnešní skutečně výkonné multifunkční vysílače s dlouhou životností (3–5 let) vůbec „neunesli“, ale že by se takové zařízení pro svou velikost mohlo stát limitním faktorem jejich přežití – nebyli by dostatečně rychlí a obratní při lovu kořisti ani v obraně před svými predátory. Proto jsou využívány „kompromisní“ modely vysílačů, které jsou sice dlouhodobé, ale buďto s periodickou činností – krátká doba aktivity střídaná několikadenní až několikatyždenní odmlkou, nebo se sice nepřetržitou aktivitou, ale zato s velmi redukováným výkonem. Obojí je u sokolovitých dravců, kteří migrují na značné vzdálenosti, velkou komplikací při získávání údajů, mj. zejména při potřebě rychlého dohledání a určení příčiny mortality.

Díky využití telemetrie bylo zjištěno, že při našich repatriacích jsou predátoři nejvýraznějším negativním faktorem ovlivňujícím přežití při zavádění mladých sokolů a rarohů do přírody, a to zejména při repatriacích v lese. Navzdory množství jiné dostupné kořisti v podobě mláďat ptáků a drobných savců v měsících květnu a červnu, dochází v počátcích osamostatňování nezkušených jedinců ke ztrátám způsobených kunami, liškami, výry i denními dravci.

Při repatriacích v urbánním prostředí zase vícekrát došlo k zásahu elektrickým proudem, kdy pouze v jednom případě byl spálen vysílač (montáž leg mount) aniž by sokol jakkoliv utrpěl. V ostatních případech až na jednu výjimku byli jedinci nalezeni již mrtví.

Z dalších rizikových faktorů se jako významné jeví nebezpečí pádu či úmyslného vniknutí do komínů a větracích šachet – zde lze fatální dopady podstatně eliminovat systematickým telemetrickým monitoringem, a dále ztráty způsobené lidmi – zde ani systematický monitoring nemůže pomoci a jedinci jsou likvidováni včetně vysílačů. V této souvislosti je však třeba uvést, že značný podíl na tomto neuspokojivém stavu nemají jen lidé překračující zákon, ale též dlouhodobě neúnosné, racionálně neopodstatněné až dogmatické uplatňování ochrany přírody.

Několik příkladů využití telemetrie z praxe

- sokolí samec potrhaný kání lesní krátce po vylétnutí z vypouštěcí klece v lese, bez zásahu člověka byl zabit (pneumotorax, ztráta opeření, léčba a rekonvalescence)
- při noční kontrole sokolí samice vypouštěné pomocí sokolnického výcvíku na okraji lesa zjištěny opakované útoky puštíka obecného, sokol byl z větve sražen a zachytil se na kmeni. Proto byl raději odnesen z lesa.
- sokolí samec několik dní po vypuštění z klece ve městě zaletěl do pletivem uzavřeného prostoru zvonce klášterní věže, po opětovném vypuštění tam zalétl i následující den. Po 2 letech pak zjištěn v páru s neoznačenou samicí.
- čerstvě z klece vypuštěná sokolí samice musela být 2 x za sebou vytažena z komína a opakovaně vypuštěna, po několika dnech odchycena v Bosně na zabitě slepici, tj. 750 km daleko
- sokolí samice poraněná div. dravcem (pneumotorax a následná aspergilóza), po vyléčení odchovávala mláďata v zajetí
- na křídle poraněná mladá raroží samice opětovně vypuštěná sokolnickým výcvíkem zabitá elektřinou na špatně ochráněném sloupu 22 kV
- adultní jestřábí samec, adoptivní pěstoun sokolů ve 2. polovině srpna zabit na špatně ochráněném elektrickém sloupu cca 4 km od hnízda

Případy ilegálního jednání nejsou vzácností, ze zkušeností jiných subjektů by bylo možno uvést množství případů. Např.:

- sokolí samice při sokolnickém lovu utlučená na uloveném bažantovi cizím člověkem
- raroh zabitý vidlemi a zakopaný i s vysílačem vedle domu, nalezený několik hodin po zalétnutí
- sokolnický dravec sedící na plotě vedle silnice zastřelený z auta

V zájmu objektivit je však třeba uvést, že existuje nespočet pozitivních případů, kdy lidé pomohli zachránit nalezené dravce či vrátili ilegálně odchycené sokolnické dravce jejich držitelům. Lze se tedy domnívat, že vhodnou osvětou a racionální ochranářskou politikou včetně poskytování náhrad škod způsobených dravci by bylo možno ilegální jednání silně omezit.

Závěr

V průběhu realizace repatričních projektů byly zjištěny skutečnosti, z nichž lze dovodit následující:

- využití telemetrie přispívá k objektivizaci výsledků repatriací
- telemetrické sledování jedinců je vhodným prostředkem k omezení jejich ztrát

- telemetrické sledování je zdrojem nenahraditelných dat o bionomii druhu – faktorech ovlivňujících populační dynamiku (teritoria, migrační pohyby, potravní strategie), která jsou přímo využitelná při ochraně druhu
- díky telemetrii lze zachránit handicapované jedince, které lze buď opětovně vypustit, nebo alespoň smysluplně využít pro reprodukci v zajetí, vědecký výzkum atd.
- telemetrické sledování významně přispívá k environmentální osvětě ve společnosti

Jedním z nejdůležitějších přínosů použití telemetrie je možnost zjištění či ověření míry střetu zájmů ochrany přírody a jejího využívání člověkem i v případech, kdy podstatou je vztah predátor versus kořist jako objekt zájmu člověka. Absence či dokonce záměrné zkreslování získaných údajů a neochota ke kompromisu způsobují nenahraditelné škody nejen na chráněných druzích, ale též na morálních hodnotách společnosti. Čím déle se bude odkládat seriózní, vědecky podložená společná diskuze všech zainteresovaných stran, tím fatálnější dopady bude tento neuspokojivý stav mít.

Kontakt

Ing. Petr Zvolánek

Lesy České republiky, s. p.

E-mail: Petr.Zvolanek@seznam.cz

Poznámky