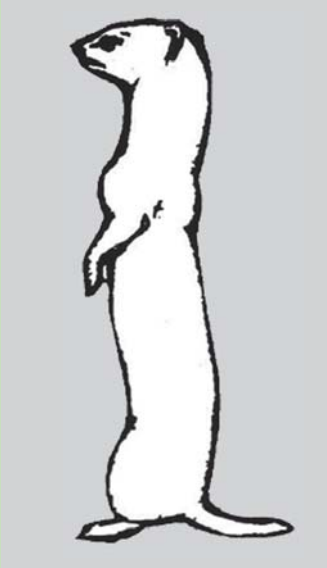
Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky
Banská Bystrica

Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII

Zborník referátov z konferencie
(Zvolen 12. - 13. 10. 2007)

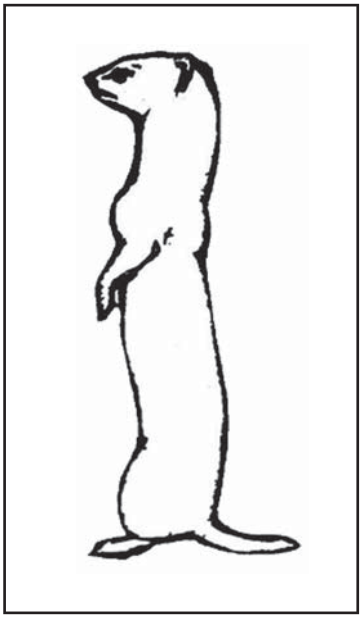


Banská Bystrica 2008

Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky
Banská Bystrica

Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII

Zborník referátov z konferencie
(Zvolen 12. - 13. 10. 2007)



Banská Bystrica 2008

VÝSKUM A OCHRANA CICAVCOV NA SLOVENSKU VIII

RESEARCH AND PROTECTION OF MAMMALS IN SLOVAKIA VIII

ZBORNÍK REFERÁTOV Z KONFERENCIE
CONFERENCE PROCEEDINGS
(Zvolen 12. – 13. 10. 2007)

Zostavili / *Edited by:*
Mgr. Michal Adamec,
Ing. Peter Urban, PhD.
& Mgr. Marcela Adamcová, PhD.

Redakčná úprava / *Correction:*
Mgr. Michal Adamec, Ing. Peter Urban

Recenzenti / *Reviewers:*
Marcela Adamcová, Michal Adamec, Michal Ambros, Ivan Baláž, Peter Bryja, Barbara Chovancová, Ján Kadlečík, Peter Miklós, Ján Obuch, Jozef Sládek, Michal Stanko, Marcel Uhrin, Peter Urban

***Vydala /* Published by:**
Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica / State Nature Conservancy of Slovak Republic, Banská Bystrica

Sadzba a tlač / *Preparation and printing:*
HLP grafik, Brezno

Uverejnené príspevky neprešli jazykovou úpravou
Banská Bystrica 2008

ISBN 978-80-89310-47-0

Odporúčaná citácia článku:
Obuch J. 2008. Prieskum drobných zemných cicavcov na botanicky cenných lokalitách vo Veľkej Fatre a na Martinských holiach. – Pp. 19 – 28. In: Adamec M., Urban P. & Adamcová M. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 12. – 13. 10. 2007). Štátna ochrana prírody SR Banská Bystrica, 248 pp.

Odporúčaná citácia zborníka:
Adamec M., Urban P. & Adamcová M. (eds.). 2008: Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 12. – 13. 10. 2007). Štátna ochrana prírody SR Banská Bystrica, 248 pp.

OBSAH

Úvod 7

Urban P.:
Zomrel RNDr. Július Vachold 8

Urban P.:
Cicavce v tvorbe Pavla Emanuela Dobšinského 11

Obuch J.:
Prieskum drobných zemných cicavcov na botanicky cenných lokalitách vo Veľkej Fatre a na Martinských holiach 19

Hlôška L. & Chovancová B.:
Sukcesia spoločenstiev drobných zemných cicavcov (Insectivora, Rodentia) v lesných ekosystémoch TANAPu postihnutých veternou kalamitou a lesným požiarom 29

Jančová A., Baláž I., Ambros M. & Bridišová Z.:
Drobné cicavce (Eulipotyphla, Rodentia) v okolí vodných nádrží pri Nitre 39

Jurčovičová M. & Kozubová L.:
Vplyv klimatických faktorov na akcesorické a akcidentálne druhy v spoločenstvách drobných zemných cicavcov 46

Čanády A., Mošanský L. & Stanko M.:
Porovnanie biometrických znakov dvoch sympatrických druhov rodu mus – *Mus spicilegus* a *Mus musculus* z Východného Slovenska 52

Boďová M.:
Drobné zemné cicavce v Národnej prírodnej rezervácii Kláštorské lúky 63

Ambros M. & Hapl E.:
Výsledky transferu sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) z letiska v Bratislave na vybrané lokality na západnom Slovensku 72

Matějů J,. Uhlíková J. & Nová P.:
Záchranný program sysla obecného v České republice 86

Májsky J. & Filípek M.:
Problémy identifikácie letných hniezd pĺšika lieskového (*Muscardinus avellanarius*) a myšky drobnej (*Micromys minutus*) 96

Sedláková B.:
Belianske Tatry bez svišťov 99

Bačkor P., Klaučo M. & Ondruš S.:
Rozšírenie svišťa vrchovského (*Marmota marmota*) v Nízkych Tatrách – Časť 1... 102

Ballo P.:
Monitoring kolónií svišťa vrchovského tatranského (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl 1961) v Západných Tatrách – Výsledky za rok 2005 111

Bučko J.:
Odkladanie mláďat jelenej zveri 118

Bučko J.:
Využitie automatických kamier pri výskume a monitoringu medveďa hnedého (*Ursus arctos*) 123

Eliáš P.:
Záchrana zubra hrivnatého (*Bison bonasus*) na Slovensku: 1957-2007 128

Rigg R. & Ondruš S.:
Štruktúra a dynamika Populácie kamzíka vrchovského tatranského (*Rupicapra rupicapra tatrica*) v Nízkych Tatrách 141

Tullová M.:
Inicálna štúdia genetickej štruktúry populácií jeleňa lesného (*Cervus elaphus* L.) v Karpatoch 159

Straka M., Paule L. & Krajmerová D.:
Metodika pre odhad početnosti populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) metódou neinvazívneho odberu vzoriek 165

Rigg R.& Adamec M.:
Stav a manažment medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku 171

Hell P., Rusek J., Slamečka J. & Gašparík J.:
Analýza útokov medveďa hnedého na hospodárske zvieratá a včelstvá na Liptove ... 188

Rigg R.:
Početnosť, odstrel a ochrana vlka dravého (*Canis lupus*) v Slovenských Karpatoch – priveľa či málo? 200

Schestág J.:
Telemetria rysa ostrovida (*Lynx lynx*) na území NP Veľká Fatra 214

Urban P., Adamec M. & Saxa A.:
Aktuálne rozšírenie vydry riečnej (*Lutra lutra*) na Slovensku – Výsledky celoslovenského mapovania 220

Užík P. & Adamcová – Kocianová M.:
Zistenie mienky verejnosti a navrhnutie manažmentových opatrení pre veľké šelmy na Slovensku 230

Závery 245

Zoznam účastníkov konferencie 246

CONTENTS

Introduction 7

Urban P.:
RNDr. Július Vachold died 8

Urban P.:
Mammals in the Pavol Emanuel Dobšinský creation 11

Obuch J.:
Exploration of terrestrial small mammals in the botanical valuable sites in the Veľká Fatra Mts and Martinské Hole Mts 19

Hlôška L. & Chovancová B.:
Succession of the small mammal communities (Insectivora, Rodentia) in the forest ecosystems in the High Tatra National Park affected with the wind calamity and forest fire 29

Jančová A., Baláž I., Ambros M. & Bridišová Z.:
Small mammals (Eulipotyphla, Rodentia) in the surrounding of water ponds near Nitra 39

Jurčovičová M. & Kozubová L.:
Influence of climatic factors on accessory and accidental species in small mammals communities 46

Čanády A., Mošanský L. & Stanko M.:
Biometrical characteristics comparison of two sympatric species of the *Mus* genus – *Mus spicilegus* and *Mus musculus* from Eastern Slovakia 52

Boďová M.:
Small mammals in the Kláštorské lúky National nature reserve 63

Ambros M. & Hapl E.:
Results of European ground squirrel (*Spermophilus citellus*) transfer from the airport in Bratislava to chosen localities in the west part of Slovakia 72

Matějů J,. Uhlíková J. & Nová P.:
Action plan for the European ground squirrel in the Czech Republic 86

Májsky J. & Filípek M.:
Problems of identification of the summer nests of hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and harvest mouse (*Micromys minutus*) 96

Sedláková B.:
The Belianske Tatra Mts. without of marmots 99

Bačkor P., Klaučo M. & Ondruš S.:
Distribution of marmot *(Marmota marmota)* in the Nízke Tatry Mts 102

Ballo P.:
Monitoring of colonies of *Marmota marmota latirostris* Kratochvíl 1961 in the Western Tatras Mts. – 2005 results. 111

Bučko J.:
Temporary abandonment of the red deer fawns 118

Bučko J.:
Implementation of camera traps for brown bear (*Ursus arctos*) research and monitoring 123

Eliáš P.:
European Bison (*Bison bonasus*) conservation in Slovakia: 1957-2007 128

Rigg R. & Ondruš S.:
Structure and dynamics of the tatra chamois (*Rupicapra rupicapra tatrica*) population in the Low Tatras 141

Tullová M.:
Initial study of the genetic structure of red deer (*Cervus elaphus* L.) population in Carpathians 159

Straka M., Paule L. & Krajmerová D.:
Methods for estimation of population size of brown bear (*Ursus arctos*) by use of noninvasive sampling 165

Rigg R. & Adamec M.:
Status and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia 171

Hell P., Rusek J., Slamečka J. & Gašparík J.:
Analyses of brown bear attacks to domestic animals and beehives in Liptov region 188

Rigg R.:
Abundance, hunting and protection of the wolf (*Canis lupus*) in the Slovak Carpathians – too much or not enough? 200

Schestág J.:
Radio-tracking of European lynx (*Lynx lynx*) in NP Veľká Fatra 214

Urban P., Adamec M. & Saxa A.:
Actual distribution of Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the Slovak Republic – Results of national mapping 220

Užík P. & Adamcová – Kocianová M.:
An investigation of public attitudes toward Slovakian large carnivores and their management proposition in Slovakia 230

Results 245

List of participants 246

ÚVOD

INTRODUCTION

V poradí už ôsmy ročník celoštátnej odbornej konferencie „Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku“ sa konal v dňoch 12. – 13. októbra 2007 v tradičných príjemných priestoroch zvolenského Ústavu ekológie lesa SAV. Organizátori, Štátna ochrana prírody SR Banská Bystrica, Ústav ekológie lesa SAV Zvolen a Katedra biológie a ekológie Fakulty prírodných vied Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, ju zamerali najmä na aktuálnu problematiku využitia telemetrie vo výskume živočíchov.

Na konferencii sa oficiálne zaregistrovalo 86 účastníkov zo Slovenska, Českej republiky, Poľska a tradične aj Škótska (hoci skutočný počet účastníkov v zasadačke bol vyšší).

Stalo sa dobrým zvykom, že začiatok mammaliologických konferencií býva vyhradený jubilantom. Na ôsmej konferencii to boli prof. Ing. Jozef Sládek, CSc. (80 rokov), RNDr. Andrej Stollmann (75 rokov), prof. RNDr. Alexander Dudich, CSc. (65 rokov) a doc. RNDr. Ľudovít Kocian, CSc. (60 rokov).

Počas dvoch nabitých dní spolu odznelo 32 referátov a vystavených bolo 11 posterov. V rámci ich hodnotenia zvíťazil poster doc. Michala Stanka a kolektívu o páriacom systéme európskych ryšaviek s názvom „Mating system variation in four European species of *Apodemus* mice“.

Pred ukončením konferencie prebehol workshop „Mapovanie vydry riečnej na Slovensku“, na ktorom boli upresnené najmä podrobnosti metodiky celoslovenského mapovania vydry. To sa uskutočnilo od októbra 2007 do apríla 2008, mierne modifikovanou štandardnou metódou IUCN, založenou na vyhľadávaní pobytových znakov vydry v rámci siete kvadrátov Databanky fauny Slovenska. Výsledky mapovania sú uverejnené v tomto zborníku.

V súvislosti s konferenciami Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku už dlhší čas prebiehajú diskusie na tému možnej transformácie zborníkov referátov, ktoré z nich pravidelne vychádzajú, na časopis. Keďže to (zatiaľ?) z viacerých dôvodov nebolo možné, aj z tejto konferencie sa organizátorom podarilo vydať (aspoň) zborník referátov.

V ňom je spolu uverejnených 27 príspevkov, z ktorých väčšina odznela počas konferencie, prípadne boli uverejnené ako postery.

Dúfame, že aj tento zborník sa stane cenným zdrojom informácií, ale aj spomienkou na ôsmu celoštátnu konferenciu „Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku“.

Zostavovatelia

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 8 - 10

ZOMREL RNDR. JÚLIUS VACHOLD

RNDR. JÚLIUS VACHOLD DIED

Peter Urban

Katedra biológie a ekológie FPV UMB, Tajovského 40, SK–974 01 Banská Bystrica; e-mail: urban@fpv.umb.sk

Tesne pred tradičným zimným spočítaním netopierov v Štiavnických vrchoch sme sa dozvedeli mimoriadne zarmucujúcu správu. Dňa 4. februára 2008 zomrel vo veku 89 rokov RNDr. Július Vachold, nestor a priekopník slovenskej zoológie, predovšetkým mammaliológie, zakladateľ slovenskej chiropterológie a senior stredoslovenských zoológov. Posledná rozlúčka s ním sa symbolicky konala práve v posledný deň uvedeného spočítania, 7. februára 2008.

Július Vachold sa narodil 3. novembra 1918 v Krupine. Po absolvovaní Prírodovedeckej fakulty Slovenskej univerzity v Bratislave (kombinácia prírodopis-zemepis), krátky čas učil na stredných školách v rodnom meste. V roku 1954 na odporučenie prof. Ferianca nastúpil vo Faunistickom laboratóriu SAV v Bratislave. O rok neskôr 1955 sa stal jeho vedúcim a po reorganizácii pracovísk v Slovenskej akadémii od 1. februára 1957 viedol Oddelenie zoológie Biologického ústavu. Sľubne sa rozvíjajúcu kariéru Dr. Vacholda prerušili politické previerky a tak koncom roku 1959 musel toto pracovisko nedobrovoľne opustiť. Po odchode zo Slovenskej akadémie vied krátko pracoval ako laborant v hlinikárni v Závodoch Slovenského národného povstania v Žiari nad Hronom. V apríli 1960 nastúpil ako technik (akvarista) do Zoologickej záhrady v Bojniciach, kde pôsobil necelé dva roky. Potom sa vrátil do Krupiny a v rodnom meste až do odchodu na dôchodok učil na stredných školách.

Jeho pohnutý životný príbeh len potvrdzuje obludnosť a nezmyselnosť predošlého totalitného režimu. Je obrovskou škodou (minimálne) pre slovenskú zoológiu, nielen chiropterológiu, ale tiež ekológiu, ochranu prírody i vysoké školstvo, že jeho viac než nádejná profesionálna zoologická dráha bola veľmi rýchlo ukončená zásluhou politických previerok, ktoré ho navyše aj spoločensky a ľudsky na dlhý čas zaradili do pozície outsidera. Pri svojej inteligencii, pracovitosti, skromnosti, výbornom jazykovom vybavení (keď aktívne ovládal viacero cudzích jazykov, čo využíval až do vysokého veku, ale zároveň patril k pútavým a veľmi dobrým rečníkom), organizačných schopnostiach, ale aj vrodených pedagogických vlohách, vynikajúcom postrehu, logickom uvažovaní a prirodzenej snahe (pretrvávajúcej opäť až do vysokého veku) študovať novú aktuálnu literatúru, určite toho mohol aj v uvedených disciplínach urobiť i dosiahnuť veľmi veľa.

Aj napriek tomu stihol v neľahkých podmienkach vykonať obrovské množstvo priekopníckej práce, predovšetkým pri výskume cicavcov, najmä netopierov Slovenska. Dr. Vachold je právom považovaný za zakladateľa slovenskej chiropterológie. Hoci ako profesionálny zoológ pôsobil vo Faunistickom laboratóriu SAV v Bratislave iba nece-

lých šesť rokov, dokázal zorganizovať a zrealizovať základný inventarizačný výskum chiropterologicky najvýznamnejších oblastí Slovenska - Muránskej planiny, resp. tisovecko-muránskeho krasu (Vachold 1955), Slovenského (jasovsko-zádielskeho) krasu (Vachold 1957), Demänovskej doliny (Vachold 1961). Získané výsledky okrem iného zhrnul aj v podrobnej štúdii o výskyte a rozšírení netopierov Slovenska (Vachold 1956) a spracoval ich tiež v kandidátskej dizertačnej práci na tému *"Výskyt a rozšírenie netopierov na Slovensku s ekologickými dodatkami",* ktorú síce predložil k obhajobe, tá sa však nikdy neuskutočnila. Pozoruhodná dizertačná práca Dr. Vacholda bola publikovaná až v roku 2003 pri príležitosti jeho 85. narodenín v časopise Vespertilio (Vachold 2003), za čo patrí jeho editorom veľká vďaka. Doktora Vacholda táto skutočnosť na sklonku života mimoriadne potešila a predstavovala aspoň akúsi čiastočnú morálnu satisfakciu za to, že do konca života nebol zo strany Slovenskej akadémie vied rehabilitovaný.

Vacholdov inventarizačný výskum bol prvým svojho druhu na Slovensku a tento priekopnícky čin neskôr podnietil viacerých československých chiropterológov, aby pokračovali v jeho aktivitách. Práce Dr. Vacholda sú dodnes dôležitým východiskovým materiálom pre štúdium netopierov, pričom je pozoruhodný aj rozsah ním sledovaných lokalít. Nečudo, že citovanosť týchto prác je dodnes značná.

Doktora Vacholda sme poznali ako pravidelného účastníka konferencií Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku. Od druhého (1995) až po šiesty ročník (2003) patril k ich neprehliadnuteľným osobnostiam a to vonkoncom nielen kvôli skutočnosti, že spravidla sedával v prvom rade, so záujmom sledoval aktuálne dianie na poli slovenskej i českej mammaliológie a aktívne diskutoval predovšetkým so svojimi kolegami, najmä prof. Jozefom Sládekom, prof. Alexandrom Dudichom a Dr. Andrejom Stollmannom, ktorí ho (našťastie) opäť vtiahali do víru zoologických podujatí.

Dr. Vachold bol príjemným spoločníkom, družným, vtipným, ale tiež pohostinným a prajným človekom. Krupinským a Hontianskym lokálpatriotom v najlepšom slova zmysle. Takým celkom určite ostane v spomienkach všetkých, ktorí ho poznali.

Podrobnú biografiu a prehľad prác Dr. Vacholda do roku 1998 priniesol jeho bývalý kolega z faunistického laboratória, Dr. Branislav Matušek (Matoušek 1999), ktorý tiež spracoval jeho kolekciu cicavcov v Slovenskom národnom múzeu v Bratislave (Matoušek 1998) a stručné zhrnutie Vacholdových aktivít a mammaliologickú bibliografiu publikoval autor tohto nekrológu v časopise Vespertilio (Urban 2008).

Obr. 1 Július Vachold pri gratulácii
Fig. 1 Július Vachold accepting congratulations

Obr. 2 Július Vachold počas diskusie s Júliusom Burkovským
Fig. 2 Július Vachold disscusing with Július Burkovský

Literatúra

Matoušek B. 1998: Katalóg kolekcie cicavcov Júliusa Vacholda v Prírodovednom múzeu Slovenského národného múzea. — Zborník Slovenského národného múzea, Prírodné vedy 44: 61–96.

Matoušek B. 1999: RNDr. Július Vachold osemdesiatročný. — Pp.: 177–185. In: Urban P. & Bitušík P. (eds): Príroda Krupinskej planiny a jej ochrana. Zborník referátov zo seminára pri príležitosti životného jubilea RNDr. Júliusa Vacholda, Zvolen, 3. 11. 1998. MŽP SR, Bratislava; SAŽP–COPK, Banská Bystrica, 186 pp.

Urban P. 2009: Za RNDr. Júliusom Vacholdom. — Vespertilio 12: 89–92.

Vachold J. 1955: Netopiere jaskýň tisovecko-muránskeho krasu. — Biológia (Bratislava) 10(6): 735–743.

Vachold J. 1956: K otázke výskytu a rozšírenia netopierov (Chiroptera) na Slovensku. — Biologické práce 2(14): 1–65.

Vachold J. 1957: Netopiere jaskýň Jasovsko–zádielského krasu. — Biológia (Bratislava) 12(3): 195–202.

Vachold J. 1960: Výskyt a rozšírenie netopierov na Slovensku s ekologickými dodatkami. — Kandidátska dizertačná práca. Bratislava, 113 pp. (nepubl.).

Vachold J. 1961: K pomerom hibernácie netopierov v jaskyniach Demänovského krasu. — Slovenský kras 3: 59–67.

Vachold J., 2003: Výskyt a rozšírenie netopierov na Slovensku s ekologickými dodatkami. — Vespertilio 7: 185–233.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 11 - 18

CICAVCE V TVORBE PAVLA EMANUELA DOBŠINSKÉHO

MAMMALS IN THE PAVOL EMANUEL DOBŠINSKÝ CREATION

Peter Urban

Katedra biológie a ekológie FPV UMB, Tajovského 40, SK–974 01 Banská Bystrica; e-mail: urban@fpv.umb.sk

Abstract

Pavol Emanuel Dobšinský (* 16. 3. 1828, Slavošovce – † 22. 10. 1885, Drienčany) was an important 19th-century Slovak writer and collector of the fairy tales and legends. Dobšinský´s zoological notes about mammals, especially Marmot (*Marmota marmota*) and Chamois (*Rupicapra rupicapra*) (from paper High Tatras) are presented in this paper.

Key words: Pavol Dobšinský, fairy tales, legends, Marmot, Chamois, Tatras

Obr. 1 Pavol Emanuel Dobšinský
Fig. 1 Pavol Emanuel Dobšinský

Úvod

Folklorista (zberateľ rozprávok a povestí), básnik, prekladateľ, literárny kritik, publicista, ev. a. v. kňaz Pavol Emanuel Dobšinský (1828–1885) patril k mimoriadne činorodým vzdelancom 19. storočia. Jeho meno sa najčastejšie spája so zbieraním, upravovaním a publikovaním slovesnej tvorby slovenského ľudu, predovšetkým rozprávok. Pretože Dobšinský, „*Slovenský Homér, muž ktorý vyrozprával a ako vyrozprával! – vnútorné príbehy svojho ľudu*“ (Mináč 1982), „*človek, ktorý pripäl krídla slovenskej rozprávke*“ (Moric 1985), zavŕšil zberateľskú činnosť štúrovcov. „*Zvlášť veľkú pozornosť venoval Dobšinský forme ľudových rozprávok a ich jazyku. Tak ako v každom jednom prípade rešpektoval obsah ľudových rozprávok, práve s takou úctou pristupoval aj k ľudovému rozprávačskému majstrovstvu*“ (Melicherčík 1959).

„Bol teda verný ľudu, jeho najkrajším rozpomienkam na samého seba, jeho hrám a príbehom, jeho morálke. Táto vernosť, práve to bola výhra Dobšinského, to je aj naša výhra, lebo práve táto vernosť stvorila nezničiteľné dielo“ (Miná č 1985). Dobšinský sa však venoval mnohorakým aktivitám. V jeho tvorbe dokonca nájdeme aj pozoruhodné informácie o cicavcoch. Preto chcem v tomto príspevku na ne upozorniť.

Pri citovaní úryvkov som ponechal texty v pôvodnej verzii (bez ich pravopisnej i štylistickej úpravy), tak ako boli uverejnené pri prvých vydaniach prác, aby lepšie vynikli niektoré charakteristické tvaroslovné i frazeologické dobové výrazy a archaizmy, ako aj viaceré syntaktické zvláštnosti, ktoré sú charakteristické pre Dobšinského jazyk.

Biografia Pavla Dobšinského

Pavol Emanuel Dobšinský sa narodil 16. marca 1828 v Slavošovciach. Študoval na Gymnáziách v Rožňave (1837 – 1838) a Miškovci (Miskolc) (1838 – 1839) a na Evanjelickom a. v. lýceu v Levoči (1840 – 1848), kde sa zapájal do činnosti Jednoty mládeže slovenskej. V rokoch 1848 – 1850 bol honvédom revolučnej armády a neskôr cisárskym vojakom. Potom bol dva roky (1850 – 1852) tajomníkom Samuela Reussa (1783 – 1852, etnograf, zberateľ ľudových textov, evanjelický a. v. farár, administrátor potiskej superintendencie) v Revúcej, kde roku 1850 vykonal aj kandidátsku skúšku. Práve Reuss podnietil jeho zberateľské a vydavateľské aktivity v oblasti ľudovej slovesnosti. Z Revúcej prešiel v roku 1852 do Trnavy, kde pôsobil ako pomocný redaktor a tajomník redakcie Hurbanových Slovenských pohľadov. V rokoch 1853 – 1855 kaplánoval v Brezne u Jána Chalupku (1791 – 1871, evanjelický a. v farár, administrátor preddunajskej superintendencie, prozaik, dramatik, publicista). Z Brezna ho povolali do Bystrého za evanjelického a. v. kňaza (1855 – 1858). V rokoch 1858 – 1861 pôsobil v Banskej Štiavnici ako profesor slovenského jazyka na evanjelickom a. v. lýceu a redigoval „časopis pre krásne umenie a literatúru“ Sokol. Pre viaceré ťažkosti zanechal profesúru i vydávanie literárneho časopisu a v roku 1861 po smrti Jonatana Dobroslava Čipku Hradovského prijal uvoľnenú

Obr. 2 Drienčany – hrob P. E. Dobšinského
Fig 2 Drienčany village – Dobšinský´s grave

faru v Drienčanoch, kde ako evanjelický a. v. farár pôsobil až do smrti. Zomrel v Drienčanoch 22. 10. 1885. Podrobnejšie o jeho živote pozrite napr. v prácach Melicherčík 1959, Brtáň 1971, Leščák & Marčok 1977, Kovačka 1985, Laciak 1985, 1988, Marčok 1985, Urban & Urban 2005.

Poznámky k cicavcom v tvorbe Pavla Dobšinského

Ako výstižne napísal Pavel Melicherčík: „*Životná cesta Pavla Dobšinského nebola rovná a vyhladená*“ (Melicherčík 1959). Podľa uvedeného autora možno v Dobšinského živote a tvorbe vylíšiť dve línie. Prvú tvoril pobyt v Levoči, Trnave, Brezne a Banskej Štiavnici. Druhú pobyt v Sirku, Bystrom a Drienčanoch. Prvá línia predstavuje z hľadiska kultúrnej oblasti vyšší stupeň, pretože šlo o vydávanie kníh, časopisov a vlastnú literárnu tvorbu. Druhá línia z uvedeného hľadiska predstavuje prvý a základný stupeň – vedeckú prácu. Tieto dve línie sa vzájomne podmieňovali a dopĺňali (Melicherčík 1959). „*Hoci mal mimoriadne dispozície na redakčnú činnosť, pod vplyvom životných okolností sa čoraz viac sústreďoval na zbieranie, skúmanie, úpravy a vydávanie ľudovej slovesnosti* (Poliak 2005).

Aj v rámci vedeckej práce sa venoval najmä slovenským povestiam. V roku 1871 vyšli jeho „Úvahy o slovenských povestiach“, ktoré sú „*i doplnením i završením jeho celoživotného záujmu o slovenské ľudové rozprávky*“ (Melicherčík 1966). V nich si všímal aj vzťah našich predkov k prírode:

„Skúmanie a poznávanie prírody bolo práve preto čím najdôležitejšou vecou pre našich dedov, že ju oduševňovali a zbožňovali, a trebárs v jak báječné rúcho zaodievali svoje prírodné vedomosti, dospelo ono predsa k znamenitej výši a dôkladnosti.“

„Živočíšstvo, zrastlinstvo a nerastenstvo bolo zvlášť obľúbeným predmetom pozorovania a poznávania a kráčalo ruka v ruke s báječným ponímaním prírody. Poznávame to najlepšie z tých báječných úkolov a úloh, ktoré živočíchom, zrastlinám i nerastom vymeriavajú povesti, každému jeho povahe a vlastnostiam primerane, n. Pr. Lev, medveď, vlk, orol sú v silách diví, ale i odvážliví i rozvážliví, krotnú kremä pred človekom; vtáci sú všelety a tak i vševidy a vševedy...“.

„Zo všetkého vidno, že naši báječní dedovia žili v jakejsi najväčšej shode a priateľstve s prírodou, súc jej ctitelia i znatelia i pestovatelia a milovníci vo všetkom, súc jej súdruhovia v odkliati i zaklaiti, v pohodách i nehodách zachovávajúc svoje bližšie vnútorné pomery i každodenné zovnútorné poťahy k nej“ (Dobšinský1871).

Ešte v roku 1870 publikoval „Sborník slovenských národních piesni, povestí, prísloví, porekadiel, hádok,hier, obyčajov a povier“. V kapitole „Sbierka slovenských porekadiel a jim podružných viet“ okrem iného uviedol niektoré nadávky. K nim zaradil aj tie, ktoré sa týkali cicavcov, hoci ich bolo pomerne málo (oveľa viac sa týkalo napríklad vtákov), napr.: *„Ty baran, chrt, ježo, pes, potkan, sukin syn ! (Nadávka výlučne alebo najviac mužom dávaná). Ty suka, sviňa! (Nadávka výlučne alebo najviac ženám dávaná).Ty opica zaškriataná a naničhodná, osol Pánov Kristov! (Nadávky mužom aj ženám dávané).“* (Dobšinský 1870).

O desať rokov neskôr vydal „Prostonárodnie obyčaje, povery a hry slovenské“. Pri hrách uvádzal aj hry inšpirované cicavcami, prevažne domácimi zvieratami: „Na barana“, „Češem kone“, „Na králiky“, „Ovčička a vlk“, resp. „Červavý pes“.

V roku 1884 uverejnil v Slovenských pohľadoch cestopisnú prózu „Vysoké Tatry.

Náčrtky miesto-, prírodo- i cestopisné“. V nich priniesol opis tohto pohoria, jeho vrchov, dolín, plies i osád, rastlinstva a živočíšstva. Využil pritom svoje poznatky z viacerých výletov do Vysokých Tatier, ktoré uskutočnil napr. v roku 1850 s Jánom Bottom, 1857 s Jánom Bottom, Gašparom Dianiškom, Andrejom Krnom, Samuelom Ormisom, 1858 s Jánom Bottom a Gašparom Dianiškom, ale aj do Nízkych Tatier, napr. v roku 1850 s Jánom Bottom. Na ich základe uverejnil túto prácu.

Do nej prebral aj údaje o osteologických nálezoch z jaskyne v Novom v Belianskych Tatrách, uverejnené v roku 1882 v deviatom ročníku Letopisov Karpatských: *„ssavci: norvežský Myodes lemnus a Myodes torquatus, myš Arvicola ratticeps, sibirská myš Arvicola gregalis, z rodu zajačieho Lagomys hyperboreus, jeleň Cervus Tarandus, jaskynný medveď Ursus spelaeus...“*

Pri opise prostredia nad hornou hranicou lesa uviedol:

„Za oblasťami salašov, v konci i tak už len letňajších bytovíšť človeka, tam ďalej nečakajme viac, by stálejšie ubytoval sa človek. Nemá na čom; trebárs porekadlom hovoríme, že sú ľudia, „čoby vyžili aj na skale.“ Ešte i „pán hôr a lesov,“ mrmlavý náš macko (medveď, ursus arctos), nesiaha vyššie; plachá srna (cervus capreolus) radšej uťahuje sa pred ním tuná, akoby v pusté skaliny púšťala sa; a tetrovi (Tetrao tetrix) i hlucháne pasú sa s ním na malinách a čučoriedkach. I poľovníkov teda tejto zveriny spolu s pastiermi k nižším len návštevovateľom Vysokých Tatier pripočítame. Revíry jejich len tam, kde svorka psov za srnami preháňať a nadháňať jim jich môže; kam i väčší zástup honcov na „pohon“ či sŕn či medveďa vyviesť možno; kde ešte najde sa úkryt kroviny a pred úkrytom čistina, by počihal pri brieždení prvojarného rána takto na „postriežke“ učupený lovec na hurtujúcich a párujúcich sa tetrovov lebo hlucháňov.“

Pomerne veľký priestor venoval svišťom a kamzíkom.

„Konečne odvážime sa ďalej a širšie, ako touristi a výletníci chodia – k oblasťam svistov, divých kôz a jejich lovcov.“

„Odlišné takto vlastnosti, no spoločné oblasti Vysokých Tatier majúce dva rody ssavcov sú: z rodu hlodavcov svist či mercúň, a z rodu odžúvavcov či ratičníkov u nás napospol tak nazvaná divá koza.“

Najskôr sa podrobne venoval svišťovi.

„U nášho ľudu mercúň, u poľského svist (Arctomys alpina, Marmotta, Murmelthier), 0,50 m dlhý, pyskom tupým, ušiami v plsti skrytými, nohami krátkymi, chvostom 0,16 m dlhým, plsťou na hlave sivastou, po chrbáte žltopopolastou, na bruchu červenastobrunatou, vždy ako rozčuchranou, ukazuje dosť nemotornú podobu a váži 3–4 kg.

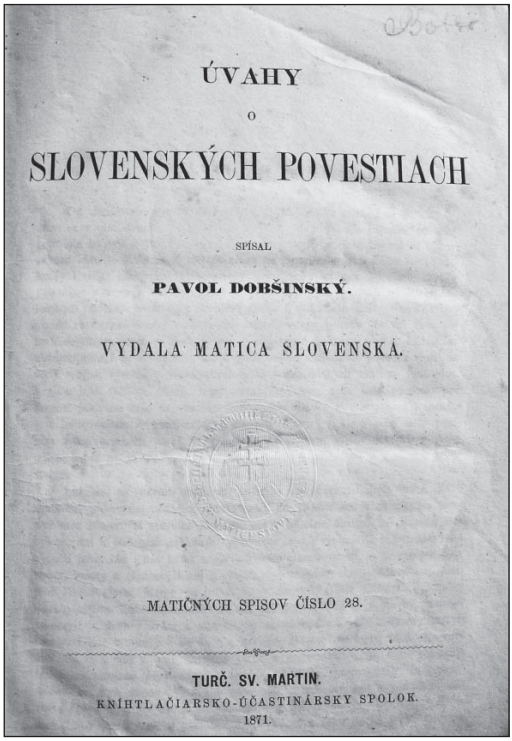
Po úslnných stráňach holí a prahôr rád letuje. Pospáva si celú noc v podskalných, dlabami vyhrabaných a ukúsanou trávou vystlaných dierach, aby na úsvite aj s rodinou ihravé predvádzal skoky alebo vystieral sa na úslní a potom hlodal ostrými zubami drobnú, tenulinkú trávu, na nejž spasie sa, až i dotyje. Špehuje, sluchá, ňuchá na všetky strany, a ktorý z nich prvý obadá čos podozrivého – vtáka, človeka – ten svistne nosom zhlboka a jaksi štekavo, svistnú i ostatní – a už tí tam, prepadli sa. Má si strelec čo posedieť na postriežke, až by svista zase zbáčil – a chybil, bo územčistá postava zvieratka planá na mušku či pre broky či pre guľku. Najradšej stavajú klepce na ne. Bo i letujú svisti v dierach do 19 m dlhých a z bokov vchody i východy majúcich a v súrke pohrobia sa do zeme nahrabanej.“

„...Rod to naskrze nie plachý lebo bojazlivý, iba čo ostražitý a styku s obyčajným svetom vyhýbavý; by neodvislým ostával a nezastižiteľným. Ostrým zrakom, sluchom,

ňuchom obadá každé priblíženie sa nepovolaného lebo nebezpečného".

Okrem iného pri opise svišťov spomína aj ich pozorovanie v Nízkych Tatrách v oblasti Ďumbiera:

„R. 1850 pri konci augusta zpustili sme sa s priateľom Jankom Bottom z vrchu Ďumbiera (2041 m) do kotliny tohto medzi Malými Tatrami či zvolensko–liptovskými holiami najvyššieho vrchu. Kotlina to pustá, z labyrintu jej balvanov vývodu niet. Preliezaj zase z balvana na balvan a na bočný sokorec v ľavo. Z desnej pustoty balvanov sotva vykukneme na sokorec, zahvizdne tu valach. Ej, nie valach. Svisti pásli sa tam po trávnistej stráni, pokutúľali sa po tráve a už jich nebolo. Jeden ešte postavil sa na zadné nohy na balvane nad úkrytom, svisnul ešte raz a zmiznul pod skalou. Krátky, ale prekvapujúci zjav v nemej pustine. Ale chválili sme toto jejich letovisko: z jednej strany pod bralom asi, 100 m vysokým, z druhej strany medzi miernymi trávnistými svahmi a v stred toho pri jazierku čistom, okrúhlom, zrkadliacom sa naozaj ako oko v jamine obúbočenej."


ÚVAHY
O
SLOVENSKÝCH POVESTIACH
SPÍSAL
PAVOL DOBŠINSKÝ.
VYDALA MATICA SLOVENSKÁ.
MATIČNÝCH SPISOV ČÍSLO 28.
TURČ. SV. MARTIN.
KNÍHTLAČIARSKO-ÚČASTINÁRSKY SPOLOK.
1871.

Obr. 3 Publikácia „Úvahy o slovenských povestiach"
Fig. 3 „Publication Reflection about the slovak tales"

Svišťa pozorovali roku 1850, čo je skôr ako boli jedince tohto druhu dovezené v roku 1858 z Viedne a vypustené o rok neskôr v pohorelskom revíri, v oblasti Kráľovej hole a Orlovej. Podľa práce anonymného autora, uverejnenej roku 1933 v časopise Lovec, chýbal do tejto introdukcie svišť v Nízkych Tatrách (Anonymus 1933). Táto informácia sa (žiaľ) prebrala aj do odbornej literatúry (prehľad týchto prác uvádza napr. Karč 2006). Už Jamnický (1977, 1999) zhrnul niektoré dovtedy neznáme, resp. nepublikované literárne pramene, potvrdzujúce, že svišť žil v západnej časti Nízkych Tatier oveľa skôr, ako bol vypustený v oblasti Kráľovej hole. Okrem Dobšinského uviedol napríklad údaje o svišťovi v oblasti Ďumbiera Kuzmány (1900a,b,c). Kornhuber (1857a,b, 1863) uvádza jeho výskyt v Nízkych Tatrách tak v oblasti Ďumbiera, ako aj Prašivej. O svišťovi v oblasti Prašivej priniesli napríklad informácie tiež Anonymus (1813), Zipser (1842), Okáli (1998). Tieto údaje zhrnuli vo svojich prácach napr. Jamnický (1977, 1999), Karč (2006), Urban (2008).

Dobšinského práca (bez toho, že by to autor plánoval) sa tak zaradila medzi dôležité zdroje informácií, potvrdzujúce výskyt svišťa v centrálnej časti Nízkych Tatier ešte

pred vysadením jeho jedincov vo východnej časti pohoria.

O kamzíkovi Dobšinský uviedol:

„U našich Tatrancov tak zvanú divú kozu vradili znalci do druhu antilopy a tak dali jej i meno kamzíka (Capella rupicapra)“.

„Párenie (behanie sa) deje sa v jaseni, nie síce pri nebezpečných , no pri dosť prudkých potýčkach. Samica kotí za 20 týždňov jedno; aspoň tatránski lovci mať s dvoma kozlaty nevideli. Ono ranenej, krvácajúcej stráni sa; ale zastrelenú, mrtvú mater neopúšťa, radšej chytiť dá sa. Čriedu vodí stará samica, za ňou ide mlaď, za touto dorastlí samci, konečne matky s kozliatkami a na záver pochodujú dospelí samci. Nad čriedou pasúcou sa stojí strážnik a nebezpečie zbadané oznamuje hvizdnutím či ostrým, zdĺhavým kýchnutím nosovým. Nie tak bojazlivosť, ako radšej ostražitosť a rozvážnosť badať pri nich, a na podiv znajú cesty svoje i vývod medzi skaliskami von z nich“.

„Mäso našich divých kozí platí za chutnú, pojestnú divinu (pečienku z divej zveriny). A toto, myslím, že ešte viac neodolatelná túha po vysočinnej vlasti tejto zveriny, tá vrodená človeku odvaha na nebezpečie a premáhanie záprekov, radosťzlovu tak zriedkavého a kremobyčajného vábi, vyvodí strelcov–smelcov hore prahorskými stráňami na prielazy a závraty, v labyrinty skál,kde nevyznať saani sem, ani tam, nebezpečno vpravo vľavo. Bo ač korysť to zvláštna, ale predsa, na vážky namáhania a nebezpečia položená, ukazuje sa dosť chatrnou.

A poľovačka na divé kozy je aj zakázaná aj strážená. Ale v tých najodľahlejších a najosamelejších oblastiach práve viac pocitu bezpečnosti pred postihnutím, ba vždy viac odvahy do nebezpečnosti.“

„Nuž veru divých, smelých, zákonom neoprávnených lovcov vždy dosť bolo a nebodaj ostane vo Vysokých Tatrách. Letopisy Karpatské spomínajú zvlášť starého Joneka z Jurgova, ktorý, okrem nesčetných svistov, načítal si 300 divých kozí, ulovených olovom i železom (do klepca i do pasce železnej).“

„Dovolené ale poľovky na divé kozy usporadujú si nielen majitelia územia, ale s jejich privolením aj hostia a dobrodruhovia, iste tiež vždy tí otužilejší a odvážlivejší navštevovatelia Tatier. Tí lovia len olovom, či guľkou a vždy na pohon. Honcov upotrebujú vždy v neveľkom počte, ale vybraných na tie prielazy po zvratoch i závratoch. “

V poznámke pod čiarou potom uvádzal početnosť kamzíkov v jednotlivých revíroch:

*„Na území rozličných majiteľov od Zakopaného po Javorinu čítali r. 1873 as 40 kusov divých kozí; na Javorine v majetku kn. Hohenlohe–Oeringen 90 kusov; na Kolbe a Lomnici 40 kusov; na území majiteľa a snáď i prenájomníka lovu Blasyho od Kolby po Gerlach 150 kusov; v Mengusovských dolinách na území Mariášsyho 130 kusov ; odtiaľ až za Kriváň v komorských a v panstvách Sväto–Jáncov do 200 kusov. Z týchto na 650 počítaných a odtedy chránených kusov počítajú dosiaľny dorost vyše tisíc kusov tejto zveriny.“ (*Dobšinský 1884*).*

Napriek tomu, že sa Pavol Dobšinský nevenoval zoológii, uvedená práca je nielen zaujímavým čítaním, založeným na jeho dobrých pozorovacích a vyjadrovacích schopnostiach, ktoré prináša aj súdobé poznatky zo zoológie (svedčiace tiež o Dobšinského veľmi dobrom všeobecnom zoologickom prehľade i štúdiu literatúry, napríklad uvedených Letopisov Tatranských), ale zároveň aj potvrdzuje skutočnosť, že svišť sa v centrálnej časti Nízkych Tatier vyskytoval ešte pred tým, ako boli jeho jedince v roku 1859 vysadené do oblasti Kráľovej hole – Orlovej.

Jeho dielo predstavuje pozoruhodný prínos do slovenskej literatúry, keď najmä „Prostonárodné slovenské povesti sa stali v pravom slova zmysle národnou kultúrnou hodnotou“ (Poliak 2005). Okrem toho v ňom možno nájsť množstvo zaujímavých informácií, postrehov, nápadov a myšlienok, ktoré z ďaleka nesúvisia len s folkloristikou v najširšom ponímaní. Uvedený príspevok bol snahou potvrdiť to na príklade cicavcov.

Poďakovanie

Aj touto formou sa chcem poďakovať otcovi, Emilovi Urbanovi, ktorý ma už v detstve voviedol do sveta rozprávok a povestí, priblížil Dobšinského život a prácu, ako aj za to, že kvôli nemu som mal a mám možnosť spoznávať jeho čarovný rodný kraj (kraj pozoruhodnej prírody, rozprávok a literárnych tradícií) v širšom okolí Lipovca, Drienčany (Dobšinského pôsobisko) nevynímajúc.

Literatúra

Anonymus 1813: Ueber die Natur und Kundstprodukte, den Handel und die Kultur der Sohler Gespannschaft. — Hesperus 2 (70): 553–558.

Anonymus 1933: Základy karpatskej zveriny. — Lovec 7 (22): 1–2.

Brtáň R. 1971: Pavel Emanuel Dobšinský. — Pp. 136–173. In: Bolfík J. (ed.): Literárne postavy Gemera, 2. Osveta, Martin, 209 pp.

Dobšinský P. 1870: Sborník slovenských národních piesni, povestí, prísloví, porekadiel, hádok, hier, obyčajov a povier. Sväzok I. — Matičných spisov číslo 22. Viedeň, 216 pp.

Dobšinský P. 1871: Úvahy o slovenských povestiach. — Matica Slovenská, Turčiansky Sv. Martin, 170 pp.

Dobšinský P. 1884: Vysoké Tatry. Náčrtky miesto–, prírodo– i cestopisné. — Slovenské pohľady 4: 246–269.

Jamnický J. 1977: Pôvodnosť svišťa vrchovského (*Marmota marmota*) v Nízkych Tatrách. —Folia venatoria 7: 298–302.

Jamnický J. 1999: O pôvode nízkotatranských svišťov. — Poľovníctvo a rybárstvo 51 (9): 20–21.

Karč P. 2006: Príspevok k poznaniu populácie svišťa vrchovského (*Marmota marmota* L.) v západnej časti Národného parku Nízke Tatry (Prašivá – Ďumbier). — Natura tutela 10: 79–93.

Kornhuber G. A. 1857a: Synopsis der Säugethiere mit besonderer Beziehung auf deren Vorkommen in Ungarn. — Bratislava, 42 pp.

Kornhuber G. A. 1857b: Die Versammlung mit Vereins für Naturkunde. — Presburger Zeitung 107: 2.

Kornhuber G. A. 1863: Bemerkungen über das Vorkommen einiger Säugethiere in Ungarn ein. — Correspondenzbl. Ver. Naturkunde Presburg 2 (12): 227 – 232.

Kovačka M. 1985: Pavol Dobšinský – život a dielo. — Obzor Gemera 16 (4): 202–207.

Kuzmány P. 1900a: Rozpomienky a kresby. — Turčiansky Sv. Martin, 191 pp.

Kuzmány P. 1900b: Pán ujčok. — Slovenské pohľady 20 (2): 4–59.

Kuzmány P. 1900c: Horehronie. — Slovenské pohľady 20 (6): 262–270.

Laciak O. 1985: Dobšinského východiská a návraty. — Obzor Gemera 16 (4): 215–222.

Laciak O. 1988: O Pavlovi Dobšinskom trochu ináč. Pri príležitosti 160. výročia narodenia. — Obzor Gemera 19 (2): 86–88.

Leščák M. & Marčok V. 1977: Dobšinský dnes. — Romboid, 11: 32–36.

Marčok V. (ed.) 1985: Pocta Dobšinskému. 1828–1885. — Mladé letá, Bratislava, 75 pp.

Melicherčík A. 1959: Pavol Dobšinský. Portrét života a diela. — Slovenské vydavateľstvo krásnej literatúry, Bratislava, 212 pp.

Melicherčík A. 1966: Prostonárodné slovenské povesti Pavla Dobšinského. — Pp. 9–29. In: Dobšinský P.: Prostonárodné slovenské povesti. Zväzok I. Tatran, Bratislava, 438 pp.

Mináč V. 1982: Texty a kontexty. — Slovenský spisovateľ, Bratislava, 597 pp.

Moric R. 1985: O človeku, ktorý pripäl krídla slovenskej rozprávke. — Pp. 10–13. In. Marčok V. (ed.): Pocta Dobšinskému. 1828–1885. Mladé letá, Bratislava, 75 pp.

Okáli I. 1998: K problematike autochtonnosti svišťa v Nízkych Tatrách. — Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti 16: 10–11.

Poliak J. 2005: Dobšinský, Pavol. — Pp. 59–60. In: Sliacky O. (ed.): Slovník slovenských spisovateľov pre deti a mládež. Literárne informačné centrum, Bratislava, 431 pp.

Urban P. 2008: Mercúň stále záhadný? Rozprávanie o histórii svišťa v Nízkych Tatrách alebo ako literatúra pomáha zoológom. — Ochrana prírody Slovenska 3: 7–9.

Urban P. & Urban E. 2005: Slovník významných prírodovedcov so vzťahom k mestu Brezno. Prvá časť: osobnosti botaniky, zoológie, lesníctva a propagácie prírodných krás. — Vlastným nákladom, Brezno, 57 pp.

Zipser CH. A. 1842: Neusohl und dessen Umgebungen. — Ofen, 72 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 19 - 28

PRIESKUM DROBNÝCH ZEMNÝCH CICAVCOV NA BOTANICKY CENNÝCH LOKALITÁCH VO VEĽKEJ FATRE A NA MARTINSKÝCH HOLIACH

EXPLORATION OF TERRESTRIAL SMALL MAMMALS IN THE BOTANICAL VALUABLE SITES IN THE VEĽKÁ FATRA MTS AND MARTINSKÉ HOLE MTS

Ján Obuch
Botanická záhrada UK, pracovisko Blatnica, SK – 038 15; e-mail: obuch@rec.uniba.sk

Abstract

In the 6 sites in the Veľká Fatra Mts and Martinské hole Mts, northern Slovakia, was realized exploration of terrestrial small mammals (Insectivora, Rodentia). This wet sites have a valuable plant communities. In the material of 834 specimens, acquired by using of terrestrial traps, I found 16 mammal species dominated by two Insectivora species: *Sorex minutus* (29 %), *Sorex araneus* (20 %) and one Rodentia species *Myodes glareolus* (13 %). Results are presented in the tables by comparison of year periods (two sites) and periods between colections (four sites). Together with literature data is evaluated composition of terrestrial small mammals of the bottoms of the Veľká Fatra valleys, and of the mountain tops. From the most rare species is *Sicista betulina* more abundant at the tops, and *Sorex alpinus* and *Pitymys tatricus* at the non-forest sites in valleys.

Key words: small mammals, wet sites, Veľká Fatra Mts, Martinské hole Mts.

Úvod

Súčasťou inventarizácie prírodovedne hodnotných území býva prieskum drobných zemných cicavcov (Insectivora, Rodentia). V Národnom parku Veľká Fatra bola takto preskúmaná Gaderská a Blatnická dolina (Darola & Obuch 1980), Ľubochnianska dolina a Národná prírodná rezervácia (NPR) Čierny Kameň (Štollmann & Dudich 1983, NPR Veľká Skalná (Štollmann et al. 1994), Belianska dolina a NPR Borišov (Kadlečík et al. 1995), NPR Suchý vrch (Kadlečík 1992a), NPR Skalná Alpa (Kadlečík 1989), CHN Rakšianske rašelinisko a CHVP Bukovinka (Kadlečík 1993) a CHN Rojkovské rašelinisko (Kadlečík 1992b). Pri týchto výskumoch sa používala metóda odchytov do sklápacích pascí a do formalínových zemných pascí.

Na pracovisku Botanickej záhrady Univerzity Komenského v Blatnici sme sa zamerali na prieskum osobitne nechránených mokraďových lokalít. Na najcennejších z nich na Smrekovici (Bernátová et al. 2006a) a na Martinských holiach (Bernátová et al. 2006b, Kučera 2005) som začal sledovať výskyt mikromammálií v zemných pasciach.

Materiál a metodika

Na každú lokalitu bola inštalovaná línia 5 zemných pascí. Prvú líniu som inštaloval v septembri 2001 v Selenci, poslednú v júni 2006 na lokalite Smrekovica 2. Používal som 2 l PET-fľaše s odrezanou vrchnou časťou, zakopané na úroveň zeme a prikryté prírodným materiálom (skaly, drevo). Na konzerváciu úlovkov som používal náplň do automobilových chladičov značky Alycol, riedenú vodou v pomere 1:1. Minimálna vzdialenosť medzi pascami bola 50 m, v dolinách bola maximálna vzdialenosť medzi susednými pascami až 2 km. Zber úlovkov a výmenu fixačnej tekutiny som vykonával 2 až 4 krát v roku. Úlovky som zalial alkoholom a neskôr som z nich získaval kostry pomocou kožojedov *Dermestes vulpinus*. Determináciu ulovených jedincov som robil po vybielení kostier podľa lebečných znakov. Dokladový materiál je uložený na pracovisku BZ UK v Blatnici. Výskum bol cielený na drobné zemné cicavce, ale pre úplnosť v tabuľkových prehľadoch uvádzam tiež iné ulovené druhy stavovcov.

Jednu vzorku tvorí jeden zber úlovkov z línie 5 zemných pascí. Výsledky vyhodnocujem metódou výrazných odchýlok od priemeru (MDFM, Obuch 2001). V tabuľkách 1-8 sú vyznačené MDFM znamienkami + (výrazne vyššie zastúpenie) a – (výrazne nižšie zastúpenie) a číslom, ktoré predstavuje mieru výraznosti odchýlky. Hodnoty s plusovými odchýlkami sú uzavreté v rámikoch. V tabuľkách 1-6 sú druhy zoradené podľa poradia v zoologickom systéme od cicavcov po plazy, v tab. 7-8 v hornej časti tabuľky podľa podobnosti kladných MDFM a v dolnej časti tabuľky podľa klesajúcej sumárnej početnosti.

Charakteristika lokalít

Selenec

Slatinné enklávy na dne hornej časti doliny od ústia Hornej Hlbokej dolinky po ústie Padvy, 700 – 800 m n.m., k.ú. Blatnica, štvorec Databanky fauny Slovenska (DFS): 7080. Nelesné refúgiá s výskytom *Sesleria uliginosa, Swertia alpestris, Carex davalliana, Pinguicula vulgaris* ssp. *bicolor, Carex rostrata, Carex lepidocarpa, Epipactis palustris.*

Blatnická dolina

Slatinné enklávy: mokraď pod Rovnou, mokraď v Prednom Mohošove a mokrade pod ústím Rakytovských doliniek, 600 – 700 m n.m., k.ú. Blatnica, štvorec DFS:7079. Botanické zloženie je rovnaké, ako na slatinách v Selenci.

Smrekovica 1

Horská slatina na pramenisku potoka Vyšné Matejkovo, 1320 m n.m., k.ú. Ružomberok, štvorec DFS: 7081. Komplex spoločenstiev vysokých ostríc s výškovým maximom porastu *Carex vesicaria*, obklopeného porastom s *Carex rostrata*, výskyt *Carex × involuta, Comarum palustre, Carex juncella, Salix phyllicifolia, Epilobium nutans.*

Smrekovica 2

Fragment zamokrenej kyslej smrečiny na žulovom podklade, pri salaši, 1320 m n.m., k.ú. Ružomberok, štvorec DFS: 7081. Výskyt vrchoviskových druhov: *Oxyccocus palustris, Dactylorhiza maculata,* ssp. *transsylvanica, Eriophorum vaginatum.*

Veterná hoľa

Horské vrchovisko s fragmentom podmáčanej kyslej smrečiny, 1420 m n.m., k.ú. Martin, štvorec DFS: 6978. Výskyt druhov: *Eriophorum vaginatum, Epilobium nutans, Juncus filiformis, Empetrum nigrum, Epilobium nutans, Oxycoccus palustris, Carex limosa.*

Krížava

Fragment podmáčanej kyslej smrečiny s vysadenou kosodrevinou, 1450 m n.m., k.ú. Martin, štvorec DFS: 6978. Výskyt vrchoviskových druhov: *Vaccinium uliginosum, Oxycocus palustris, Eriophorum vaginatum, Juncus filiformis, Carex canescens, Carex rostrata.*

Výsledky

Celkom bolo na 6 lokalitách ulovených 817 kusov cicavcov (16 druhov), jeden spevavec, 10 obojživelníkov (4 druhy) a 6 kusov jašterice živorodej. Preľad druhov je uvedený v tabuľkových prílohách. Uvádzam len vedecké mená druhov.

Selenec

Od roku 2001 som vykonal 19 kontrol. V tabuľke 1 vyhodnocujem výsledky podľa rokov, v ktorých boli zbierané. Výrazne vyššie zastúpenie druhu *Myodes glareolus* bolo pri dvoch zberoch z r. 2004, iné druhy sú v sledovaných rokoch rovnomerne zastúpené. Druh *Pitymys tatricus* sa vyskytol iba v jednom zbere z r. 2004 a v r. 2005. Dominujú piskory: *Sorex minutus* (28 %) a *Sorex araneus* (16 %), z hlodavcov *M. glareolus* (17 %).

Blatnická dolina

Od r. 2003 som vykonal 13 kontrol. Vyššia početnosť *M. glareolus* v r. 2004 (rovnako, ako v Selenci), *Apodemus flavicollis* v r. 2006 a *Neomys fodien* v r. 2007. Dominujú druhy: *S. minutus* (15 %), *A. flavicollis* (15 %), rovnako sú zastúpené druhy *N. fodiens* a *N. anomalus* (po 12 %). Je tu najpestrejšie druhové zloženie mikromammálií (index diverzity H' = 2,37).

Smrekovica 1

Z 5 zberov od r. 2005 do r. 2007 bolo vyššie zastúpenie *S. minutus* v lete 2006 a *Pitymys subterraneus* v zbere z júna 2007. Dominujú druhy *S. minutus* (31 %), *S. araneus* (19 %) a *Microtus agrestis* (14 %).

Smrekovica 2

Vyhodnocujem len 3 zbery, v ktorých je relatívne rovnomerné zastúpenie druhov. Ako aj na ostatných lokalitách dominujú piskory *S. minutus* (40 %) a *S. araneus* (18 %), z hlodavcov je najpočetnejší *P. subterraneus* (10 %).

Veterná hoľa

Pri porovnaní 5 zberov od r. 2005 sa prejavilo vyššie zastúpenie *M. glareolus* v lete 2006, najpočetnejšieho hlodavca na tejto lokalite (16 %). Dominujú piskory: *S. minutus* (40 %) a *S. araneus* (30 %).

Krížava

Je to lokalita s najnižšou druhovou diverzitou (H' = 1,39), najnižším zisteným počtom druhov (8 druhov) a najvýraznejšou dominanciou piskorov: *S. araneus* (41 %) a *S. minutus* (35 %). Z hlodavcov je najpočetnejší *M. glareolus* (15 %).

Diskusia

Metóda odchytu do zemných pascí je výhodná v tom, že pasce účinkujú dlhodobo a najmä na ťažšie prístupných horských lokalitách postačujú 2 kontroly za rok. Pre vysokú snehovú prikrývku prvú kontrolu možno vykonať až v máji a často tretia kontrola v novembri už nie je možná. Menej časté kontroly sú spojené s rizikom, že úlovky zaregitrujú čuchom šelmy, fľaše vyberú zo zeme a úlovky skonzumujú, alebo rozhodia

v okolí. Najčastejšie to robia líšky, ale podľa stôp na snehu som zistil aj medveďa. Pri kontrole v Selenci v novembri 2007 boli takto zlikvidované 3 pasce. Pasce môžu byť nefunkčné aj po silných zrážkach, keď sa naplnia vodou. Táto metóda sa vyznačuje silnou preferenciou lovenia hmyzožravcov. Tie pravdepodobne lezú do fliaš za spadnutým hmyzom. V získanom materiáli sú viac zastúpené hrabošovité, ako myšovité druhy. Predpokladám, že ryšavky sa vlhkým miestam vyhýbajú, preto ich gradácia v okolitých lesoch sa vo výsledkoch výrazne neprejavuje. V auguste 2002 som ulovil v Blatnickej doline do 40 živolovných pascí 17 ks *A. flavicollis.* V tom čase už boli exponované zemné pasce v Selenci a za celý rok sa chytili len 2 ks tohto druhu. Zato u hrabošovitého druhu *M. glareolus* bola zistená gradácia v r. 2004 v oboch dolinách súčasne. Určité populačné cykly majú zrejme aj vzácne druhy: druh *P. tatricus* sme intenzívnym odchytom do živolovných a sklápacích pascí v novembri r. 2001 v Selenci nezistili. Počas sledovaného obdobia od r. 2001 do r. 2007 sa odchytili 3 jedince len v jednom zbere v r. 2004 a 2 v r. 2005. V Blatnickej doline odchytili Štollmann et al. (1994) do sklápacích pascí 4 jedince v októbri 1992, ale mne sa jeho výskyt odchytom do zemných pascí v rokoch 2003 až 2007 nepodarilo potvrdiť. V prezentovaných výsledkoch odchytov do roku 2007 nebol v Blatnickej doline a v Selenci zistený druh *S. betulina* (tab. 1-2) a na Martinských holiach druhy *P. subterraneus, M.agrestis* a *S. alpinus* (tab. 5-6).

Vďaka tomu, že vo Veľkej Fatre boli uskutočnené rozsiahle odchyty drobných zemných cicavcov do sklápacích aj do zemných pascí, môžeme porovnať ich výsledky z viacerých dolín (tab. 7):

Popri dominancii hmyzožravcov vo výsledkoch odchytov do zemných pascí a druhu *A. flavicollis* pri odchytoch do sklápacích pascí možno usudzovať tiež o vyššom zastúpení druhov *M. agrestis* a *N. fodiens* vo viac zamokrenej Blatnickej a Žarnovickej doline. Najvyššie zastúpenie *S. alpinus* je v Selenci. Vyšší počet druhu *Muscardinus avellanarius* v Gaderskej doline je ovplyvnený odchytmi v 70. rokoch prevažne v lesných porastoch. Odchyty v Ľubochnianskej doline v 80. rokoch sú špecifické vysokým počtom ulovených *P. tatricus* v horných častiach doliny a druhu *Apodemus sylvaticus* pri ústí doliny, kde bol zistený tiež druh *Apodemus agrarius*. Nelesný druh *A. sylvaticus* som zistil tiež v ústí Rakytovských doliniek v Blatnickej doline. Na tomto mieste som do živolovnej pasce chytil 21.9.1995 ďalší nelesný druh *Micromys minutus*. Tiež väčší počet ulovených hrabošov *M. arvalis* svedčí o tom, že hlboko v Blatnickej doline prežívajú nelesné druhy z obdobia, keď sa tam pásli ovce a kosili lúky.

Z hrebeňov Veľkej Fatry a Martinských holí prevažujú údaje o odchytoch do zemných pascí (tab. 8):

Najvyššie zastúpenie *S. minutus* bolo zistené v NPR Suchý vrch a na Veternej holi, druhu *S. araneus* na Krížave a v NPR Skalná Alpa, druhu *M. agrestis* na Smrekovici 1. Druh *A. flavicollis* bol početnejší len pri odchyte do sklápacích pascí na Skalnej Alpe a *P. subterraneus* na Suchom vrchu.

V hrebeňovývh polohách je početnejšia *S. betulina* (2.0 %) oproti dnám dolín (0.3 %). Ďalšie 2 najvzácnejšie druhy sú naopak početnejšie v dolinách: *S. alpinus* má dominanciu 1.5 % na hrebeňoch a 2.6 % v dolinách. Endemický druh *P. tatricus* má pomerné zastúpenie 0.5 % na hrebeňoch a 1.5 % v dolinách. Prežíva v nezalesnených enklávach väčšiny dolín Veľkej Fatry: v Ľubochnianskej, Belianskej, Blatnickej doline a v Selenci, recentne bol zistený tiež vo vývržkoch od *Strix aluco* v ústí Gaderskej doliny a pri Dolnom Harmanci (Obuch 2006).

Záver

Na 6 lokalitách vo Veľkej Fatre a na Martinských holiach, kde pracovníci Botanickej záhrady Univerzity Komenského, pracoviska v Blatnici zistili výskyt cenných rastlinných mokraďových spoločenstiev, vykonávam prieskum drobných zemných cicavcov odchytom do zemných pascí, ktoré kontrolujem 2 až 4 krát v roku. Vo výsledkoch prezentujem súčty za roky (Selenec, Blatnická dolina), alebo jednotlivé zbery (Smrekovica 1, Smrekovica 2, Veterná hoľa, Krížava). Pri použitej metóde dominujú Insectivora, najmä druhy *Sorex minutus* (29 %) a *Sorex araneus* (20 %), z radu Rodentia druh *Myodes glareolus* (13 %). S využitím literárnych údajov o odchytoch mikromammalií do sklápacích a zemných pascí vyhodnocujem ich zastúpenie v dolinách a na hrebeňoch Veľkej Fatry a Martinských holí. Z najzriedkavejších druhov je *Sicista betulina* početnejšia na horských hrebeňoch, *Sorex alpinus* a *Pitymys tatricus* sú početnejšie v nelesných častiach horských dolín.

Poďakovanie

Práca vznikla s podporou projektov VEGA č. 1/2347 a č. 2/6199. Za pomoc pri terénnom výskume a pri písaní tejto práce ďakujem mojim spolupracovníkom Dane Bernátovej a Petrovi Kučerovi.

Literatúra

Darola J. & Obuch J. 1980: Príspevok k poznaniu fauny mikromammálií oblasti Gaderskej doliny a Blatnickej doliny. – Výsk. Pr. Ochr. Prír., Bratislava, 3C: 303-322.

Bernátová D., Kliment J. & Kučera P. 2006: Významné refúgiá mokraďovej vegetácie vo Veľkej Fatre. – Bull. Slov. Bot. Spoločn., 28: 95-102.

Bernátová D., Kučera P. & Obuch J. 2006: *Carex limosa* na Veterných holiach v Lúčanskej Fatre. – Bull. Slov. Bot. Spoločn. 28: 67-69.

Kadlečík J. 1989: Príspevok k poznaniu fauny cicavcov (Mammalia) štátnej prírodnej rezervácie Skalná Alpa. – Ochrana prírody 10: 259-270.

Kadlečík J. 1992a: Náčrt fauny cicavcov (Mammalia) Suchého vrchu vo Veľkej Fatre. Ochrana prírody (Liptovský Mikuláš) 1: 297-306.

Kadlečík J. 1992b: Poznámky k faune stavovcov (Vertebrata) rašeliniska pri Rojkove (Veľká Fatra). – Ochrana prírody (Liptovský Mikuláš) 1: 279-285.

Kadlečík J. 1993: Príspevok k poznaniu stavovcov (Vertebrata) dvoch chránených území Veľkej Fatry. Ochrana prírody – Naturae Tutela 2:119-127.

Kadlečík J., Dudich A., Obuch J. & Štollmann A. 1995: K faune cicavcov (Mammalia) Belianskej doliny a rezervácie Borišov vo Veľkej Fatre. – Ochrana prírody 13: 311-320.

Kučera P. 2005: Vrchoviská a kľukva na Lúčanských Veterných holiach. – Bull. Slov. Bot. Spoločn. 27: 63-66.

Obuch J. 2001: Using marked differences from the mean (MDFM) method for evaluation of contingency tables. – Buteo, 12: 37-46.

Obuch J. 2006: Subfosílna a subrecentná potrava sovy obyčajnej (*Strix aluco*) vo Veľkej Fatre. – Pp. 225-235. In: Adamec M. & Urban P. (eds): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník referátov z konferencie (Zvolen

14. – 15.10.2005). ŠOP SR, Banská Bystrica, 239 pp.
Štollmann A. & Dudich A. 1983: Drobné zemné cicavce v Ľubochnianskej doline vo Veľkej Fatre. – Ochrana prírody 4: 153-177.
Štollmann A., Janičina P., Dudich A. & Kadlečík J. 1994: Hmyzožravce (Insectivora) a hlodavce (Rodentia) štátnej prírodnej rezervácie Veľká Skalná vo Veľkej Fatre: Pp. 193-198. – In: Kadlečík J. (ed): Turiec 1992, Martin, 216 pp.

Tab. 1 Selenec, porovnanie rokov
Table 1 Selenec valley, comparison of samples in the years

Druhy \ Roky (Species \ Years)	*2001*	*2002*	*2003*	*2004*	*2005*	*2006*	*2007*	*Suma (Total)*	*%*
Talpa europaea						2	1	3	1.05
Sorex araneus		12	9	8	3	1	12	45	15.68
Sorex minutus		20	8	1- 11	13	10	19	81	28.22
Sorex alpinus		1- 0	6	5	6	2	4	23	8.01
Neomys anomalus	2	2	1	2			6	13	4.53
Neomys fodiens		8	4	1- 1		3	3	18	6.27
Apodemus flavicollis		2	4	6	1	2	1	16	5.57
Myodes glareolus		1- 2	5	1+ 39	1- 0		1- 3	49	17.07
Arvicola terrestris					1			1	0.35
Pitymys subterraneus	2	3		8	2		3	18	6.27
Pitymys tatricus				3	2			5	1.74
Microtus arvalis		1		1				2	0.70
Microtus agrestis		4	1	2		1	2	10	3.48
Salamandra salamandra		1					1	2	0.70
Triturus alpestris					1			1	0.35
Suma (Total)	4	55	38	86	29	21	54	287	100.00
Index diverzity H‘	0.69	1.84	1.89	1.81	1.64	1.59	1.93	2.14	

Tab. 2 Blatnická dolina, porovnanie rokov
Table 2 Blatnická dolina valley, comparison of samples in the years

Druhy \ Roky *Species \ Years)*	*2003*	*2004*	*2005*	*2006*	*2007*	*Suma* *(Total)*	*%*
Talpa europaea		*1*				*1*	*0.62*
Sorex araneus	*4*	*1*	*1*	*2*	*1*	*9*	*5.59*
Sorex minutus		*4*	*5*	*7*	*8*	*24*	*14.91*
Sorex alpinus			*1*	*1*	*4*	*6*	*3.73*
Neomys anomalus		*1*		*8*	*10*	*19*	*11.80*
Neomys fodiens		*4*	*3*	*1- 0*	*1+ 12*	*19*	*11.80*
Apodemus flavicollis		*7*	*1*	*1+ 13*	*3*	*24*	*14.91*
Apodemus sylvaticus				*1*		*1*	*0.62*
Myodes glareolus		*1+ 11*	*3*		*2*	*16*	*9.94*
Pitymys subterraneus	*2*	*4*	*4*	*1*	*4*	*15*	*9.32*
Microtus arvalis			*1*	*4*	*4*	*9*	*5.59*
Microtus agrestis	*2*	*5*	*1*	*3*	*2*	*13*	*8.07*
Prunella modularis	*1*					*1*	*0.62*
Salamandra salamandra		*1*				*1*	*0.62*
Triturus alpestris	*1*					*1*	*0.62*
Lacerta vivipara		*2*				*2*	*1.24*
Suma *(Total)*	*10*	*41*	*20*	*40*	*50*	*161*	*100.00*
Index diverzity H‘	*1.47*	*2.10*	*1.99*	*1.84*	*2.00*	*2.37*	

Tab. 3 Smrekovica 1, porovnanie vzoriek
Table 3 Smrekovica 1, comparison of samples

Deň.Mesiac zberu *(Date of collection)*	*19.10.*	*23.6.*	*6.9.*	*18.6.*	*21.8.*		
Druhy \ Rok *Species \ Year)*	***2005***	***2006***	***2006***	***2007***	***2007***	***Suma*** *(Total)*	*%*
Sorex araneus	*3*	*5*	*1*	*3*	*6*	*18*	*18.95*
Sorex minutus	*1*	*9*	*1+ 10*	*5*	*4*	*29*	*30.53*
Sorex alpinus	*2*			*2*	*1*	*5*	*5.26*
Neomys anomalus	*2*			*2*		*4*	*4.21*
Neomys fodiens	*1*		*1*		*1*	*3*	*3.16*
Sicista betulina			*1*			*1*	*1.05*
Apodemus flavicollis	*1*		*1*	*1*		*3*	*3.16*
Myodes glareolus	*4*			*1*		*5*	*5.26*
Pitymys subterraneus		*1*		*1+ 9*		*10*	*10.53*
Microtus agrestis	*2*	*2*	*1*	*7*	*1*	*13*	*13.68*
Triturus montandoni			*1*			*1*	*1.05*
Rana temporaria					*2*	*2*	*2.11*
Lacerta vivipara					*1*	*1*	*1.05*
Suma *(Total)*	*16*	*17*	*16*	*30*	*16*	*95*	*100.00*
Index diverzity H‘	*1.96*	*1.12*	*1.33*	*1.82*	*1.67*	*2.07*	

Tab. 4 Smrekovica 2, porovnanie vzoriek
Table 4 Smrekovica 2, comparison of samples

Deň. Mesiac zberu *(Date of collection)*	*6.9.*	*18.6.*	*21.8.*		
Druhy \ Rok *Species \ Year)*	***2006***	***2007***	***2007***	***Suma*** *(Total)*	*%*
Sorex araneus	*2*	*2*	*8*	*12*	*17.91*
Sorex minutus	*7*	*13*	*7*	*27*	*40.30*
Sorex alpinus		*1*		*1*	*1.49*
Sicista betulina			*3*	*3*	*4.48*
Apodemus flavicollis		*1*	*5*	*6*	*8.96*
Myodes glareolus		*1*	*3*	*4*	*5.97*
Pitymys subterraneus	*1*	*3*	*3*	*7*	*10.45*
Microtus arvalis		*1*		*1*	*1.49*
Microtus agrestis		*3*	*1*	*4*	*5.97*
Triturus alpestris	*1*			*1*	*1.49*
Rana temporaria	*1*			*1*	*1.49*
Suma *(Total)*	*12*	*25*	*30*	*67*	*100.00*
Index diverzity H'	*1.23*	*1.57*	*1.79*	*1.85*	

Tab. 5 Veterná hoľa, porovnanie vzoriek
Table 5 Veterná hoľa, comparison of samples

Deň.Mesiac zberu *(Date of collection)*	*27.7.*	*7.6.*	*27.11.*	*15.5.*	*14.8.*		
Druhy \ Rok *(Species \ year)*	***2005***	***2006***	***2006***	***2007***	***2007***	***Suma*** *(Total)*	*%*
Sorex araneus		*10*	*12*	*1*	*10*	*33*	*29.73*
Sorex minutus	*3*	*15*	*1- 7*	*2*	*17*	*44*	*39.64*
Neomys anomalus	*1*					*1*	*0.90*
Neomys fodiens					*1*	*1*	*0.90*
Sicista betulina		*2*				*2*	*1.80*
Apodemus flavicollis			*1*	*1*	*2*	*4*	*3.60*
Myodes glareolus		*1*	*1+ 11*	*2*	*4*	*18*	*16.22*
Microtus arvalis	*3*	*1*	*1*			*5*	*4.50*
Mustela nivalis					*1*	*1*	*0.90*
Lacerta vivipara				*2*		*2*	*1.80*
Suma *(Total)*	*7*	*29*	*32*	*8*	*35*	*111*	*100.00*
Index diverzity H'	*1.00*	*1.12*	*1.28*	*1.56*	*1.32*	*1.55*	

Tab. 6 Krížava, porovnanie vzoriek
Table 6 Krížava, comparison of samples

Deň.Mesiac zberu *(Date of collection)*	*27.7.*	*7.6.*	*27.11*	*15.5.*	*14.8.*		
Druhy \ Rok *(Species \ Year)*	***2005***	***2006***	***2006***	***2007***	***2007***	***Suma*** *(Total)*	*%*
Sorex araneus	*2*	*11*	*13*	*4*	*16*	*46*	*40.71*
Sorex minutus	*2*	*7*	*17*	*5*	*8*	*39*	*34.51*
Neomys fodiens					*4*	*4*	*3.54*
Apodemus flavicollis			*1*		*1*	*2*	*1.77*
Apodemus sylvaticus					*1*	*1*	*0.88*
Myodes glareolus		*1*	*9*	*6*	*1*	*17*	*15.04*
Microtus arvalis		*1*	*1*	*1*		*3*	*2.65*
Lacerta vivipara			*1*			*1*	*0.88*
Suma *(Total)*	*4*	*20*	*42*	*16*	*31*	*113*	*100.00*
Index diverzity H'	*0.69*	*1.00*	*1.33*	*1.25*	*1.29*	*1.39*	

Tab. 7 Zastúpenie drobných zemných cicavcov v dolinách Veľkej Fatry
Table 7 Composition of terrestrial small mammals in some Veľká Fatra valleys

Druh odchytu (Kind of catch)	*ZP*	*ZP*	*ZP*	*SP*	*SP*	*SP*	*SP*	*SP*		
Druhy \ Údaj (Species \ Date)	***Ľub.d.***	***Sel.***	***Bl.d.***	***Žar.d.***	***Bl.d.***	***Gad.d.***	***Bel.d.***	***Ľub.d.***	***Suma*** *(Total)*	*%*
Sorex minutus	*2+ 79*	*1+ 81*	*24*	*2- 5*	*1- 2*	*2- 4*	*2- 15*	*2- 18*	*228*	*11.06*
Sorex alpinus	*3*	*1+ 23*	*6*	*5*	*1*	*1*	*2- 0*	*14*	*53*	*2.57*
Neomys anomalus	*5*	*1+ 13*	*2+ 19*			*3*	*1- 1*	*7*	*48*	*2.33*
Microtus arvalis	*1*	*2*	*1+ 9*			*1*	*1*	*6*	*20*	*0.97*
Neomys fodiens	*11*	*18*	*1+ 19*	*1+ 26*	*6*	*5*	*2- 3*	*2- 7*	*95*	*4.61*
Microtus agrestis	*1- 0*	*10*	*1+ 13*	*1+ 14*	*2+ 18*	*1- 1*	*2- 0*	*1- 9*	*65*	*3.15*
Apodemus flavicollis	*3- 0*	*2- 16*	*1- 24*	*57*	*1+ 36*	*1+105*	*1+157*	*1- 71*	*466*	*22.61*
Muscardinus avellanarius						*1+ 6*		*2*	*8*	*0.39*
Myodes glareolus	*2- 8*	*1- 49*	*1- 16*	*49*	*2- 2*	*1- 31*	*1+191*	*1+192*	*538*	*26.10*
Pitymys subterraneus	*6*	*18*	*15*	*1+ 29*	*4*	*1- 5*	*1- 27*	*1+ 62*	*166*	*8.05*
Pitymys tatricus	*1*	*5*			*4*		*1- 2*	*1+ 19*	*31*	*1.50*
Sorex araneus	*1- 6*	*45*	*1- 9*	*1- 11*	*8*	*1- 18*	*63*	*1+142*	*302*	*14.65*
Apodemus sylvaticus			*1*		*1*			*1+ 7*	*9*	*0.44*
Talpa europaea	*2*	*3*	*1*	*1*		*1*		*1*	*9*	*0.44*
Sicista betulina	*3*					*3*		*1*	*7*	*0.34*
Glis glis						*2*		*3*	*5*	*0.24*
Arvicola terrestris		*1*				*1*			*2*	*0.10*
Apodemus agrarius								*1*	*1*	*0.05*
Suma *(Total)*	*125*	*287*	*161*	*197*	*82*	*187*	*460*	*562*	*2061*	*100.00*
Index diverzity H'	*1.42*	*2.13*	*2.37*	*1.82*	*1.70*	*1.55*	*1.37*	*1.90*	*2.09*	

ZP *– zemné pasce (terrestrial traps),* ***SP*** *– sklápacie pasce (snap traps)*
Ľub.d. *- Ľubochnianska dolina, Štollmann & Dudich 1983,* ***Žar.d.*** *- Žarnovická dol., Štollmann et al. 1994,*
Bl.d., SP *- Blatnická dol., Štollmann et al. 1994,* ***Gad.d.*** *- Gaderská dol., Darola & Obuch 1980,* ***Bel.d.*** *- Belianska dol., Kadlečík et al. 1995,* ***Bl.d., ZP*** *- Blatnická dol., vlastné údaje (own data),* ***Sel.*** *– Selenec, vlastné údaje (own data) .*

Tab. 8 Porovnanie výsledkov odchytov z hrebeňových polôh Veľkej Fatry a Martinských holí
Table 8 Composition of terrestrial small mammals in the tops of Veľká Fatra Mts and Martinské hole Mts

Druh odchytu (Kind of catch)	*ZP*	*ZP*	*ZP*	*ZP*	*ZP*	*ZP*	*SP*	*SP*		
Druhy \ Lokality (Species \ Sites)	*Suchý*	*Vet.h.*	***Kríž.***	***Sk.al.***	***Sm 1***	***Sm 2***	***Sk.al.***	***Suchý***	***Suma*** *(Total)*	*%*
Sorex minutus	*1+ 35*	*1+ 43*	*39*	*17*	*29*	*27*	*2- 1*	*2- 0*	*191*	*29.16*
Sorex araneus	*27*	*33*	*1+ 46*	*1+ 34*	*1- 18*	*1- 12*	*21*	*1- 5*	*196*	*29.92*
Microtus agrestis	*2*				*1+ 13*	*4*	*1*	*3*	*23*	*3.51*
Apodemus flavicollis	*1- 0*	*4*	*1- 2*	*1- 0*	*3*	*6*	*2+ 20*	*6*	*41*	*6.26*
Pitymys subterraneus	*4*	*2- 0*	*2- 0*	*3*	*10*	*7*	*5*	*2+ 30*	*59*	*9.01*
Myodes glareolus	*8*	*18*	*17*	*8*	*1- 5*	*4*	*12*	*1- 1*	*73*	*11.15*
Microtus arvalis		*5*	*3*	*2*		*1*	*2*	*3*	*16*	*2.44*
Sicista betulina	*4*	*2*		*3*	*1*	*3*			*13*	*1.98*
Sorex alpinus	*3*				*5*	*1*		*1*	*10*	*1.53*
Neomys fodiens	*1*	*1*	*4*		*3*				*9*	*1.37*
Neomys anomalus	*1*	*2*			*4*				*7*	*1.07*
Pitymys tatricus	*1*			*1*			*1*		*3*	*0.46*
Muscardinus avellanarius	*1*						*1*		*2*	*0.31*
Apodemus sylvaticus			*1*						*1*	*0.15*
Mustela nivalis		*1*							*1*	*0.15*
Talpa europaea				*1*					*1*	*0.15*
Suma *(Total)*	*87*	*111*	*113*	*69*	*95*	*67*	*64*	*49*	*655*	*100.00*
Index diverzity H'	*1.64*	*1.58*	*1.39*	*1.44*	*2.07*	*1.85*	*1.61*	*1.29*	*1.96*	

ZP, SP – ako v tab. 7 (see table 7)
vlastné údaje (own data): **Vet.h.** – Veterná hoľa, **Kríž.** – Krížava, **Sm 1** – Smrekovica 1, **Sm 2** – Smrekovica 2
Suchý - Suchý vrch, NPR, Kadlečík 1992a , **Sk.al.** - Skalná alpa NPR, Kadlečík 1989

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 29 - 38

SUKCESIA SPOLOČENSTIEV DROBNÝCH ZEMNÝCH CICAVCOV (INSECTIVORA, RODENTIA) V LESNÝCH EKOSYSTÉMOCH TANAPu POSTIHNUTÝCH VETERNOU KALAMITOU A LESNÝM POŽIAROM

SUCCESSION OF THE SMALL MAMMAL COMMUNITIES (INSECTIVORA, RODENTIA) IN THE FOREST ECOSYSTEMS IN THE HIGH TATRA NATIONAL PARK AFFECTED WITH THE WIND CALAMITY AND FOREST FIRE

Ladislav Hlôška[1] & Barbara Chovancová[2]

[1]Považské múzeum v Žiline, SK- 010 03 Žilina; e-mail: hloska@pmza.sk
[2]Výskumná stanica a múzeum TANAPu, ŠL TANAPu, SK-059 60 Tatranská Lomnica; e-mail: barbara.chovancova@stonline.sk

Abstract

The paper contains preliminary results of the three year study of the successional development of the small mammal communities in the forest ecosystems in the High Tatra National park, which were affected with the wind calamity and forest fire. We used the method of CMR (Catch – Mark – Release). In the years 2005-2007, we caught 339 individuals of the small mammals which belonged to nine genuses. We marked 292 individuals. *Myodes glareolus* was dominant in all seasons and on all study plots and the density was the highest on the study plot, which was affected with wind calamity and left on the natural development. There was found also high afinity of this mammal species to higher proportion of the dead wood. There was found absence of the insectivorous small mammals on the plots affected with wind calamity and fire. We found these species on the study plots after fourteen months after the calamity. *Microtus agrestis* was found in the initially phase of the forest ecosystems with the affinity to microhabitats with the presence of the *Calamagrostis* sp. Density of the small mammals rose on the gradient of the forest stand and calamity study plot left on the natural development to the plot with the exploited wood and fire plot. Body mass of the small mammals was significantly higher in the forest and on the study plots left on the natural development than on the study plots where was wood exploited, and on the plots with the forest fire, respectively (*One – Way ANOVA*; $P < 0.05$). There was found a sloping trend of the biomass in the small mammals communities.

Key words: The High Tatra National park, wind calamity, succession, small terrestrial mammals, biomass

Úvod

V novembri 2004 na území TANAPu rozvrátil prepadavý vietor lesné ekosystémy o rozlohe 12 600 ha. Táto prírodná katastrofa vytvorila priestor pre medzinárodný pokalamitný výskum procesov sekundárnej sukcesie lesných biocenóz, v rámci ktorého sme skúmali sukcesiu drobných zemných cicavcov.

Tatranská bóra sa cyklicky opakuje v nepravidelných časových intervaloch. Lesy postihované veternou smršťou bývajú označované termínom cyklický klimax (Odum 1977). Jeho jednotlivé sukcesné štádiá sprevádzajú postupné zmeny klimatických, pôdnych a hydrických pomerov a tiež rastlinných a živočíšnych spoločenstiev. V iniciálnych sukcesných štádiách sa zvyšuje biodiverzita, populačná hustota a biomasa organizmov. Pre pokročilejšie štádiá blízke klimaxu je typický skôr opačný trend (Begon et al. 1997). V zoocenózach narastá na úkor ostatných početnosť dominantných druhov, zatiaľ čo v terminálnych štádiách sukcesie bývajú živočíšne spoločenstvá viac vyvážené. Sukcesné zmeny biotopov modifikujú tiež vzorce habitatovej selekcie.

Na území Tatier sa v minulosti štúdiom sukcesných zmien v synúziách drobných zemných cicavcov jarabinových smrečín (*Sorbeto – Piceetum*) rôzneho veku zaoberali Kratochvíl & Gaisler (1967). Údaje o rozšírení, druhovom zložení a ekologických nárokoch mikromamálií z územia Tatranského národného parku boli obsahom viacerých štúdií (Pelikán 1955, 1962; Mošanský 1974; Zima et al. 1984). Výskumu habitatovej selekcie v spoločenstvách drobných zemných cicavcov subalpínskeho vegetačného stupňa Západných Tatier, resp. na území Slovenska sa venovali napr. Martínková et al. (2004) a Miklós & Žiak (2002).

V našej práci sme ciele výskumu sukcesie drobných cicavcov zhrnuli do dvoch základných okruhov:

(1) získať aktuálne údaje o denzite, biomase, disperzii a habitatovej selekcii v závislosti od sukcesných zmien charakteristík prostredia,

(2) analyzovať časopriestorové zmeny v spoločenstvách drobných cicavcov indukované sukcesným štádiom lesných biocenóz.

Materiál a metódy

Výskum drobných zemných cicavcov sme realizovali v rokoch 2005-2007 na siedmich pokusných plochách (75 x 75 m), ktoré boli vytýčené v teréne ako sieť fixných odchytávacích bodov (veľkosť oka 15 x 15 m). Živolovné pasce (typ *Chmela*) s univerzálnou návnadou (zmes ovsených vločiek, konzervovaných sardiniek a slnečnicového oleja) a prídavkom kukiel diptér boli exponované 3 dni. Vzorkovanie mikromamálií sme vykonávali na všetkých pokusných plochách buď simultánne alebo s niekoľkodňovým časovým posunom v 6. termínoch: 10. - 13. 10. 2005, 13. – 18. 6. 2006, 30. 9. – 6. 10. 2006, 5. – 10. 6. 2007, 1. – 4. 8. 2007 a 22. – 28. 9. 2007. Odchytené jedince sme po determinácii, určení pohlavia a zaradení do príslušnej vekovej kategórie odvážili s presnosťou na 0,5 g. Herbivorné taxóny boli označené očíslovanými ušnými značkami, insektivorné špeciálnou značkovacou farbou.

Vzhľadom k tomu, že jedným z cieľov výskumu bolo sledovanie časopriestorových vzťahov medzi drobnými cicavcami a štruktúrou sukcesnej vegetácie, boli na jednotlivých odchytávacích bodoch (kruh s priemerom 2 m) vyhotovené fytocenologické zápisy. Získané kvalitatívne a kvantitatívne údaje slúžili ako prediktory v mnohorozmernej gradientovej analýze.

Štatistická analýza dát

Získané údaje boli spracované v relačnej databáze MS Access 2003 ako matica zdrojových dát pre štatistické testovanie a procedúry mnohorozmernej analýzy. Rozdiely v biomase sme overovali pomocou jednofaktorovej analýzy rozptylu bez opakovania (*One – Way ANOVA*). Na testovanie jednoduchých štatistických hypotéz bol použitý dvojstranný, dvojvýberový a neparametrický *Mann-Whitneyov U test*. V prípade zisťovania priestorových vzťahov medzi druhmi a vzorkami sme aplikovali nepriamu gradientovú analýzu (*PCA*). Pri hľadaní závislostí medzi distribúciou druhov a sledovanými premennými prostredia bola použitá priama gradientová analýza (*CCA*). Analýzy prebiehali na PC, s použitím štatistického softvéru NCSS 2004 (Hintze 2001) a programu CANOCO for Windows 4.5. (Cajo & Šmilauer 2002). Na výpočet populačnej hustoty, indexov disperzie a vyhodnocovanie prekryvu ekologických ník jednotlivých druhov mikromamálií bol použitý program Ecological Methodology 6.1. (Krebs 1999).

Študované územie

Výskum bol realizovaný v orografickom celku Vysoké Tatry na šiestich lokalitách:

(1) **„NEX“ – Jamy (Tatranská Lomnica, DFS 6887b , 49°09´37´´N, 20°15´21´´E, 1100 m n.m.):** lesné porasty postihnuté v roku 2004 veternou kalamitou, bez lesníckeho zásahu (plocha ponechaná na samovývoj),

(2) **„EXT“ – Danielov dom (Tatranská Polianka, DFS 6886d , 49°07´13´´N, 20°09´50´´E, 1260 m n.m.):** lesné porasty postihnuté veternou kalamitou v roku 2004, spracované tradičným spôsobom (drevná hmota odvezená, plocha čiastočne zalesnená),

(3) **„REF“ – Smrekovec (Vyšné Hágy, DFS 6886d, 49°07´15´´N, 20°06´26´´E, 1210 m n.m.):** porasty nezasiahnuté kalamitou, tzv. referenčná plocha,

(4) **„FIRE 1A“ a „FIRE 3A“ – Spálenisko (Tatranské Zruby, DFS 6887c, 49°07´49´´N, 20°11´53´´E a 49°08´02´´N, 20°11´32´´E, 1025 a 1100 m n.m.):** dve plochy v lesných porastoch postihnutých veternou kalamitou a požiarom,

(5) **„CVL“ – Čierny vodný les (Nový Smokovec, DFS 6887c, 49°08´06´´N, 20°12´30´´E, 1015 m n.m.):** lesné porasty postihnuté veternou kalamitou a vykonanými vododržnými opatreniami,

(6) **„OVL“ – Oliverov vodný les (Tatranská Lomnica, DFS 6887b, 49°10´20´´N, 20°16´59´´E, 925 m n.m.):** lesné porasty postihnuté veternou kalamitou a vykonanými vododržnými opatreniami.

Výsledky a diskusia

Opakovaným vzorkovaním sme v období rokov 2005-2007 získali na všetkých plochách 399 jedincov drobných zemných cicavcov deviatich taxónov. Z uvedeného sumárneho počtu bolo označkovaných a vypustených 292 jedincov (tab. 1). Opätovne sme z nich odchytili 90 (46 - dvakrát, 26 - trikrát, 18 - viackrát).

Tab. 1 Početnosť drobných cicavcov (n) vo vzorkách z jednotlivých pokusných plôch (Vysoké Tatry, 2005-2007)
Table 1 Density of the small mammals (n) in the specimens from the study plots (The High Tatras, 2005-2007)

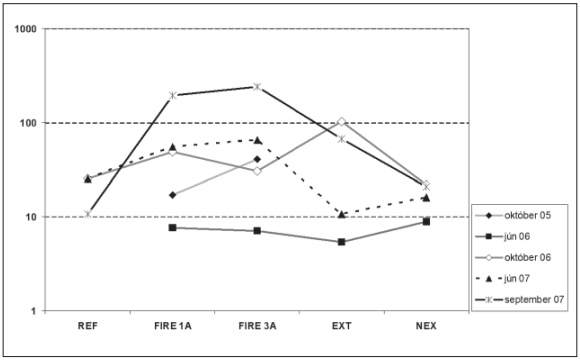
Species / pokusná plocha	*CVL*	*EXT*	*FIRE 1A*	*FIRE 3A*	*OVL*	*NEX*	*REF*	*Suma*
Apodemus flavicollis	*13*	*3*	*35*	*20*	*12*		*6*	***89***
Apodemus sylvaticus		*2*	*4*					*6*
Arvicola terrestris	*1*							*1*
Myodes glareolus	*27*	*22*	*30*	*43*	*5*	*50*	*18*	***195***
Microtus agrestis	*6*	*11*	*6*	*3*	*2*	*2*		*30*
Neomys anomalus					*1*			*1*
Neomys fodiens					*1*			*1*
Sorex araneus	*15*	*12*	*4*	*3*	*22*	*6*	*1*	***63***
Sorex minutus	*4*	*1*	*1*	*1*	*4*	*2*		*13*
Počet druhov	*6*	*6*	*6*	*5*	*7*	*4*	*3*	*9*
Početnosť (ex.)	*66*	*51*	*80*	*70*	*47*	*60*	*25*	*399*

Z tab. 1 vyplýva, že v jednotlivých lokálnych populáciách mal dominantné zastúpenie druh *Myodes glareolus* a to na všetkých pokusných plochách, počas všetkých odchytov. Najvyššiu denzitu sme u tohto taxónu zaznamenali na ploche NEX (81,3 ex./ha), pričom sme zistili jej pozitívnu koreláciu s vysokým podielom nekromasy, čo dokazuje, že *M. glareolus* nachádza optimum v lesných biotopoch skorších sukcesných štádií, s nižšou priemernou výškou a pokryvnosťou stromového poschodia, vyšším krovinným poschodím, vyšším a hustejším bylinným poschodím. Zároveň bolo zistené, že optimálnym biotopom pre *M. glareolus* sú mokré zalesnené stanovištia s hustým podrastom a množstvom ležiacej odumretej drevnej hmoty, čo je v súlade s výsledkami viacerých autorov (Turček 1960; Pucek 1983; Mazurkiewicz & Rajska – Jurgiel 1987; Šmaha 1996; Miklós & Žiak 2002). Vo vzťahu k sledovaným charakteristikám prostredia bol na nami skúmaných plochách výrazne euryekný, čo vo svojej štúdii z oblasti stredo-západných talianskych Álp uvádzajú Chiarezi et al. (1997).

Výskyt druhu *Microtus agrestis* sme doložili na všetkých pokalamitných plochách, s výnimkou plochy REF. Na základe našich výsledkov sa javí ako druh iniciálnych štádií zarastajúcich vývratísk, čo sa zhoduje s ekologickými nárokmi, ktoré pre tento druh opísali Uhrin et al. (1992).

Na plochách FIRE 1A a FIRE 3A sme prvé exempláre hmyzožravcov (*Sorex araneus, S. minutus*) zachytili až po 14. mesiacoch, počas jesenného odchytu v roku 2006. Predpokladáme, že príčinou daného javu bola vysoká mortalita v ich populáciách spôsobená požiarom v auguste 2004, ako aj zdecimovanie fauny bezstavovcov, ktoré tvoria ich potravnú bázu. Ekologické niky uvoľnené po požiari ako prvé kolonizovali drobné hlodavce (*Myodes glareolus, Apodemus flavicollis, A. sylvaticus* a *Microtus agrestis*), ktoré sú pri reimigračných procesoch kompetične úspešnejšie (Hlôška 2000). Výrazný vplyv na reimigráciu a znovukolonizovanie ekologických ník po požiari mala podľa našich zistení sekundárna sukcesia bylinnej vrstvy a zmeny mikroklímy. Vyššia denzita hmyzožravcov (*Sorex araneus, S.minutus*) bola na týchto plochách zistená v roku 2007.

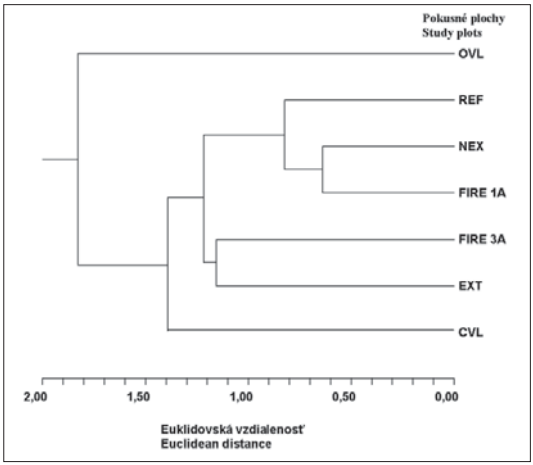
Demografická situácia v populáciách drobných zemných cicavcov bola v jarnom období charakterizovaná vyrovnanými hodnotami denzity na všetkých pokusných plochách. V jesenných mesiacoch bola populačná hustota mikromamálií na plochách zničených vetrom a požiarom (FIRE, EXT) vyššia (= 76,5 ex./ha), ako na plochách, kde disturbancie nepôsobili (REF) alebo sa prejavovali s nižšou intenzitou a frekvenciou (NEX) – = 18,5 ex./ha. Rozdiely celkovej denzity medzi jednotlivými plochami, sezónami a rokmi výskumu zobrazuje spojnicový graf na obr. 1.



Obr. 1 Sezónne zmeny celkovej denzity (ex./ha) v spoločenstvách mikromamálií počas výskumu sekundárnej sukcesie na pokalamitných plochách TANAPu (október 2005 – september 2007)
Fig. 1 Seasonal differences of the density (ind./ha) in the small mammals communities in the course of the secondary succession on the study plots in the High Tatras (October 2005 – September 2007)

Priemerná ročná denzita drobných zemných cicavcov na pokusnej ploche FIRE 1A oscilovala okolo hodnoty 64 ex./ha, na ploche FIRE 3A dosiahla úroveň 71 ex./ha, čo sú takmer identické hodnoty. Na ploche NEX kolísala okolo hodnoty 17 ex./ha. Referenčná plocha (REF) v tom istom čase vykazovala denzitu 24 ex./ha. Plocha EXT sa vyznačovala vyššou denzitou s hodnotou 46 ex./ha (obr. 1).

Na základe analýzy výsledkov môžeme konštatovať, že priemerná denzita drobných cicavcov narastá na pokusných plochách v gradiente od referenčného lesa (REF) a kalamitnej plochy ponechanej na samovývoj (NEX), cez plochu so spracovanou drevnou hmotou a umelou obnovou drevín (EXT), po spálenisko (FIRE 1A a 3A).

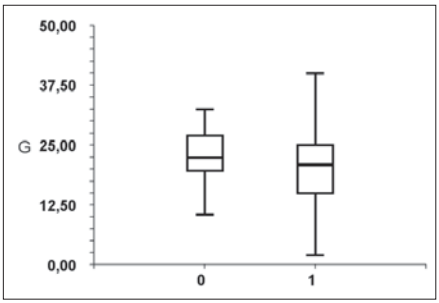


Obr. 2 Dendrogram podobnosti pokusných plôch skonštruovaný na základe údajov o abundancii a druhovom spektre mikromamálií, n = 399 (Vysoké Tatry, 2005-2007)
Fig. 2 Similarity dendrogram of the small mammals communities on the study plots, n = 399 (The High Tatras, 2005-2007)

V prezentovanom dendrograme (obr. 2) sú pokusné plochy zoskupené na základe podobnosti druhového spektra taxocenóz drobných cicavcov. V Euklidovskom priestore sa vytvoril jeden zreteľný, vnútorne nesúrodý zhluk. Najvyššiu úroveň podobnosti vykazovali druhové spektrá, zistené na pokusných plochách NEX a FIRE3A. Spoločnými druhmi pre obidve plochy boli: *Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*, *Sorex araneus* a *S. minutus*. Diferenciálnym taxónom bol *Apodemus flavicollis*, ktorý sa na pokusnej ploche NEX nevyskytoval. Dôvodom jeho absencie bol pravdepodobne vysoký podiel nekromasy a nižšia pokryvnosť bylinného poschodia. Táto kombinácia charakteristík prostredia lepšie vyhovovala ekologickým nárokom druhu *Myodes glareolus*. Tesnú ekologickú väzbu spomínaného druhu na stanovištia s rozkladajúcou sa drevnou hmotou zistil napr. Turček (1960).

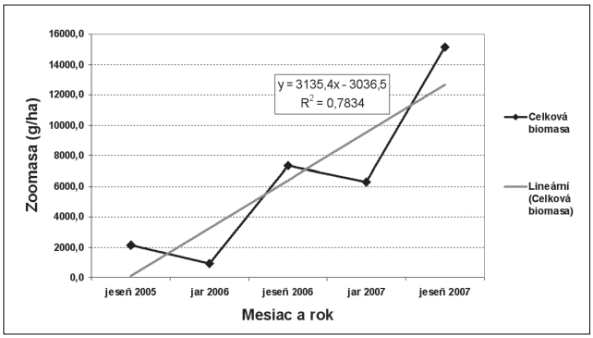
Identické druhové spektrum mikromamálií bolo zistené na plochách EXT a FIRE 1A, ktoré sa odlišovali od troch vyššie spomenutých prítomnosťou druhu *Apodemus sylvaticus*. Spoločenstvo pokusnej plochy CVL sa odlišovalo od všetkých ostatných objektov zhluku výskytom druhu *Arvicola terrestris.* Na najnižšej hladine podobnosti sa ako izolovaný objekt analyzovaného dendrogramu separovala pokusná plocha Oliverov vodný les (OVL). Od ostatných plôch ju diferencovala prítomnosť akvatilných taxónov *Neomys fodiens* a *N. anomalus.*

Z hľadiska populačno-demografických procesov bola u jedincov odchytených druhov mikromamálií zistená štatisticky významná odchýlka v hmotnosti tela (*One-Way ANOVA*; $P < 0{,}05$). Jedince v stojacom lesnom poraste (REF) a na kalamitnej ploche ponechanej na samovývoj (NEX) mali vyššiu hmotnosť, ako jedince odchytené na plochách postihnutých požiarom (FIRE 1A a 3A), resp. lesnícky manažovaných (EXT) (obr. 3). Súviselo to pravdepodobne s aktuálnou populačnou hustotou, sukcesným štádiom vegetácie a vplyvmi medzidruhovej a vnútrodruhovej kompetície.



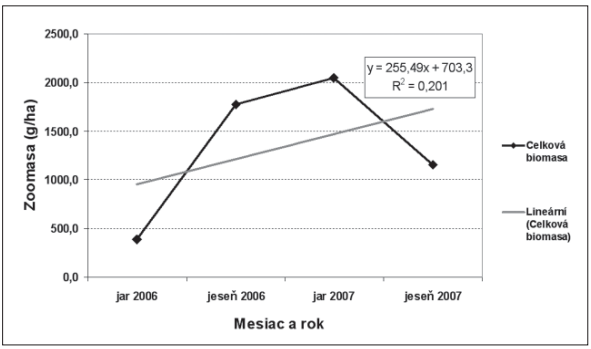
Obr. 3 Priemerná hmotnosť tela (G) drobných cicavcov na pokusných, lesnícky manažovaných plochách (1) a referenčných plochách (0). P<0.05
Fig. 3 Mean body mass (G) of the small mammals on the study plots, forestry managed (1) and compared (0). P<0.05

Počas trojročného výskumu sme na pokalamitných plochách zaznamenali stúpajúci trend celkovej biomasy drobných zemných cicavcov (obr. 4).



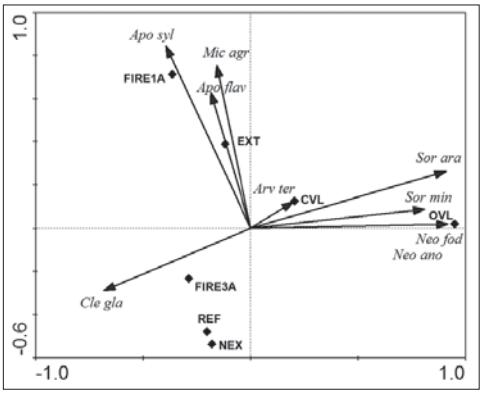
Obr. 4 Nárast celkovej biomasy drobných cicavcov na plochách postihnutých vetrovou kalamitou v roku 2004 a následne lesnícky manažovaných (Vysoké Tatry, 2005-2007), n = 201
Fig. 4 Biomass increase of the small mammals on the plots with wind calamity in 2004 and forestry managed (The High Tatras, 2005-2007), n = 201

Populácie drobných cicavcov na referenčnej ploche a na ploche ponechanej na samovývoj taktiež vykazovali rast biomasy, tento však nebol taký výrazný, čo indikuje miernejší sklon trendovej krivky (obr. 5). Nárast biomasy je typickým sprievodným javom iniciálnych sukcesných štádií, ako to konštatujú Begon et al. (1997).



Obr. 5 Nárast celkovej biomasy drobných cicavcov na plochách postihnutých vetrovou kalamitou v roku 2004 bez lesníckeho manažmentu (Vysoké Tatry, 2005-2007), n = 85
Fig. 5 Biomass increase of the small mammals on the plots with wind calamity in 2004 and left without forestry management (The High Tatras, 2005-2007), n = 85

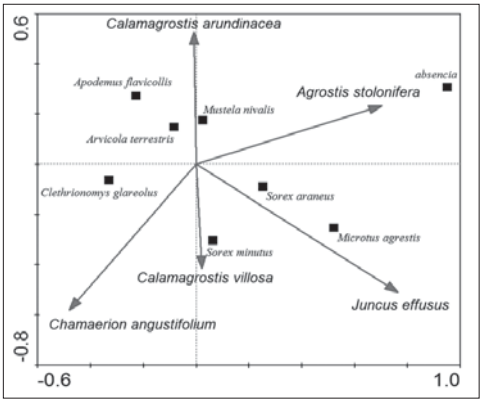
Vychádzajúc z predpokladu, že nepriamym ukazovateľom vhodnosti ekologických podmienok pre ten ktorý druh drobného cicavca môže byť aktuálna denzita, sme do nepriamej gradientovej analýzy (PCA) zahrnuli údaje o abundancii mikromamálií na jednotlivých pokusných plochách. Taxóny *Apodemus sylvaticus*, *Microtus agrestis* a *Apodemus flavicollis* dosahovali najvyššiu denzitu na pokusnej ploche FIRE 1A (obr. 6). Plochy so stúpajúcim vlhkostným gradientom (CVL a OVL) vykazovali vyššiu denzitu *Arvicola terrestris*, *Neomys anomalus*, *N. fodiens*, *Sorex araneus* a *S. minutus*. Druh *Myodes glareolus* bol najpočetnejší na plochách: referenčnej (REF), ponechanej na prirodzený vývoj (NEX) a na spálenisku v miestach s vyšším počtom stojacich stromov (*Larix decidua*) a členitým mikroreliéfom (FIRE 3A).



Obr. 6 Projekčný diagram lineárnej nepriamej gradientovej analýzy PCA. Distribúcia drobných cicavcov na jednotlivých pokusných plochách. 1. kanonická os vysvetľuje variabilitu distribúcie drobných cicavcov vo vzťahu ku gradientu vlhkosti, 2. kanonická os premenlivosť pozdĺž gradientu zachovalosti lesa po víchrici
Zdrojové dáta: druhové dáta z pokusných plôch
Fig. 6 Diagram of the gradient PCA analysis. Distribution of the small mammals on the study plots. 1st canonical axis explicates the variability of the distribution of the small mammals in relation to the humidity gradient, 2nd canonical axis explicates the variability along the gradient of the preservation of the forest after the calamity. Apo fla – Apodemus flavicollis, Apo syl – Apodemus sylvaticus, Arv ter – Arvicola terrestris, Cle gla – Myodes glareolus, Micr agr – Microtus agrestis, Neo ano – Neomys anomalus, Neo fod – Neomys fodiens, Sor ara – Sorex araneus, Sor min – Sorex minutus
Data source: species data from study plots

Habitatová selekcia drobných cicavcov

Habitatovú selekciu mikromamálií sme na ploche Čierneho vodného lesa (CVL) hodnotili priamou gradientovou analýzou, pre ktorú sme použili dáta o druhovom zložení mikromamálií a pokryvnosti dominujúcich rastlinných druhov (obr. 7).



Obr. 7 Priama gradientová analýza CCA - distribúcia zistených druhov mikromamálií podľa charakteristík prostredia - dominánt bylinnej vrstvy
Zdrojové dáta: druhové dáta o početnosti mikromamálií a fytocenologické zápisy
Fig. 7 CCA gradient analysis – distribution of the small mammals according to habitat characteristics – dominanting features of the herbal layer

Data source: species data from study plots and phytocoenology protocols

Z projekčného diagramu kanonickej korešpondenčnej analýzy (CCA) vyplynulo, že *Myodes glareolus* preferuje mikrohabitaty s dominanciou druhu *Chamaerion angustifolium*, ktorý indikuje plne osvetlené stanovištia, so stredným sklonom terénu (Šoltés et al. 2007). Jeho pokryvnosť na miestach výskytu druhu *M. glareolus* dosahuje až 100%.

S dominanciou *Calamagrostis villosa* pozitívne koreluje prítomnosť hmyzožravého taxónu *Sorex minutus*. Tento mikrohabitat charakterizuje vyššia pôdna vlhkosť a vyšší obsah dusíka. V miestach jeho výskytu je terén prevažne mierne sklonený.

Afinita k rovnakému vegetačnému typu bola zistená u ďalšieho hmyzožravého druhu *Sorex araneus* a u herbivorného *Microtus agrestis*. Nimi obsadzovaný vegetačný typ sa vyznačuje dominantným zastúpením hydrofilných rastlinných druhov rodu *Juncus* a indikuje hydromorfné stanovištia s neutrálnou pôdnou reakciou. Bolo zistené, že medzi príbuznými taxónmi *Sorex araneus* a *S. minutus* existujú rozdiely v preferencii mikrohabitatov podľa gradientu vlhkosti pôdy. Druh *Sorex araneus* vykazuje afinitu k vyšším hodnotám vlhkostného gradientu, zatiaľ čo výskyt *S. minutus* koreluje skôr s jeho nižšími hodnotami, čo nepriamo potvrdzuje hypotézu o priestorovej diferenciácii ekologických ník u sympatricky žijúcich mikromamálií. Stanovištia s kyslou pôdnou reakciou a s dominanciou *Calamagrostis arundinacea* boli v čase výskumu preferované druhmi *Arvicola terrestris* a *Apodemus flavicollis*, pričom tesnejšou väzbou na daný vegetačný typ sa vyznačoval druh *A. terrestris*. V tomto biotope sme zaznamenali aj výskyt mäsožravej *Mustela nivalis.* K podobným záverom dospeli Mullican et al. (2005). Zistili kladnú koreláciu medzi abundanciou drobných zmených cicavcov a priemernou výškou, ako aj percentuálnou pokryvnosťou rastlinných dominánt, pričom odhalili v preferovaných charakteristikách prostredia aj určité medzidruhové rozdiely.

Záver

V rokoch 2005-2007 sme v rámci pokalamitného výskumu na území TANAPu získali na siedmich pokusných plochách vzorku 399 jedincov mikromamálií, reprezentovanú deviatimi taxónmi (*Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus*, *Arvicola terrestris, Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*, *Neomys anomalus*, *N. fodiens*, *Sorex araneus* a *S. minutus*). Euryekným taxónom, ktorý sa vyskytoval na všetkých pokusných plochách počas celého obdobia výskumu, bol *Myodes glareolus*, u ktorého sme zaznamenali aj najvyššie hodnoty denzity a biomasy.

Na všetkých pokalamitných plochách, s výnimkou referenčnej, sa vyskytoval hygrofilný druh *Microtus agrestis*, s výraznou afinitou k vlhkým terénnym depresiám s dominanciou tráv.

Celková biomasa drobných zemných cicavcov mala stúpajúci trend na lesnícky manažovaných pokalamitných plochách postihnutých vetrom alebo vetrom a požiarom s úplne alebo čiastočne odstránenou drevnou hmotou. Tento proces nebol taký zreteľný na referenčnej ploche a na ploche ponechanej na samovývoj.

V rámci výskumu boli taktiež hodnotené časopriestorové asociácie medzi drobnými zemnými cicavcami a vegetáciou. Priestorovú distribúciu mikromamálií ovplyvňovala štruktúra vegetačného profilu určovaná dominantnými rastlinnými druhmi.

Poďakovanie

Za vyhotovenie fytocenologických zápisov ďakujeme RNDr. Anne Šoltésovej. Za pomoc pri terénnych prácach patrí vďaka Rudolfovi Kubalovi a Milanovi Kornajčíkovi, ako aj ďalším kolegom a spolupracovníkom.

Literatúra

Begon M, Harper L. J. & Townsend R. C. 1997: Ekologie – jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 pp.

Cajo J.E. & Šmilauer P. 2002: CANOCO Reference Manual and Canoco Draw for Windows, User´s Guide. Software for Canonical Community Ordinacion, Version 4.5. Biometrics, 500 pp.

Hintze J. L. 2001: NCSS Quick start & Self help manual, Kaysville, Utah, 1716 pp.
Hlôška L. 2000: Analýza synúzie mikromamálií brehových porastov vodného toku Varínky pri obci Belá. – Pp. 107-113. In: Mrva M. (ed.): Vlastivedný zborník Považia 20. Považské múzeum v Žiline, Žilina, 321 pp.
Chiarezi B., Erra L. & Cantini M. 1997: Influence of some environmental parameters on small mammals (Rodentia, Insectivora) in the central Alps. – Hystrix 9 (1-2): 57-60.
Kratochvíl J. & Gaisler J. 1967: Die Sukzession der kleinen Erdsäugetiere in einem Bergwald *Sorbeto-Piceetum*. – Zoologické listy 16: 301-324.
Krebs J. Ch. 1999: Ecological methodology – 2nd ed., University of British Columbia, 620 pp.
Martínková N., Žiak D. & Kocian Ľ. 2004: Habitat selection of small mammals in heterogenous landscape of subalpine zone in the Western Tatra Mountains. – Pp. 167-181. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku. VI. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 10.-11.10.2003). Štátna ochrana prírody SR, Centrum ochrany prírody a krajiny, Banská Bystrica, 193 pp.
Mazurkiewicz M. & Rajska – Jurgiel E. 1987: Numbers, species composition and residency of a rodent community in forest and field – forest ecotones. – Acta Theriologica 32: 413-432.
Miklós P. & Žiak D. 2002: Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest. – Folia Zoologica 51 (4): 275–288.
Mošanský A. 1974. Mammalia. – Zborník prác o Tatranskom národnom parku 16: 267–308.
Mullican R. T., Lewis R. A., Higgins F. K. & Flake D. L. 2005: – Relative abundance of small mammals in Sagebrush stepe habitats in relation to vegetation characteristics. Proceedings of the South Dakota Academy of Science 84: 157-169.
Odum P. 1977: Základy ekologie. Academia, Praha, 733 pp.
Pelikán J. 1955. O stavu některých drobných ssavců ve Vysokých Tatrách na jaře 1955. – Zoologické a entomologické listy 4: 295–302.
Pelikán J. 1962. K faunistice drobných savců Tatranského národného parku. – Zoologické listy 11: 190–192.
Pucek M. 1983: Habitat preference. – Pp. 31–40. In: Petrusewicz, K. (ed.): Ecology of the bank vole. Acta Theriologica 28, Suppl. 1.
Šmaha J. 1996: Soupis poznámek o theriofauně biosférické rezervace Křivoklátsko. – Lynx (Praha) 27: 37-56.
Šoltés R. et al. 2007: Monitoring vplyvu protipovodňových technológií na už zrealizovaných častiach projektu Vodný les. – Záverečná správa z výskumu, Manuscript – depon in: Výskumná stanica a múzeum TANAPu, ŠL TANAPu, Tatranská Lomnica, 22 pp.
Turček F. J. 1960: Sídelné vzťahy niektorých drobných lesných hlodavcov zistené na podklade mapovania. – Biológia (Bratislava) 15 (10): 729-736.
Uhrin, Štollmann & Dudich 1992: Ďalší nález hraboša močiarneho (*Microtus agrestis* L.) v Chránenej krajinnej oblasti Slovenský kras. – Lynx (Praha) 26: 29-32.
Zima J., Hrabě V., Štěrba O. & Schlamp M. 1984. Drobní savci kotliny Siedmych prameňov v Belianskych Tatrách. – Zborník prác o Tatranskom národnom parku 25: 29–46.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 39 - 45

DROBNÉ CICAVCE (EULIPOTYPHLA, RODENTIA) V OKOLÍ VODNÝCH NÁDRŽÍ PRI NITRE

SMALL MAMMALS (EULIPOTYPHLA, RODENTIA) IN THE SURROUNDING OF WATER PONDS NEAR NITRA

Alena Jančová[1], Ivan Baláž[2], Michal Ambros[3] & Zuzana Bridišová[1]

[1]Katedra zoológie a antropológie, FPV UKF, Nábrežie Mládeže 91, SK-949 01 Nitra; e-mail: ajancova@ukf.sk, zbridisova@ukf.sk
[2]Katedra ekológie a environmentalistiky, FPV UKF, Tr. A. Hlinku 1, SK-949 01 Nitra; e-mail: ibalaz@ukf.sk
[3]ŠOP SR, Správa Chránenej krajinnej oblasti Ponitrie, Samova 3, SK-949 01 Nitra; e-mail: ambros@sopsr.sk

Abstract

Research of small terrestrial mammals was realised in surrounding of Kolíňany water pond and Golianovo water pond. There were found out 20 species: *Erinaceus concolor*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys anomalus*, *Neomys fodiens, Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*, *Talpa europaea*, *Rattus norvegicus*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus microps*, *Micromys minutus*, *Microtus arvalis*, *Microtus subterraneus*, *Myodes glareolus*, *Ondatra zibethicus*, *Arvicola terrestris*, *Sciurus vulgaris*, *Muscardinus avellanarius*. In wetland biotopes near water ponds were determined the most suitable ecological indicators of small mammal communities from all monitored localities surrounding of Nitra. Water ponds and fishponds form a special group with species richness and by many rare and protected animal species. Water ponds represent the oases of life in monotone agricultural land of Žitavská pahorkatina – hill-country.

Key words: small terrestrial mammals, water pond Kolíňany, Golianovo

Úvod

Výskumom drobných cicavcov sa zaoberal v rámci bývalého Nitrianskeho kraja Soviš (1957, 1958, 1961). Drobné cicavce Tribeča, zvlášť ekotonálne spoločenstvá, skúmal Ligač (1974, 1977, 1978, 1980). Teriologicko-parazitologický výskum lesných komplexov Tribeča zhodnotili Ambros et al. (1985). Prácu o drobných cicavcoch Zobora publikoval Ligač (1991). Na Žitavskej pahorkatine zbierali a vyhodnotili syfonapterofaunu drobných cicavcov Cyprich & Krumpál (1989). Pachinger (1973, 1984) uskutočnil bioenergetický výskum drobných zemných cicavcov Nitrianskej pahorkatiny. Poznatky o výskyte a rozšírení drobných zemných cicavcov a ich parazitov

Ponitria zhrnuli Dudich et al. (1993). Drobné cicavce dubového lesa a remízok na Zalužianskej pahorkatine skúmali Baláž (2002), Baláž & Áč (2002). Jančová & Baláž (2004) spracovali synúzie drobných cicavcov vybraných biotopov Nitrianskej a Žitavskej pahorkatiny. Ekotonálne zoskupenia drobných cicavcov juhozápadného Slovenska hodnotila Jančová (2002-2003).

Cieľom príspevku je zhodnotiť faunu drobných zemných cicavcov (Rodentia, Eulipotyphla) vodných biotopov Žitavskej pahorkatiny (vodná nádrž Golianovo a vodná nádrž Kolíňany). V rámci cenologického zhodnotenia je cieľom posúdiť druhovú skladbu, frekvenciu výskytu a dominanciu populácií, koncentráciu dominancie, diverzitu a ekvitabilitu spoločenstva drobných cicavcov.

Materiál a metodika

Pomocou teriologických metód a postupov (Pelikán et al., 1977; Pucek & Olszewski, 1971) bol v rokoch 2001-2007 realizovaný odchyt drobných zemných cicavcov z podmáčaných biotopov vodných nádrží Golianovo a Kolíňany.

Používali sme kombináciu sklápacích, zemných a živolovných pascí (Pelikán et al., 1977), ktoré boli exponované 3-4 dni (Turček, 1957; Moris, 1968; Pucek & Olszewski, 1971) a pravidelne každé ráno kontrolované. Pomer použitých pascí (živolovné : sklápacie : zemné) bol 20% : 70% : 10%, proporcionalita pascí/nocí vo vzťahu k sezónnosti (jarné : letné : jesenné : zimné odchyty) bola nasledovná: 40% : 20% : 30% : 10%.

Taxonomická príslušnosť získaných jedincov bola posúdená podľa Pelikána et al. (Pelikán et al. 1979). Merania telesných znakov sa uskutočnili podľa Puceka (Pucek 1984).

Z kvantitatívnych ukazovateľov populácií drobných cicavcov bola hodnotená abundancia, vypočítaná frekvencia výskytu F, dominancia D, koncentrácia dominancie (Turček 1957, Laštůvka & Krejčová 2000). Zo štruktúrnych znakov sa zisťovali indexy diverzity H a ekvitability.

Charakteristika lokalít

Vodná nádrž Golianovo

Vodná nádrž Golianovo (katastrálne územie obce Golianovo, kvadrát DFS 7775) sa rozprestiera v nadmorskej výške 181 m n. m. a podľa typologického členenia reliéfu patrí k akumulačno-eróznemu reliéfu. Záujmové územie patrí do povodia rieky Nitry. Územím preteká potok Kadaň, na ktorom je v juhozápadnej časti územia vybudovaná vodná nádrž. Územím pretekajú Tichý kanál a Veskojský kanál, ktoré vyúsťujú do vodnej nádrže a slúžia ako zberné recipienty povrchových a podpovrchových vôd. Vodná nádrž slúži na rybochovné účely a ako zdroj vody pre závlahy. Vodná nádrž je zaradená ako rybník regionálneho významu do medzinárodného výskumu pod záštitou IUCN v programe „Hospodárenie rybníkov na Slovensku“.

Sledovaný biotop predstavuje zvyšok vŕbovo-topoľového lužného lesa. Stromové poschodie je uvoľnené, nezapojené, tvorené je vŕbou bielou (*Salix alba)*, vŕbou krehkou (*Salix fragilis)*, topoľom bielym (*Populus alba*), topoľom čiernym (*Populus nigra*). Krovinové poschodie je slabo vyvinuté. V bylinnom poschodí je vyšší počet prevažne nitrofilných a hygrofilných druhov, napr. žihľava dvojdomá (*Urtica dioica*), ostružina ožina (*Rubus caesius*), chmeľ obyčajný (*Humulus lupulus*), ostrice (*Carex* sp.), kosatec

žltý (*Iris pseudacorus*), bleduľa letná (*Leucojum aestivum*), ktorá vytvára pekný jarný aspekt. Časť sledovaného územia predstavujú vysoko steblové trsťovo – ostricové porasty litorálneho stupňa, tvorené trsťou obyčajnou (*Phragmites communis*), ktorá vytvára takmer monokultúry, pálkou (*Typha*), škripincom (*Shoenoplectus*), steblovkou vodnou (*Gliceria maxima)*, chrasticou trstenníkovou (*Phalaroides arundinacea*), ostricou (*Carex* sp.) a pod.

Vodná nádrž Kolíňany

Vodná nádrž Kolíňany sa nachádza v katastrálnom území obce Kolíňany (kvadrát DFS 7775). Leží v eróznej zníženine juhovýchodného výbežku pohoria Tribeč. Územie patrí do základného povodia rieky Nitra. Geologický podklad tvoria neogénne a kvartérne sedimenty, nachádzame tu neogénne súvrstvia ílov, slieňov a pieskov prekryté sprašami a tiež vápence a dolomity. Najviac zastúpeným pôdnym typom je hnedozem a hnedozem luvizemná, ktorá sa vyvinula prevažne na íloch a ílovitých sedimentoch, ako aj na sprašiach a svahových hlinách nekarbonátkových. Pôdy sú prevažne stredne ťažké až ťažké a sú prevažne bez skeletu, alebo slabo až stredne skeletnaté.

Typologické členenie reliéfu zaraďuje územie do proluviálne – eolickej pahorkatiny. Nadmorská výška je menej ako 180 m. n. m. Z hydrologického hľadiska patrí dané územie do vrchovinovo – nížinnej oblasti s dažďovo – snehovým typom režimu odtoku. Riešeným územím preteká upravený vodný tok, kanál Bocegaj vlievajúci sa do vodnej nádrže, ktorá zaberá plochu 8,90 ha. Slúži na akumuláciu vody pre zavlažovanie a zároveň sa využíva na experimentálny chov rýb. Bocegaj patrí k pravostranným prítokom rieky Žitavy.

Okolie vodnej nádrže sa vyznačuje dostatočne vybudovanou bylinnou a krovinnou etážou – ostrica, kosatec, žihľava, hloh, ostružina. Podľa Futáka (Futák 1980) zaraďujeme flóru záujmového územia do oblasti panónskej flóry (*Pannonicum*), obvodu eupanónskej xerotermnej flóry (*Eupannonicum*) a okresu Podunajská nížina. Na aluviálnych naplaveninách pozdĺž vodného toku Bocegaj alebo v blízkosti vodnej plochy rastú lužné lesy nížinné (*Ulmenion*). Lesík lemujúci kanál Bocegaj na severozápadnej časti vodnej nádrže pozvoľne prechádza do brehových porastov a porastov trste. Hlavný podiel má topoľ biely (*Populus alba*), topoľ osikový - osika (*Populus tremula*), vŕba krehká (*Salix fragilis*) a vŕba popolavá (*Salix cinerea*). Trávobylinné porasty s nízkym zastúpením drevín sukcesného typu sú ovplyvňované náletom topoľa čierneho (*Populus nigra*), ruže šípovej (*Rosa canina*), čerešne vtáčej (*Cerasus avium*), slivky trnkovej (*Prunus spinosa*) a hlohu jednosemenného (*Crataegus monogyna*). Bohato sú zastúpené porasty trste obyčajnej (*Phragmites australis*). Lokalita je obklopená maloplošnými a úzkopásovými poliami obhospodarovanými súkromnými osobami. Okolie vodnej nádrže pokrývajú aj homogénne veľkoblokové polia.

Výsledky a diskusia

Drobné cicavce vodnej nádrže Golianovo

Na vodnej nádrži Golianovo sme spolu determinovali 14 druhov drobných cicavcov (Áč 2005). Eulipotyphla: *Erinaceus concolor* Martin, 1837 – jež bledý, *Sorex araneus* Linnaeus, 1758 – piskor obyčajný; *Sorex minutus* Linnaeus, 1766 – piskor malý, *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 – dulovnica menšia, *Talpa europaea* Linnaeus, 1758 – krt podzemný; Rodentia: *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) – potkan

hnedý, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) – ryšavka žltohrdlá; *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) – ryšavka krovinná; *Apodemus microps* (*uralensis*) Kratochvíl et Rosický, 1952 – ryšavka malooká; *Micromys minutus* (Pallas, 1771) – myška drobná, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) – hraboš poľný, *Myodes* (*Myodes*) *glareolus* (Schreber, 1780) hrdziak lesný; *Microtus subterraneus* (de Sélys Long-champs, 1835) – hrabošík podzemný, *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – ondatra pižmová. Metódou odchytu do živolovných pascí sa nám podarilo v okolí vodnej nádrže Golianovo zistiť 10 druhov drobných cicavcov: *S. araneus, S. minutus, N. anomalus, A. flavicolis, A. sylvaticus, A. microps, M. minutus, M. arvalis, M. glareolus, M. subteraneus* (tab. 1). Odchytom do zemných pascí sme zistili prítomnosť 7 druhov drobných cicavcov: *S. araneus, S. minutus, A. flavicolis, A. sylvaticus, M. minutus, M. arvalis, M. glareolus.* Priamym pozorovaním sme potvrdili výskyt ďalších 4 druhov: *E. concolor*, *T. europaea*, *R. norvegicus* a *O. zibethicus*.

Tab. 1 Prehľad drobných cicavcov odchytených v okolí vodnej nádrže Golianovo
Table 1 Small mammals caught in water pond Golianovo

Druhy *Species*	*N*	*A (%)*	*D (%)*	*F (%)*
Apodemus flavicollis	*87*	*7,6*	*27*	*91,3*
Myodes glareolus	*79*	*6,9*	*24,5*	*86,9*
Apodemus sylvaticus	*43*	*3,7*	*13,4*	*69,6*
Sorex araneus	*43*	*3,7*	*13,4*	*82,6*
Sorex minutus	*35*	*3,04*	*10,9*	*52,2*
Microtus arvalis	*13*	*1,13*	*4*	*26,1*
Micromys minutus	*9*	*0,8*	*2,8*	*17,4*
Apodemus microps	*6*	*0,52*	*1,9*	*13*
Microtus subterraneus	*5*	*0,43*	*1,5*	*13*
Neomys anomalus	*2*	*0,17*	*0,6*	*8,7*
Spolu *Together*	*322*	*28*	*100*	
Hodnoty ekologickej charakteristiky (Values of ecological characteristics): c = 0,18; H´ = 2,62; H_{max} *= 3,32; e = 0,79; p = 1150; s = 10*				

N – počet jedincov (number of individuals), A – abundancia 100 pascí/nocí (abundance), D – dominancia (dominance), F – frekvencia výskytu (frequency of occurence), c – koncentrácia dominancie (concentration of dominance), H – diverzita (diversity), e – ekvitabilita (equitability), p – počet exponovaných pascí (number of traps), s- počet druhov (number of species)

Drobné cicavce vodnej nádrže Kolíňany

Z podmáčaného prostredia v blízkosti vodnej nádrže Kolíňany (tab. 2) sme získali početnejšiu, druhovo bohatšiu zbierku s vyššou hodnotou abundancie (v kumulácii 21,999 %). Synúziu tvorilo 17 druhov cicavcov. V okolí vodnej nádrži Kolíňany sme determinovali nasledovné druhy drobných cicavcov, Eulipotyphla: *Sorex araneus* Linnaeus, 1758 – piskor obyčajný; *Sorex minutus* Linnaeus, 1766 – piskor malý; *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 – dulovnica menšia; *Neomys fodiens* Pennant, 1771 – dulovnica väčšia; *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811) – bielozúbka krpatá; *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780) – bielozúbka bielobruchá; *Talpa europaea* Linnaeus, 1758 – krt podzemný; Rodentia: *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) – ryšavka žltohrdlá;

Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758) – ryšavka krovinná; *Apodemus microps* Kratochvíl et Rosický, 1952 – ryšavka malooká; *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) – hraboš poľný, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) hrdziak lesný; *Microtus subterraneus* (de Sélys Long-champs, 1835) – hrabošík podzemný; *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758) – hryzec vodný; *Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758 – veverica stromová; *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – ondatra pižmová; *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758) – pĺšik lieskový. Pätnásť druhov bolo získaných odchytom do sklapovacích pascí. *Sciurus vulgaris* a *Ondatra zibheticus* boli na lokalite pozorované.

Tab. 2 Prehľad drobných cicavcov odchytených v okolí vodnej nádrže Kolíňany
Table 2 Small mammals caught in water pond Kolíňany

Druhy *Species*	*N*	*A (%)*	*D (%)*	*F (%)*
Myodes glareolus	*163*	*8,62*	*39,18*	*68,89*
Apodemus flavicollis	*135*	*7,14*	*32,45*	*66,67*
Apodemus sylvaticus	*59*	*3,12*	*14,18*	*51,11*
Apodemus microps	*1*	*0,05*	*0,24*	*2,22*
Microtus subterraneus	*4*	*0,21*	*0,96*	*6,67*
Microtus arvalis	*4*	*0,21*	*0,96*	*4,44*
Sorex araneus	*22*	*1,16*	*5,29*	*33,33*
Sorex minutus	*6*	*0,32*	*1,44*	*13,33*
Neomys fodiens	*6*	*0,33*	*1,44*	*6,67*
Neomys anomalus	*2*	*0,11*	*0,48*	*4,44*
Crocidura suaveolans	*2*	*0,11*	*0,48*	*4,44*
Crocidura leucodon	*1*	*0,05*	*0,24*	*2,22*
Talpa europaea	*1*	*0,05*	*0,24*	*2,22*
Sciurus vulgaris	*1*	*0,05*	*0,24*	*2,22*
Ondatra zibethicus	*1*	*0,05*	*0,24*	*2,22*
Arvicola terrestris	*7*	*0,37*	*1,68*	*8,89*
Muscardinus avellanarius	*1*	*0,05*	*0,24*	*2,22*
Spolu *Together*	*416*	*21,99*	*100*	
Hodnoty ekologickej charakteristiky (Values of ecological characteristics): c = 0,283; H = 2,284; H_{max} *= 4,087; e = 0,559; p = 1891; s = 17*				

N – počet jedincov (number of individuals), A – abundancia 100 pascí/nocí (abundance), D – dominancia (dominance), F – frekvencia výskytu (frequency of occurence), c – koncentrácia dominancie (concentration of dominance), H – diverzita (diversity), e – ekvitabilita (equitability), p – počet exponovaných pascí (number of traps), s- počet druhov (number of species)

Populácie troch druhov boli vysoko eudominantné (*M. glareolus, A. flavicollis, A. sylvaticus*), ostatné druhy s výnimkou *Sorex araneus* (D = 5,289 %) vykazovali len nízku hodnotu dominancie. Najvýznamnejšími komponentmi v zoskupeniach z hľadiska frekvencie výskytu, množstva a dominancie sú *Myodes glareolus* (D = 39,183 %; F = 68,889 %) a *Apodemus flavicollis* (D = 32,452 %; F = 66,667 %).

Index koncentrácie dominancie bol c = 0,283. Hodnota indexu všeobecnej druhovej diverzity a ekvitability bola H = 2,284; e = 0,559.

Súhrn

V okolí vodných nádrží Golianovo a Kolíňany sme zistili 20 druhov drobných cicavcov: *Erinaceus concolor*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys anomalus*, *Neomys fodiens*, *Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*, *Talpa europaea*, *Rattus norvegicus*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus microps*, *Micromys minutus*, *Microtus arvalis*, *Microtus subterraneus*, *Myodes glareolus*, *Ondatra zibethicus*, *Arvicola terrestris*, *Sciurus vulgaris*, *Muscardinus avellanarius*.

V bezprostrednom, podmáčanom prostredí okolia vodných nádrží sme stanovili najpriaznivejšie hodnoty ekologických ukazovateľov synúzií drobných cicavcov zo všetkých sledovaných lokalít a biotopov v okolí Nitry. Vodné nádrže a rybníky predstavujú v krajine antropogénne, ale neraz veľmi významné vodné a mokradné ekosystémy dôležité pre zachovanie biodiverzity. Z hľadiska rozšírenia živočíchov tvoria vodné nádrže a rybníky osobitnú, druhovo veľmi pestrú skupinu s mnohými vzácnymi a chránenými druhmi. Vodné nádrže predstavujú oázy života v monotónnej poľnohospodárskej krajine Žitavskej pahorkatiny. Živočíšne spoločenstvá súčasne patria k najviac ohrozeným skupinám. Manažment rybníkov a vodných nádrží musí byť polyfunkčný - musí zabezpečiť, aby rybníky mohli naďalej plniť svoje komerčné a vodohospodárske funkcie, ktoré viedli k ich vzniku. Súčasne musí zabezpečiť, aby rybníky plnili aj svoje nezastupiteľné funkcie útočíšť vzácnych, ohrozených a chránených druhov. Vodné nádrže a rybníky pôsobia v krajine ako ekostabilizačné prvky.

Poďakovanie

Výskum a spracovanie výsledkov bolo uskutočnené za finančnej podpory projektu VEGA 1/4344/07.

Literatúra

Áč M. 2005: Synúzie drobných zemných cicavcov vodnej nádrže Golianovo. – Diplomová práca. Depon. in FPV UKF, Nitra, 48 pp+ prílohy.

Ambros M., Dudich A. & Štollmann A. 1985: Poznámky k faune a k ekológii drobných zemných cicavcov bukových lesov pohoria Tríbeč. – Rosalia (Nitra) 2: 09 – 324.

Baláž I. & Áč M. 2002: Drobné cicavce (Rodentia, Insectivora) Zalužianskej pahorkatiny. – Pp. 291-292. In: Jančová A. (ed.): Biologické dni. Zborník referátov z medzinárodnej vedeckej konferencie (Nitra 5. - 6.9. 2002). FPV UKF v Nitre, Nitra, 365 pp.

Baláž I. 2002: Spoločenstvá drobných zemných cicavcov (Rodentia, Insectivora) dvoch typov biotopov Zalužianskej pahorkatiny. – Rosalia (Nitra) 16: 177-184.

Cyprich D. & Krumpál M. 1989: Príspevok k poznaniu bĺch (Siphonaptera) drobných zemných cicavcov Žitavskej pahorkatiny a mesta Nitry. – Rosalia (Nitra) 5: 165-176.

Dudich A., Štollmann A. & Ambros M. 1993: K poznaniu mikromamálií a ektoparazitov Ponitria. 2. Drobné zemné cicavce (Insectivora, Rodentia) okresu Nitra. – Rosalia (Nitra) 9: 209 – 240.

Jančová A. & Baláž I. 2004: Drobné zemné cicavce vybraných lokalít Nitrianskej a Žitavskej pahorkatiny. – Rosalia (Nitra) 17: 173-180.

Jančová A. 2002-2003: Ekotónne zoskupenia drobných zemných cicavcov vybraných lokalít juhozápadného Slovenska. Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti, Bratislava, 20/21: 139-146.

Laštůvka Z. & Krejčová P. 2000: Ekologie. Konvoj, Brno, 185 pp.

Ligač S. 1974: Kvantitatívne zmeny v populáciách niektorých druhov drobných zemných cicavcov Tríbča. – Lynx (Praha) 16: 31 – 36.

Ligač S. 1977: Niektoré hodnoty ekologickej charakteristiky spoločenstva drobných zemných cicavcov. Správy Československej zoologickej spoločnosti ČSAV 10 – 12: 70.

Ligač S. 1978: Význam ekotónov na prechode karpatského listnatého lesa do kultúrnej stepi. Sborník referátů „Ekologické základy ochrany lesů" Brno, pp. 125 – 127.

Ligač S. 1980: Ekologická charakteristika ekotónnych zoskupení drobných zemných cicavcov. Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti pri SAV, 7: 57 – 58.

Ligač S. 1991: Ekologická charakteristika zoskupení drobných zemných cicavcov Zobora. In: Ambros M. & Gajdoš P. (eds.). Zobor 2. 1. vyd. Martin, Osveta, pp. 369-382.

Moris F.R. 1968: A comparison of capture success between Sherman and Longworth live traps. Canadian Field-Naturalist 82: 84-88.

Pachinger K. 1973: Zur Klarlegung einiger Probleme bei der bioenergetischen Forschung von Säugetieren im Eichen-Hainbuchenwald Báb bei Nitra. – Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Zoologia, 18: 213 – 221.

Pachinger K. 1984: Zloženie a produktivita spoločenstiev mikromamálií v dvoch typoch lesa s rozličným stupňom ovplyvnenie človekom. – Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Zoologia, 27: 57 – 70.

Pelikán J., Gaisler J. & Rödl P. 1979: Naši savci. Academia Praha, 163 pp.

Pelikán J., Zejda, J. & Holišová, V. 1977: Efficiency of different traps in catching small mammals. Folia zoologica 26 (1): 1 - 13.

Pucek Z. & Olszewski J. 1971: Results of extended removal catches of rodents. Annales Fennici Zoologici 8: 37 - 44.

Pucek Z. 1984: Klucz do oznaczania ssaków Polski. PWN Warszawa, 384 pp.

Soviš B. 1957: Predbežná zpráva o výskyte hrabáča podzemného (*Pitymys subterraneus* Sel-long) na juhozápadnom Slovensku. – Acta Rerum Naturalium Musei Naturalis Slovaci (Bratislava) 3 (6): 5-11.

Soviš B., 1958: Predbežná správa o výskyte drobných cicavcov v Nitrianskom kraji. – Acta zootechnica Universitatis agriculturae Nitra (Nitra) 2: 193 – 228.

Soviš B. 1961: Rozšírenie hrabošov a myší na Slovensku so zreteľom na poľnohospodársku oblasť, kraj Nitra a Bratislava. Záverečná správa VŠP, Nitra 54 pp.

Turček F. J. 1957: O spoľahlivosti indexu „počet za 100 nocí chytania" pri kvantitatívnom výskume drobných cicavcov. – Biológia (Bratislava) 12 (5): 363-373.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 46 - 51

VPLYV KLIMATICKÝCH FAKTOROV NA AKCESORICKÉ A AKCIDENTÁLNE DRUHY V SPOLOČENSTVÁCH DROBNÝCH ZEMNÝCH CICAVCOV

INFLUENCE OF CLIMATIC FACTORS ON ACCESORY AND ACCIDENTAL SPECIES IN SMALL MAMMALS COMMUNITIES

Martina Jurčovičová[1] & Lucia Kozubová[2]

[1]Katedra zoológie PRIF UK, Mlynská dolina B-1, SK-842 15 Bratislava; email: matajura@gmail.com
[2]Katedra ekológie PRIF UK, Mlynská dolina B-1, SK-842 15 Bratislava; email: kozubova@fns.uniba.sk

Abstract

Influence of climatic factors on small mammals community is being study by many researchers. These works are specialized on dominant species, which characterized communities. We oriented on species which do not occur on selected habitats all the time and their occurence seems to be accidental. We were working on three different forest biotopes in years 2001 – 2006. During this period there were trapped 10 species of small mammals. There were 4 euconstant and constant species, which we do not take into further analysis. We did not find any influence of temperature on abundance of species. The precipitations measured a month before trap series had bigger influence on abundance than precipitations measured during trap series. We found out positive correlation between precipitations and abundance of species *Sorex araneus* and *Microtus subterraneus* on locality Fugelka and *Sorex alpinus* on locality Osobita. Between *Sorex araneus* and precipitations on locality Sur was found negative correlation. There was also found positive correlations between diversity of community on locality Fugelka and precipitations. Probably the increasing amount of precipitations on locality Fugelka increased a quality of habitat and therefore the diversity of small mammals community increased in that time.

Key words: small mammals communities, precipitations, diversity, abundance, habitat quality

Úvod

Vplyv meteorologických faktorov na populácie drobných zemných cicavcov študovali mnohí autori (Dinesman 1955, Aulak 1970, Yoccoz & Ims 1999, Selås 2006 a i.). Zvyčajne sú takéto práce zamerané na druhy, ktoré v daných spoločenstvách dominujú. Nás ale zaujímali druhy, ktoré sú akcesorické a akcidentálne, čiže sa vyskytujú akoby náhodne a neobývajú dané územia dlhodobo. Takéto druhy ovplyvňujú celkovú štruk-

túru spoločenstva a na základe ich prítomnosti v danom prostredí môžeme predpovedať kvalitatívne charakteristiky skúmaného prostredia v danom čase.

Cieľom práce bolo zistiť, či sú druhy drobných zemných cicavcov vyskytujúcich sa na jednotlivých lokalitách vo veľmi malých počtoch a len dočasne, ovplyvňované vonkajšími (klimatickými) faktormi a či celková skladba spoločenstva (diverzita) môže byť za určitých okolností tiež ovplyvnená týmito faktormi.

Materiál a metodika

Drobné zemné cicavce (DZC) boli odchytávané v rokoch 2001 – 2006 do živolovných pascí typu CHMELA. Na odchyt bola použitá metóda spätných odchytov (CMR metóda). Série boli vykonávané 3 – 7 x do roka v 6-týždňových intervaloch, celkovo na troch lokalitách.

Prvá lokalita, NPR Šúr (DFS 7769), sa nachádza v jelšovom lese v nadmorskej výške 130 m n.m. Druhú lokalitu, Fúgelka (DFS 7669), tvorí bukovo-dubový les s nadmorskou výškou 350 m n.m. Posledná lokalita, NPR Osobitá (DFS 6784), je v bukovo-smrekovom lese ležiacom v nadmorskej výške 960 m n.m.

Odchytové plochy mali počas skúmaného obdobia veľkosti – 1,8 ha (Šúr v roku 2002 a Osobitá v rokoch 2001 – 2003) a 3,8 ha (Šúr od roku 2003, Osobitá od roku 2004, Fúgelka počas všetkých rokov). Keďže plochy boli rôznych veľkostí, vyrátali sme hustotu jednotlivých druhov metódou minimálneho počtu žijúcich jedincov MNKA prepočítaných na jednotku plochy (Slade & Blair 2000).

Použité meteorologické údaje pochádzali z meteorologických staníc Modra – Piesok (pre Fúgelku), letisko Vajnory (pre Šúr) a Liesek (pre Osobitú). Z týchto dát boli použité priemerné mesačné teploty a úhrny zrážok za jednotlivé mesiace. Do analýzy vstupovali meteorologické dáta namerané mesiac pred odchytovými sériami a počas odchytových sérii.

Na vyjadrenie závislosti početnosti jednotlivých druhov v jednotlivých sériách od teploty a zrážok, ako aj diverzity spoločenstiev, bola použitá jednoduchá lineárna regresia.

Diverzita spoločenstiev na jednotlivých plochách bola vypočítaná pomocou Shannonovho indexu diverzity (H – prirodzený logaritmus) podľa Oduma (Odum 1977). Časová konštancia (K %) – v koľkých sériách sa daný druh vyskytol, bola počítaná na jednotlivých lokalitách podľa Lososa (Losos 1984). Za eukonštantné druhy sú považované druhy so 75 – 100 % výskytu, konštantné 50 – 75 %, akcesorické 25 – 50 % a akcidentálne 0 – 25 % (Losos 1984).

Druhy, ktoré boli eukonštantné a konštantné na jednotlivých lokalitách (*Apodemus flavicollis* a *Myodes glareolus* – Šúr, Fúgelka a Osobitá, *Microtus subterraneus* (Osobitá) a *Sorex araneus* – Šúr a Osobitá) ďalej nevyhodnocujeme, pretože sme nevedeli odstrániť ich cykličnosť. Výnimku sme urobili iba pri druhu *Sorex araneus* na lokalite Šúr, pretože tam došlo k zaujímavému javu, ktorý potvrdzoval naše predpoklady.

Výsledky

Celkovo sme počas šiestich rokov odchytili 10 druhov drobných zemných cicavcov. Z toho 6 druhov z radu Rodentia: *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834), *Myodes glareolus* (Schreber, 1780), *Microtus subterraneus* (de Sélys-Longchamps, 1835), *Microtus arvalis* (Pallas, 1778), *Glis glis* (Linnaeus, 1766) a *Muscardinus avellanarius*

(Linnaeus, 1758). Z radu Insectivora to boli 4 druhy: *Sorex araneus* Linnaeus, 1758, *Sorex minutus* Linnaeus 1758, *Sorex alpinus* Schinz, 1837 a *Crocidura leucodon* Hermann, 1780 (tab. 1).

Najväčšia diverzita bola dosiahnutá na ploche Osobitá (H = 1,0617), potom na ploche Šúr (1,0524) a najnižšia zaznamenaná diverzita bola pozorovaná na Fúgelke (H = 0,75219).

Na lokalite Fúgelka pozitívne vplývali na diverzitu zrážky (korelačný koeficient = 0,44, R^2 = 19,415 %, P < 0,05). Pozitívna korelácia zrážok s hustotou bola vypočítaná pre druhy: *S. araneus* (korelačný koeficient = 0,51, R^2 = 26,02 %, P < 0,05) a *M. subterraneus* (korelačný koeficient = 0,39, R^2 = 15,37 %, P < 0,05) a to na lokalite Fúgelka. Na lokalite Osobitá bola zas určená pre druh *S. alpinus* (korelačný koeficient = 0,49, R^2 = 24,68 %, P < 0,05).

Napriek tomu, že *S. araneus* bol na lokalite Šúr eudominantným druhom, zistili sme u neho negatívnu koreláciu s množstvom zrážok (korelačný koeficient = - 0,52, R^2 = 26,66 %, P < 0,05).

Tab. 1 Početnosť druhov na jednotlivých lokalitách v rokoch 2001 – 2006 a časová konštancia (K %) na jednotlivých lokalitách počas celého obdobia výskumu
Table 1 Abundance of species on individual localities in years 2001 – 2006 and time constancy (K %) during the research

druhy	lokality	2001	2002	2003	2004	2005	2006	K (%)
Af	Šúr		85	90	293		89	91,5
	Fúgelka	118	272	8	24	148	26	90
	Osobitá	68	55	27	259	26	101	95,23
Cg	Šúr		106	14	97		28	91,3
	Fúgelka	65	147	6	1	29	85	83,33
	Osobitá	50	62	51	268	44	74	100
Ms	Šúr							
	Fúgelka	3	5					10
	Osobitá	6	6		6	18	13	71,4
Sa	Šúr		134	195	5		9	78,26
	Fúgelka		2					6,67
	Osobitá	24	52	16	30	16	21	76,19
Ma	Šúr							
	Fúgelka					7	1	10
	Osobitá					1		4,76
Mav.	Šúr							
	Fúgelka							
	Osobitá			1				4,76
Gg	Šúr							
	Fúgelka	6		1		2		10
	Osobitá							

Sm	Šúr							
	Fúgelka							
	Osobitá	1	4	1	1			19
Salp.	Šúr							
	Fúgelka							
	Osobitá	1	1				1	14,28
Cl	Šúr							
	Fúgelka				1			3,33
	Osobitá							

Skratky (abbreviations): Af – *Apodemus flavicollis*, Cg – *Myodes glareolus*, Ms – *Microtus subterraneus*, Sa – *Sorex araneus*, Ma – *Microtus arvalis*, Mav. – *Muscardinus avellanarius*, Gg – *Glis glis*, Sm – *Sorex minutus*, Salp. – *Sorex alpinus*, Cl – *Crocidura leucodon*.

Diskusia

Na jednotlivé druhy viac vplýval mesačný úhrn zrážok ako priemerná mesačná teplota, čo súhlasí s poznatkami Kirklanda a kol. (Korkland et al. 1998). Zrážky namerané mesiac pred odchytovými sériami mali podstatne väčší vplyv na diverzitu spoločenstva ako zrážky počas odchytových sérií, čo by mohlo súvisieť s rastom vegetácie a teda s potravnými a úkrytovými požiadavkami DZC.

Je známe, že počet odchytov jedincov z čeľade Soricidae stúpa v období zvýšeného množstva zrážok (Dudich et al. 1989, Gaisler 1998, Kirkland et al. 1989, Rychlik 2000). Mystkowska & Sidorowicz (1961) si zvýšenú aktivitu hmyzožravcov vysvetľujú zvýšenou aktivitou ich potravnej zložky, teda hmyzu. My sme druhy *Sorex araneus* a *S. alpinus* odchytili na jednotlivých lokalitách iba v období po zvýšenom množstve zrážok, čo indikuje práve ich afinitu k vlhkejšiemu habitatu. Na lokalite Fúgelka bol *S. araneus* odchytený iba po období nadpriemerného množstva zrážok. Na lokalite Šúr bol eudominantným druhom, čiže tu bol predpoklad určitej cykličnosti a teda, že s narastajúcim množstvom zrážok bude jeho hustota pozitívne korelovať. My sme zaznamenali ale negatívnu koreláciu tohto druhu so zrážkami, čo by sa mohlo zdať, že odporuje všetkým predchádzajúcim poznatkom. Táto negatívna korelácia bola zapríčinená najmä hustotou po veľmi suchom mesiaci (3 mm zrážok v marci 2003), kedy bol zaznamenaný obrovský nárast početnosti tohto druhu. Keďže tento les je permanentne podmáčaný, predpokladáme, že sa piskory počas suchého obdobia sústreďovali na vlhkejších habitatoch, a teda na výskumnej ploche. *S. araneus* bol na lokalite Osobitá jedným z dominantných druhov, čiže táto lokalita bola dostatočne vlhká pre druhy z čeľade Soricidae. Napriek tomu sa tu *Sorex alpinus* vyskytol po mesiaci s najvyšším množstvom zrážok počas sledovaného obdobia a v mesiacoch, ktoré nasledovali v niektorých rokoch po mesiacoch s najvyšším množstvom zrážok. Tento druh je charakteristickým druhom zoocenóz horských ekosystémov pohorí Európy, kde optimálne podmienky nachádza v jedľovo-bukovom pásme (Dudich & Štolmann 1982), preto by sa dalo očakávať, že bude na tejto lokalite početnejší.

Druh *Microtus subterraneus* preferuje vlhké lesné stanovištia, ale vyslovene podmáčaným lokalitám sa vyhýba (Aulak 1970, Anděra & Horáček 2005). Spomínaný druh sme odchytili iba v mesiacoch po výrazne zvýšenom počte zrážok na lokalite

Fúgelka. Kvôli suchému charakteru celej lokality išlo pravdepodobne len o prechodné stanovište pre tento druh, lebo v ďalších rokoch už nebol viac odchytený.

Množstvo zrážok nespôsobuje zvýšenie početnosti iba u druhov z čeľade Soricidae, ale aj u hlodavcov (Dinesman 1955, Kirkland et al. 1989). Zvýšené množstvo zrážok pozitívne vplýva na vegetáciu, ktorá poskytuje jednak potravu a jednak úkrytové možnosti vo väčšej alebo menšej miere pre všetky DZC. Vďaka zvýšenému počtu zrážok a teda zlepšením vegetačného pokryvu sa mohla lokalita Fúgelka stať na určitý čas atraktívnou aj pre druhy, ktoré ju bežne neobývajú a tým sa dá vysvetliť už spomínaná pozitívna korelácia diverzity spoločenstva s množstvom zrážok.

Záver

1. Diverzitu spoločenstiev a hustotu jednotlivých druhov ovplyvňoval úhrn zrážok spadnutých mesiac pred odchytovými sériami a nie množstvo zrážok vyskytujúcich sa počas sérií. Korelácia s priemernou mesačnou teplotou nebola dokázaná ani v jednom prípade.
2. Zvýšené množstvo zrážok viedlo k zlepšeniu kvality prostredia, čo sa prejavilo na zvýšenej diverzite druhov v danom spoločenstve.

Poďakovanie

Tento výskum bol čiastočne finančne podporený grantami VEGA 1/0017/03, 1/2344/05 a 1/3264/06. Takisto ďakujeme Eve Sakalášovej, Michalovi Balážovi, Kristíne Trubenovej, Daše Sikoraiovej, Daniele Pilchovej a Zuzane Hiadlovskej za pomoc v teréne.

Literatúra

Anděra M. & Horáček I. 2005: Poznáváme naše savce. – Sobotáles, Praha, 327 pp.

Aulak W. 1970: Small mammal communities of the Białowieża National Park. – Acta Theriologica 15 (29): 465-515.

Dinesman D.G. 1955: Opyt fonovogo prognoza čislennosti myševidnych gryzunov v južnoj polovine Evropejskoj časti SSSR. – Trudy instituta lesa 25: 292-342.

Dudich A. & Štolmann A. 1982: Súčasný stav poznania fauny drobných zemných cicavcov prírodných regiónov Slovenska. – Lynx n.s., Praha, 21: 67-78.

Dudich A., Lysý J. & Štollmann A. 1989: Prehľad fauny cicavcov (Mammalia) okresu Senica. 24. TOP, Prehľad odborných výsledkov: 253-270.

Gaisler J. 1998: Taxocenóza drobných zemních savců NPR Bukačka a ovlivnění vzorku vnějšími faktory. Abstrakta referátů z konference Zoologické dny 5.11.-6. 11. 1998, Brno.

Kirkland G.L., Sheppard P.K., Shaughnessy M.J. & Woleslagle B.A. 1998: Factors influencing perceived community structure in nearctic forest small mammals. Acta Theriologica 43 (2): 121-135.

Losos B. (ed.) 1984: Ekologie živočíchů. – Státní pedagogické nakladatelství Praha, 316 pp.

Mystkowska E. & Sidorowicz J. 1961: Influence of the weather on captures of micromammalia. II. Insectivora. – Acta Theriologica 5 (18): 263-273.

Odum E.P. 1977: Základy ekológie. – Academia Praha, 376 pp.

Rychlik L. 2000: Habitat preferences of four sympatric species of shrews. – Acta Theriologica 45 (Suppl. 1): 173-190.
Selås V. 2006: Explaining bank voles cycles in southern Norway 1980-2004 from bilberry reports 1932-1977 and climate. – Oecologia 147: 625-631.
Slade N.A. & Blair S.M. 2000: An empirical test of using counts of individuals captured as indices of population size. – Journal of Mammalogy 81 (4): 1035-1045.
Yoccoz N.G. & Ims R.A. 1999: Demography of small mammals in cold regions: the importance of environmental variability. – Ecological Bulletins 47: 137-144.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 52 - 62

POROVNANIE BIOMETRICKÝCH ZNAKOV DVOCH SYMPATRICKÝCH DRUHOV RODU *MUS* - *MUS SPICILEGUS* A *MUS MUSCULUS* Z VÝCHODNÉHO SLOVENSKA

BIOMETRICAL CHARACTERISTICS COMPARISON OF TWO SYMPATRIC SPECIES OF THE MUS GENUS - MUS SPICILEGUS AND MUS MUSCULUS FROM EASTERN SLOVAKIA

Alexander Čanády[1], Ladislav Mošanský[1,2] & Michal Stanko[1,2]

[1]Ústav biologických a ekologických vied, Katedra zoológie, Prírodovedecká fakulta UPJŠ, Moyzesová 11, SK- 046 54 Košice; e-mail: alexander.canady@upjs.sk

[2]Ústav zoológie SAV, Lőfflerova 10, SK- 040 02 Košice; e-mail: mosansky@saske.sk, stankom@saske.sk

Abstract

Results of biometrical investigations of mound-building mouse (*Mus spicilegus* Petényi, 1882) and house mouse (*Mus musculus* Linnaeus, 1758) catched in the eastern Slovakia (Košická kotlina basin) are presented in the paper. There were totally 281 individuals of the mound-building mouse and 146 individuals of the house mouse measured and evaluated. Matures of *M. spicilegus* were characterized by the following biometrical parameters: weight (P) 9.2-20 g, mean 13.5 g; head-and-body length (LC) 67.0-101 mm, mean 81.0 mm; tail length (LCd) 51.5-72.0 mm, mean 59.2 mm; length of the hind foot (LTp) 15.0-16.5 mm, mean 15,7 mm; ear height (LA) 11.0-13.5 mm, mean 12.3 mm. Except of hind foot the next all parameters in the immatures were significantly smaller than in the matures and differences were significant. Most parameters in mature males were smaller than in mature females, except hind foot all differences were significant. The tail index (LCd x 100/LC) was relatively constant parameter (74.0 %-adult males, 72.0 %-adult females, 76.0 %-in both immature groups). Matures of *M. musculus* were characterized by the following biometrical parameters: weight (P) 12.0-20.5 g, mean 15.39 g; head-and-body length (LC) 61.0-92.0 mm, mean 77.71 mm; tail length (LCd) 51.0-82.0 mm, mean 66.22 mm; length of the hind foot (LTp) 15.2-17.0 mm, mean 16,28 mm; ear height (LA) 10.0-13.3 mm, mean 12,19 mm. The tail index was relatively constant parameter in adult and subadult individuals (84.0 %). There were confirmed results known from other part of the Europe, that *M. spicilegus* population significant differ by longer head-and-body and shorter of tail length from *M. musculus*. The tail index is very constant parameter and suitable marks for quickly distinguish individuals both species in field condition.

Key words: biometrical comparison, *Mus spicilegus, Mus musculus,* Slovakia

Úvod

Sympatrický výskyt morfologicky veľmi podobných druhov - myši kopčiarky (*Mus spicilegus* Petényi, 1882) a myši domovej (*Mus musculus* Linnaeus, 1758) v strednej a juhovýchodnej Európe spôsobuje značné problémy v ich determinácii (Orsini et al. 1983, Macholán 1996a, b). Morfometrické parametre patria k tým populačným charakteristikám, ktorá sú ľahko merateľné a spolu s inými štrukturálnymi prvkami populácie poskytuje hodnotné informácie (Mošanský 1957, 1988).

Prvé vierohodné údaje telesných mier *M. spicilegus* zo Slovenska uvádzajú Krištofík in Stollmann (2000) z lokalít Vrbová nad Váhom a Mudroňova, z východného Slovenska z lokality Belža Krištofík & Danko (2003b). Objemnejší materiál so somatickými mierami *M. spicilegus* z Košickej kotliny uvádzajú Stanko et al. (2004), Čanády et al. (2007). Z iných území rozšírenia druhu, z niekoľkých oblastí Ukrajiny telesné miery uvádzajú Pisareva (1948), Sokolov et al. (1990), z Rumunska a z Moldavska Hamar (1960) a Simionescu (1965), zo severozápadného okraja rozšírenia *M. spicilegus*, z Rakúska Macholán (1995), Unterholzner & Willenig (2000) a Bauer (2000).

Aj keď myš domová (*Mus musculus*) patrí k relatívne dobre preskúmaným druhom hlodavca v Európe, na Slovensku absentuje morfometrický rozbor premenlivosti základných telesných a lebečných rozmerov. V literatúre nachádzame len ojedinelé údaje niektorých somatických mier ako dĺžka tela a chvosta (Mošanský 1957, Macholán 1995) alebo len základné údaje telesných mier málo početného materiálu (Soviš 1958, Stanko et al. 1987, Mošanský 1988, Stanko & Mošanský 1995).

V predloženej práci na základe štatisticky doteraz najobjemnejšej vzorky zo Slovenska predkladáme základné biometrické parametre východoslovenskej populácie *M. spicilegus* a *M. musculus* s cieľom štatisticky porovnať vnútrodruhovú a medzidruhovú variabilitu týchto znakov.

Materiál a metódy

Vyhodnotený materiál *M. spicilegus* pochádza z terénnych odchytov uskutočnených počas obdobia rokov 2004-2006 na východnom Slovensku (Košická kotlina, k. ú. Kechnec, DFS 7493B, 21 ° 14 ′ E, 48 ° 33 ′ N, 200 m n. m.). Skúmané územie má charakter intenzívne využívanej poľnohospodárskej krajiny, ktorá je silne ovplyvnená prebiehajúcou priemyselnou výstavbou (Priemyselného parku Kechnec).

Materiál jedincov *Mus musculus* bol odchytený pracovníkmi Ústavu zoológie SAV v Košiciach, počas teriologických výskumov na území Košickej kotliny v priebehu rokov 1991-2006. Zároveň boli do materiálu zahrnuté aj muzeálne údaje jedincov determinované Ing. A. Mošanským v priebehu rokov 1956-1988. Druhová príslušnosť myší z voľnej prírody bola preverená na základe najvýznamnejších kraniometrických znakov podľa Macholána (Macholán 1996a).

U 281 jedincov *M. spicilegus* (159 samcov a 122 samíc) sme merali základné somatické znaky: LC - dĺžka tela; LCd - dĺžka chvosta; LTp - dĺžka zadnej labky; LA - výška ušnice. Na vyjadrenie pomeru dĺžky chvosta k celkovej dĺžke tela sme použili tzv. index dĺžky chvosta (LCd x 100/LC), vyjadrený v %. Somatické miery zisťovali na čerstvom materiáli pomocou odpichovátka a kovového posuvného meradla Vernier Caliper s presnosťou na 0,02 mm podľa metodiky Anděra & Horáček (2005). Jedince boli tiež vážené (P) s presnosťou na 0,1 g, pričom u dospelých samíc uvádzame hmot-

nosť bez plodov. Biometrické premenné u 146 jedincov *M. musculus* (68 samcov a 78 samíc) boli získané na čerstvom materiáli rovnakým spôsobom ako to bolo realizované u jedincov *M. spicilegus*. Klasifikácia vekových a pohlavných kategórií bola uskutočnená podľa Pelikána (Pelikán 1974).

Odmeraný súbor jedincov skúmaných druhov sme rozdelili podľa veku (dospelé - ad., nedospelé - sad.) a pohlavia (samce, samice) do jednotlivých skupín a vyhodnotili podľa nasledujúcich štatistických charakteristík: priemer (M); smerodajná odchýlka (SD) a koeficient variácie (CV). Štatistické vyhodnotenie údajov bolo spracované tabuľkovým procesorom pre Windows 97. Štatistické testovanie rozdielov medzi priemernými hodnotami jednotlivých parametrov boli uskutočnené v rámci pohlavných a vekových skupín. Na testovanie rozdielov bol použitý dvojvýberový t-test. Na testovanie rovnosti rozptylov bol použitý F-test. V prípade signifikantných rozdielov medzi rozptylmi bol použitý modifikovaný t- test. Vypočítané testované charakteristiky boli porovnané s tabuľkovými na hladine významnosti P (α) = 0,05; 0,01; 0,001.

Výsledky

Metrické znaky u *Mus spicilegus*

Priemerné hodnoty somatických znakov u samcov a samíc *Mus spicilegus* boli veľmi podobné a neboli potvrdené žiadne signifikantné odlišnosti testovaných znakov. Tieto rozdiely sme registrovali iba v rámci vekových kategórií (tab. 2).

Dospelé jedince majú podľa predpokladu väčšie priemerné hodnoty telesných mier vo všetkých meraných znakoch ako nedospelé (tab. 1), iba dĺžka zadného chodidla nebola štatisticky preukazná (tab. 2). Aj ďalšie hodnoty tohto znaku (smerodajná odchýlka, variačný koeficient) sú nízke, čo poukazuje, že zadné chodidlo u mladých jedincov pravdepodobne narastie veľmi rýchlo a dosiahne dĺžku dospelých jedincov už v mladom veku. V skupine dospelých jedincov boli priemerné hodnoty samíc vyššie ako u samcov vo všetkých piatich parametroch a okrem dĺžky zadnej nohy išlo o preukazné rozdiely (tab. 2).

Priemerné hodnoty meraných znakov u nedospelých jedincov boli vyššie u samčekov ako u samičiek (tab. 1) a pri troch parametroch (LC, LCd, LA) boli rozdiely štatisticky preukazné (tab. 2).

Významným parametrom používaným pri taxonómii druhov rodu *Mus* je index chvosta. V hodnotenom materiáli bola hodnota indexu v rámci jednotlivých vekových a pohlavných kategórií vyrovnaná (72,0 % u dospelých samíc, 74,0 % u dospelých samcov a 76,0 u oboch skupín nedospelých jedincov; tab. 1).

Metrické znaky u *Mus musculus*

V analyzovanom materiáli 146 jedincov *Mus musculus* pochádzajúce z územia Košickej kotliny sme zaznamenali jedince s hmotnosťou od 6,0-20,5 g, dĺžkou tela od 60,2-92,0 mm, dĺžkou chvosta v rozmedzí 45,7-82,0 mm, dĺžkou zadnej nohy od 15,0-17,0 mm a výškou ušnice od 10,0-13,3 mm (tab. 1).

Dospelé jedince dosahovali vo všetkých parametroch (P, LC, LCd, LTp, LA) väčšie hodnoty ako nedospelé (tab. 1), ale testovanie rozdielov v spomínaných parametroch bolo štatisticky preukazné len v hmotnosti.

V skupine dospelých jedincov boli priemerné hodnoty samíc vyššie vo všetkých piatich parametroch, ale s výnimkou hmotnosti (P) neboli rozdiely preukazné.

Priemerné hodnoty meraných znakov u nedospelých jedincov boli, okrem hmotnosti, vyššie u samičiek ako u samčekov, ale rozdiely neboli štatisticky preukazné.

V hodnotenom materiáli bola hodnota indexu v rámci jednotlivých vekových a pohlavných kategórií vyrovnaná (84,0 % u dospelých samíc a samcov; 83,0 % u nedospelých samíc a 84,0 % u nedospelých samcov; tab. 1).

Porovnanie metrických znakov u *Mus spicilegus a Mus musculus*

Analýza potvrdila, že variačné rozpätia hodnôt skúmaných znakov (P, LC, LCd, LTp, LA) oboch druhov sa významne prekrýva, aj to, že testovanie priemerných hodnôt metrických znakov je v mnohých ukazovateľov štatisticky významné.

Dospelé jedince *M. spicilegus* dosahovali v štyroch parametroch (P, LCd, LTp, LA) menšie priemerné hodnoty oproti jedincom *M. musculus*, testovanie rozdielov v spomínaných znakoch okrem výšky ušnice bolo štatisticky vysoko preukazné (tab. 3).

U dospelých samcov *M. spicilegus* boli rovnako ako v celom súbore dospelých jedincov zaznamenané menšie priemerné hodnoty v znakoch (P, LCd, LTp, LA) oproti dospelým samcom *M. musculus* (tab. 1).

Priemerné hodnoty dĺžky tela (LC) u dospelých jedincov *M. spicilegus* boli väčšie oproti *M. musculus*. T-test potvrdil významnosť len v skupine dospelých samíc a v celom súbore dospelých jedincov, kým u dospelých samcov nebol potvrdený preukazný rozdiel (tab. 3).

Vysoko preukazný rozdiel medzi oboma druhmi bol potvrdený v pomere dĺžky chvosta a dĺžky tela, t.j. indexe chvosta. Priemerné hodnoty indexu u dospelých jedincov *M. musculus* predstavovali 84 %, čím sa výrazne líšili od hodnôt zaznamenaných pri jedincoch *M. spicilegus* (74 %). Priemerné hodnoty indexu naznačili, že jedince *M. spicilegus* majú preukazne kratšie chvosty než jedincov *M. musculus*, tieto rozdiely boli potvrdené aj pri testovaní dospelých jedincov, resp. dospelých samcov a samíc samostatne (tab. 1, 3). Veľmi podobné priemerné hodnoty indexu nedospelých a dospelých jedincov *M. spicilegus* (rovnaký trend bol aj u *M. musculus*), poukazujú na rovnomerný rast tela a chvosta počas ontogenetického vývoja jedincov. Zároveň dávajú predpoklad využitia indexu ako pomocného kritéria pri determinácii medzi oboma druhmi v rámci lokálnych populácii.

Diskusia

Veľká podobnosť a prekrývanie niektorých morfologických znakov u druhov *M. spicilegus* a *M. musculus* spôsobila, že systematické postavenie oboch druhov (i ďalších druhov rodu *Mus*) niekoľko desaťročí nebolo jednoznačné. Okrem molekulárnych a biochemických metód sú za spoľahlivé diferenčné znaky oboch druhov považované viaceré znaky na lebke, resp. chrupe (Macholán 1996a, 1997). V starších prácach napr. Mošanského (Mošanský 1957), Feriancovej-Masárovej & Hanáka (Feriancová-Masárová & Hanák 1965) sa za hlavné hľadisko rozlišovania považovalo celkové zafarbenie tela, morfologické rozmery a index dĺžky chvosta (pomer dĺžky chvosta a tela). Podľa Macholána (Macholán 1997) zafarbenie tela je u myší (hlavne u foriem s rozsiahlym areálom) geograficky veľmi premenlivé a naviac do určitej miery závisí na miestnych ekologických podmienkach a spôsobu života jedincov (synantrópne, resp. ferálne populácie). Relatívna dĺžka chvosta spolu so zafarbením, ktoré patria k najčastejšie používaným určovacím kritériam rodu *Mus*, napriek rozlíšeniu na ”*krátkochvosté*” a ”*dlhochvosté*” druhy, nie je jednoznačná a dostačujúca.

Preto poznámky k hodnotám somatických znakov *M. spicilegus* resp. *M. m. spicilegus* z územia Slovenska zo starších literárnych zdrojov (pozri Krištofík & Danko 2003b) nemôžu byť spoľahlivo akceptované. Zároveň treba poznamenať, že nie je možné celkom jednoznačne vylúčiť, či v starších prácach z južného Slovenska (napr. Hanzák & Rosický 1949), neboli v rámci meraného materiálu exoantrópnych jedincov rodu *Mus* zahrnuté i jedince *M. spicilegus*, hoci zo Slovenska resp. zo Zakarpatskej Ukrajiny neboli potvrdené doklady v zbierkovom materiáli ani na základe kraniometrických znakov (Macholán 1995, Krištofík Danko 2003 b, vlastné nepubl. údaje).

Podrobnú morfometrickú analýzu populácií *M. spicilegus* zo susedného Rakúska uskutočnili Unterholzner & Willenig (2000). Priemerné hodnoty parametrov u dospelých jedincov sú podobné našim hodnotám, pričom vo väčšine prípadov u samíc boli hodnoty vyššie. Autori zisťujú v dĺžke tela, výške ušnice a v hmotnosti nepreukazné rozdiely medzi dospelými samcami a samicami. Naopak v dĺžke chvosta a zadného chodidla ako aj v priemere oka a hrúbke chvosta našli štatisticky významné rozdiely medzi oboma pohlaviami.

Hodnoty niektorých vybraných somatických mier *M. spicilegus* nachádzame aj v ďalších prácach (Pisareva 1948, Hamar 1960, Sokolov et al. 1990, 1998, Korobitsyna et al. 1993, Macholán 1996a, b, Kryštufek & Macholán 1998, Bauer 2000). Sokolov et al. (1990), ktorí analyzovali početný materiál z Ukrajiny a južných oblasti Ruska konštatujú, že je často problematické porovnávať variačné rozpätia a priemerné hodnoty metrických znakov v staršej literatúre. V mnohých prácach v meranom materiáli *M. spicilegus* často chýbajú základné údaje o veľkosti vzorky, pohlaví a jedince často pochádzajú z jesenného obdobia, pričom boli odchytené pri zásobných kopčekoch. Literárne údaje (napr. Mikeš 1971, Sokolov et al. 1990, Unterholzner & Willenig 2000) i naše výskumy ukazujú (Stanko et al. 2007), že v jesenných vzorkách tvoria nedospelé jedince 70-90 % populácie, t.j. mladé jedince s menšími rozmermi tela výrazne ovplyvňujú priemerné hodnoty biometrických mier vo vzorkách.

Priemerné hodnoty pomeru dĺžky chvosta a tela východoslovenskej populácie *M. spicilegus* sú 72 % u dospelých samcov a 74,0 % u dospelých samíc, ktoré sú najnižšie zistené hodnoty v rámci európskych populácii druhu. Vyššie hodnoty tohto indexu uvádzajú z populácii *M. spicilegus* na Ukrajine z oblasti Krivogradska – 81,7 % a z Charkovskej oblasti – 77,4 % (Sokolov et al. 1990); z Dnepropetrovska – 79,1 % (Pisareva 1948), zo severovýchodnej časti Rumunska a Moldavska 81,7 % (Simionescu 1965). Z Rakúska z oblasti Nordburgenlandu uvádzajú Unterholzner & Willenig (2000) hodnotu indexu 79,4 %. Podobnú hodnotu indexu chvosta sme zistili v malej vzorke zo západného Slovenska z Hronskej a Ipeľskej pahorkatiny (78,4 %; 9 ex. odchytených v rokoch 2006 a 2007, vlastné nepubl. údaje).

Testovanie priemerných hodnôt indexu chvosta dospelých jedincov *M. spicilegus* a *M. musculus* v prezentovanej práci potvrdilo vysoko preukazný rozdiel medzi oboma druhmi. V Rakúsku predstavoval index chvosta zistený autormi Unterholzner & Willenig (2000) u *M. musculus* 89,7 %. Potvrdzuje to vyššie uvedené tvrdenia, že populácie *M. spicilegus* majú preukazné kratšie chvosty ako je to u *M. musculus* v rôznych častiach areálu.

Sokolov et al. 1990 uvádzajú z Krivogradskej oblasti Ukrajiny väčšie priemerné hodnoty vo všetkých meraných znakov u *M. musculus* a štatisticky preukazné rozdiely boli v dĺžke chvosta a zadnej nohy. Obdobne Unterholzner & Willenig (2000) v ra-

kúskej populácii dospelých jedincov zistili preukazný rozdiel v dĺžke chvosta a zadnej nohy u *M. musculus*, ale v hmotnosti, dĺžke tela a výšky ušnice boli priemerné hodnoty väčšie u *M. spicilegus* (rozdiely boli však nepreukazné).

V našom materiáli z východného Slovenska sme zaznamenali preukazný rozdiel medzi populáciami oboch druhov v štyroch znakoch (P, LC, LCd a LTp). Medzi dospelými samcami bol potvrdený preukazný rozdiel v troch znakoch (P, LCd, LTP), väčšie hodnoty znakov boli u *M. musculus*. Medzi dospelými samicami bol potvrdený preukazný rozdiel pri štyroch znakoch - LC, LCd, LTp, LA, s výnimkou LC a LA, opäť väčšie hodnoty boli u *M. musculus*. Porovnanie hodnôt uvedených znakov naznačilo, že jedince *M. musculus* dosahujú menšie priemerné rozmery v dĺžke tela a väčšie rozmery v dĺžke chvosta. Ďalším morfometrickým znakom dobre odlišujúcim oba porovnávané druhy rodu *Mus* bola dĺžka zadného chodidla väčšia u jedincov *M. musculus*, rozdiel bol štatisticky preukazný.

Pri porovnávaní a testovaní rozdielov hodnotených znakov v populácií myší kopčiarok sme zistili, že nedospelé jedince *M. spicilegus* mali štatisticky preukazné menšie rozmery biometrických parametrov ako dospelé, okrem zadného chodidla. Preukazne vyššie priemerné hodnoty u viacerých morfometrických znakov u nedospelých samčekov v porovnaní s nedospelými samičkami naznačujú ich rýchlejší rast tela v počiatočnom období. Tento rast u samičiek pokračuje dlhšie v dospelosti, potvrdzujú to aj preukazne vyššie hodnoty tela (v porovnaní s dospelými samčekmi) u väčšiny hodnotených parametrov. Nezohľadnením vekových a pohlavných kategórií pri testovaní rozdielov v biometrických znakoch u *M. spicilegus* dochádza ku skresľovaniu reálnych rozdielov hodnotených vzoriek (napr. v súvislosti s veľkým podielom subadultov v jesenno-zimnom období).

Hodnoty vonkajších biometrických premenných medzi dvoma blízko príbuznými druhmi rodu *Mus* sa často prekrývajú. V hodnotenom materiáli sa veľmi dobrým rozlišovacím znakom ukazuje napr. index chvosta. Pomer dĺžky chvosta a dĺžky tela bol veľmi stabilným znakom pre všetky pohlavné a vekové kategórie, pričom *u M. spicilegus* išlo o hodnoty 72-76 %, u *M. musculus* 83-84 %. V iných častiach Európy so sympatrickým výskytom oboch druhov rozdiely v tomto pomere (t.j. rozdiel okolo 10 %) nemusia byť tak výrazné (Meržerin 1987, Sokolov et al. 1990, Macholán 1997 a i.).

Porovnaním priemerných hodnôt bol zistený štatisticky významný rozdiel medzi viacerými znakmi, napriek tomu sa domnievame, že ich využitie na presnú determináciu je nedostačujúce, najmä ak nie je presne definovaný pôvod odchytu jedincov a nevyhnutne musí byť overené na kraniometrických diferenčných znakoch oboch druhov. Jedince *M. spicilegus* analyzované v tejto práci boli odchytávané väčšinou pri zásobných kopčekoch, čo značne zjednodušilo ich predbežnú determináciu, napriek tomu bola overovaná pri spracovaní materiálu v laboratóriu. Veľmi vhodným praktickým diferenčným znakom na čerstvom materiáli sa ukazuje charakteristický "ostrý myšací" pach u *M. musculus*, kým u *M. spicilegus* tento pach nie je cítiť. Tento charakteristický rozdiel u oboch druhov zdôrazňuje i Macholán (1997).

Záver

V práci autori vyhodnocujú parametre biometrických znakov u *Mus spicilegus* Petényi, 1882 a *Mus musculus* Linnaeus, 1758 ulovených na východnom Slovensku (Košická kotlina). Analyzovaných bolo 281 jedincov *M. spicilegus* (159 samcov a 122 samíc; 95 ex. dospelých) a 146 jedincov *M. musculus* (68 samcov a 78 samíc; 97 ex. dospelých). Priemerné hodnoty metrických znakov u dospelých jedincov *M. spicilegus* boli nasledujúce: hmotnosť (P) – 13,5 g; dĺžka tela (LC) – 81,0 mm; dĺžka chvosta 59,2 mm; dĺžka zadnej labky (LTp) - 15,7 mm; dĺžka ušnice (LA) - 12,3 mm. Index chvosta (LCd x 100/LC) bol veľmi konštantným znakom u všetkých pohlavných a vekových skupín (74,0% - 76,0 %).

U dospelých jedincov *M. musculus* boli zaznamenané nasledujúce priemerné parametre: P - 15,39 g; LC - 77,7 mm; LCd - 66,2 mm; LTp - 16,3 mm; LA - 12,2 mm. Index chvosta bol konštantný a u všetkých vekových a pohlavných skupín *M. musculus* rovnaký (84,0 %). Testovanie rozdielov priemerných hodnôt biometrických znakov medzi dospelými jedincami *M. spicilegus* a *M. musculus* bolo vo väčšine prípadov štatisticky preukazné. Boli potvrdené preukazne vyššie priemerné hodnoty hmotnosti tela, dĺžky chvosta a zadnej labky u *M. musculus*, tiež preukazne vyšší index chvosta, kým u *M. spicilegus* bolo potvrdené preukazne dlhšie telo.

Niektoré z parametrov a znakov (index chvosta, špecifický pach, resp. jeho absencia) môžu byť použité na predbežnú determináciu v teréne, vzhľadom na veľké prekrývanie hodnôt metrických znakov je potrebné overovať druhovú príslušnosť na kraniometrických znakoch.

Poďakovanie

Na tomto mieste by sme sa chceli poďakovať Dr. J. Fričovej a p. M. Onderovej za pomoc pri terénnych a laboratórnych prácach a Dr. D. Miklisovej za odbornú pomoc pri štatistickom vyhodnotení údajov. Táto práca vznikla s finančnou podporou grantu VEGA 2/6199/2, 2/5032/06 a APVV-0108-06.

Tab. 1 Biometrické parametre jedincov M. spicilegus a M. musculus z východného Slovenska
Table 1 Biometric measures of M. spicilegus and M. musculus from eastern Slovakia

	Dospelé (ad.) samce M. spicilegus					Dospelé (ad.) samce M. musculus				
	n	min-max	x	SD	CV	n	min-max	x	SD	CV
P	64	9,2-19,2	12,65	1,75	13,83	49	12,0-19,5	14,63	2,12	14,49
LC	64	67,0-92,0	78,26	5,76	7,36	32	63,9-89,0	77,38	6,20	8,01
LCd	64	51,5-70,0	58,08	3,83	6,59	32	51,0-82,0	66,66	6,82	10,23
LTp	64	15,0-16,5	15,62	0,51	3,27	31	15,2-17,0	16,26	0,60	3,69
LA	63	11,0-13,5	12,15	0,52	4,28	30	11,0-13,3	12,30	0,69	5,61
index	64	64,0-89,0	74,0	6,0	8,11	29	74,0-94,0	84,0	5,0	5,95
	Dospelé (ad.) samice M. spicilegus					Dospelé (ad.) samice M. musculus				
P	31	10,0-20,0	15,35	2,70	17,59	48	12,0-20,5	16,17	2,41	14,90
LC	31	71,5-101,0	86,60	7,21	8,33	24	61,0-92,0	78,14	6,40	8,19
LCd	30	51,5-72,0	61,72	4,35	7,05	22	57,0-75,5	65,59	5,31	8,10
LTp	31	15,0-16,5	15,77	0,38	2,40	16	15,6-17,0	16,30	0,48	2,94
LA	31	11,0-13,5	12,59	0,53	4,20	22	10,0-13,0	12,05	0,79	6,56
index	30	63,0-84,0	72,0	4,8	6,6	22	77,0-91,0	84,0	4,0	4,76
	Dospelé (ad.) jedince M. spicilegus					Dospelé (ad.) jedince M. musculus				
P	95	9,20-20,0	13,54	2,60	19,20	97	12,0-20,5	15,39	2,39	15,53
LC	95	67,0-101,0	80,98	7,39	9,13	56	61,0-92,0	77,71	6,24	8,03
LCd	94	51,5-72,0	59,24	4,35	7,34	54	51,0-82,0	66,22	6,22	9,39
LTp	95	15,0-16,5	15,67	0,47	2,99	47	15,2-17,0	16,28	0,56	3,44
LA	94	11,0-13,5	12,30	0,57	4,63	52	10,0-13,3	12,19	0,74	6,07
index	94	63,0-89,0	74,0	6,0	8,11	51	74,0-94,0	84,0	4,0	4,76
	Nedospelé (sad.) samce M. spicilegus					Nedospelé (sad.) samce M. musculus				
P	95	5,0-13,5	9,89	1,21	12,23	19	8,5-11,8	10,47	1,05	10,03
LC	95	65,0-84,5	74,84	3,65	4,88	16	62,3-84,1	74,63	5,73	7,68
LCd	93	49,0-63,0	56,92	3,10	5,45	16	45,7-71,5	62,58	7,60	12,14
LTp	95	14,0-16,5	15,63	0,47	3,01	16	15,3-16,7	16,16	0,41	2,54
LA	90	10,0-13,0	12,15	0,62	5,10	16	10,9-13,3	11,97	0,76	6,35
index	93	65,0-87,0	76,0	4,4	5,79	16	70,0-91,0	84,0	5,0	5,95
	Nedospelé (sad.) samice M. spicilegus					Nedospelé (sad.) samice M. musculus				
P	91	6,3-11,7	9,77	0,98	10,03	30	6,0-11,9	9,87	1,72	17,43
LC	91	62,0-83,0	73,01	3,23	4,42	20	60,2-85,6	78,03	6,71	8,60
LCd	91	46,0-67,0	55,56	3,57	6,43	22	51,3-77,0	64,59	6,23	9,65
LTp	91	14,0-16,5	15,62	0,47	3,01	16	15,0-16,8	16,20	0,42	2,59
LA	89	10,0-13,0	11,89	0,59	4,96	21	10,9-13,2	12,04	0,73	6,06
index	91	64,0-76,0	76,0	5,2	6,84	21	73,0-96,0	83,0	5,0	6,02
	Nedospelé (sad.) jedince M. spicilegus					Nedospelé (sad.) jedince M. musculus				
P	186	5,0-13,5	9,83	1,11	11,29	49	6,0-11,9	10,09	1,53	15,16
LC	186	62,0-84,5	73,94	3,57	4,82	36	60,2-85,6	76,52	6,44	8,42
LCd	184	46,0-67,0	56,25	3,41	6,06	38	45,7-77,0	63,74	6,82	10,70
LTp	186	14,0-16,5	15,63	0,47	3,01	32	15,0-16,8	16,18	0,41	2,53
LA	179	10,0-13,0	12,02	0,62	5,16	37	10,9-13,3	12,01	0,74	6,16
index	184	64,0-94,0	76,0	5,0	6,58	37	70,0-96,0	84,0	5,0	5,95

Tab. 2 Porovnanie hodnôt biometrických parametrov vekových a pohlavných skupín u M. spicilegus z východného Slovenska (t-test)
Table 2 Comparison o biometric values in sex and age groups of M. spicilegus from eastern Slovakia (t-test)

	Hodnota t-testu	df	P (α)	Hodnota t-testu	df.	P (α)
	ad. samce / samice			sad. samce / samice		
P	4,824	47	*	0,714	129	ns
LC	- 6,017	93	*	3,584	184	*
LCd	- 4,059	92	*	2,742	182	*
LTp	1,673	77	ns	- 0,155	184	ns
LA	- 3,822	92	*	- 2,883	177	*
index	2,160	92	*	0,010	182	ns
	sad. samce / ad. samce			sad. samice / ad. samice		
P	9,714	93	*	11,072	33	*
LC	4,185	97	*	9,997	34	*
LCd	1,993	116	*	7,669	119	*
LTp	0,183	157	ns	1,629	120	ns
LA	- 0,008	151	ns	5,871	118	*
index	- 1,982	111	ns	- 4,029	119	*
	samce / samice			sad. jedince / ad. jedince		
P	- 0,584	211	ns	13,231	112	*
LC	- 0,318	198	ns	8,730	117	*
LCd	0,604	215	ns	5,788	153	*
LTp	- 0,599	279	ns	0,707	279	ns
LA	1,023	270	ns	3,679	271	*
index	0,628	275	ns	3,729	163	*

ns – nepreukazný rozdiel; * - P< 0,05;

Tab. 3 Porovnanie rozdielov hodnôt biometrických znakov medzi M. spicilegus a M. musculus z východného Slovenska (t-test)
Table 3 Differences comparison of biometric values between M. spicilegus and M. musculus from eastern Slovakia (t-test)

	ad. samce M. spicilegus / M. musculus			ad. samice M. spicilegus / M. musculus		
	Hodnota t-testu	df	P (α)	Hodnota t-testu	df	P (α)
P	4,999	112	***	-1,409	78	ns
LC	-0,689	95	ns	4,555	54	***
LCd	6,478	39	***	2,912	51	**
LTp	5,503	94	***	4,139	46	***
LA	1,054	45	ns	-2,836	34	**
index	-8,122	91	***	-9,438	50	***
	ad. jedince M. spicilegus / M. musculus			M. spicilegus / M. musculus		
P	-5,114	190	***	8,182	234	***
LC	2,771	149	**	1,232	371	ns
LCd	7,280	84	***	10,959	115	***
LTp	6,749	140	***	9,779	358	***
LA	-0,924	86	ns	0,017	131	ns
index	-12,637	129	***	-13,658	364	***

ns – nepreukazný rozdiel; * P< 0,05; ** P< 0,01; *** P< 0,001

Literatúra

Anděra M. & Horáček I. 2005: Poznáváme naše savce. – Sobotáles, Praha, 328 pp.

Bauer K. 2000: Ährenmaus *Mus spicilegus* Petényi, 1882. – Pp. 547-551. In: Spitzenberger F. et al. (eds.): Die Säugetierfauna Österreichs, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Band 13, 895 pp.

Čanády A., Mošanský L., Stanko M. & Miklisová D. 2007: Populačná štruktúra a biometrické parametre *Mus spicilegus* Petényi, 1882 na východnom Slovensku. – Pp. 160. In: Bryja J. Zukal J. & Řehák Z. (eds.): Zoologické dny Brno 2007. Sborník abstraktů z konference (Brno 8. - 9. 2. 2007), Česká republika, Brno, 224 pp.

Feriancová-Masárová Z. & Hanák V. 1965: Stavovce Slovenska IV. Cicavce. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 334 pp.

Hamar M. 1960: Systematics, distribution and ecology of mound-building mouse (*Mus musculus spicilegus* Petényi, 1882) in Rumanien. – Review of Biology 5: 207-219

Hanzák J. & Rosický B. 1949: Nové poznatky o některých zástupcích řádu Insectivora a Rodentia na Slovenska. – Sborník Národního músea v Praze. 5 (4), Zoologia 2: 3-77.

Korobitsyna K. V., Yakimenko L. V. & Frisman L. V. 1993: Genetic differentiation of house mice in the fauna of the former U.S.S.R.: results of cytogenetic studies. – Biological Journal of the Linnaean Society 48: 93-112.

Krištofík J. & Danko Š. 2003a: Distribution of *Mus spicilegus* (Mammalia: Rodentia) in Slovakia. – Lynx (Praha), n. s., 34: 55-60.

Krištofík J. & Danko Š. 2003b: Prvé nálezy a doklady myši kopčiarky (*Mus spicilegus* Petényi, 1882) na Východoslovenskej rovine a v Košickej kotline. – Natura Carpatica. 44: 279-282

Kryštufek B. & Macholán M. 1998: Morphological differentation in *Mus spicilegus* and the taxonomic status of mound-building mice from the Adriatic coast of Yugoslavia. – Journal of Zoology (London). 245: 185-196.

Macholán M. 1995: *Mus spicilegus* Petényi, 1882 in Transcarpathian Ukraine? A revision of Štepánek (1934). – Časopis Národního Múzea 164 (1-4): 33-37.

Macholán M. 1996a: Key to European house mice (*Mus*). – Folia Zool. 45 (3): 209-217.

Macholán M. 1996b: Morphometric analysis of European house mice. – Acta Theriologica 41 (3): 255-275.

Macholán M. 1997: Poznáme naše domácí myši? – Živa 45 (1): 43-45.

Mežžerin S.V. 1987: Sravnitelnij analiz elektroforeticheskich spektrov belkov i fermentov troch form domovych myshej. – Doklady Akademie Nauk SSSR. 297 (2): 503-505.

Mikeš M. 1971: Ecological investigation on *Mus musculus hortulanus* Nordmann in Vojvodina. – Zbornik za prirodne nauke Matice srpske. 40: 52-129.

Miller G. S. 1912: Catalogue of the Mammals of western Europe (Europe exclusive of Russia) in the collection of the British Museum. London, 1019 pp.

Mošanský A. 1957: Príspevok k poznaniu rozšírenia a taxonometrie niektorých druhov drobných cicavcov na východnom Slovensku. – Zborník Slovenského národného múzea Bratislava, 3 (5): 1-42.

Mošanský L. 1988: Geografická variabilnosť populácií mikromammálií suburbánnych ekosystémov Košickej aglomerácie. – Lynx (Praha) n.s., 24: 47-62.

Pelikán J. 1974: On the reproduction of *Mus musculus* L. in Czechoslovakia. – Acta Scientarum Naturalium Brno 8 (12):1-42.

Orsini P., Bonhomme F., Britton-Davidian J., Croset H., Gerasimov S. & Thaler,L. 1983. Le complexe d´especes du genre *Mus* en Europe Centrale et Orientale.II. Critéres d´identification répartition et caractéristiques écologiques. – Zeitschrift für Säugetierkunde. 48: 86-95.

Pisareva N. A. 1948: Ecology and systematics of mound-building mouse. – Sborník Rabot Biologicheskogo Faculteta. Dnepropetrovskogo gosudarstvennogo universitet: Uchenie Zapiski. 32: 68-71.

Simionescu V. 1965: Contributii la cunoasterca sistemation si raspidirii geaografice a faunei de rozotoare (glires) din Moldova. – An. Sti. Univ. Iasi, S. N. Biol. Vol. 11: 127-141.

Sokolov V. E., Kotenkova E. V. & Ljaljukhina S. I. 1990: Biology of house mouse and mound-building mice. – Nauka, Moskva, 207 pp.

Sokolov V. E., Kotenkova E. V. Michailenko A. G. 1998: *Mus spicilegus*. Mammalian Species. 592: 1-6.

Soviš B., 1958: Predbežná správa o výskyte drobných cicavcov v Nitrianskom kraji. – Zborník Vysokej Školy poľnohospodárskej v Nitre, zootechnická časť, s. 193-211.

Stanko M., Peťko B. & Murár B., 1987: Drobné zemné cicavce pohoria Javorie. – Zborník stredné Slovensko 6: 148-160

Stanko M. & Mošanský L., 1995: Drobné cicavce (Insectivora, Rodentia) územia dolného toku Ondavy (Východoslovenská nížina). – Zborník Východoslovenského múzea v Košiciach, Prírodné vedy 35 (1994): 77-87.

Stanko M., Mošanský L., Čanády A. & Mašán P. 2004: Myš kopčiarka (*Mus spicilegus*, Petényi 1882) na východnom Slovensku. – Pp. 206-207. In: Bryja, J. & Zukal, J. (eds.): Zoologické dny Brno 2004, Sborník abstraktů z konference (Brno 12. – 13. 2. 2004) Česká republika, Brno, 232 pp.

Stanko M., Čanády A., Fričová J., Mošanský L., Čisláková L. & Karbowiak G. 2007: Ecology and epidemiological importance of the marginal population of *Mus spicilegus* (Rodentia). – Pp. 170. In: Prigioni C. & Sforzi A. (eds.): Abstract V European Congress of Mammalogy (Siena, Italy 21. – 26. 9. 2007), Hystrix the Italian Journal of Mammalogy (n.s.), Vol. 1-2, Supp. (2007): 1-576.

Stollmann A. 2000: Ad vocem: *Mus spicilegus* Petényi, 1882. – Pp. 111-114. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku IV. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 19. – 20. 11. 1999), Štátna ochrana prírody SR, Centrum ochrany prírody a krajiny, Banská Bystrica. 191 pp.

Unterholzner K., & Willenig, R. 2000: Zur Ökologie, Verhalten und Morphologie der Ährenmaus *Mus spicilegus* Petényi, 1882. – Pp. 7-88 In: Unterholzner K., Willenig R. & Bauer K. 2000: Beitrage zur Kenntnis der Ährenmaus *Mus spicilegus* Petényi, 1882 (Mammalia austriaca 23). Biosystematics und Ecology Series, Verlag Öesterreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 17, 108 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 63 - 71

DROBNÉ ZEMNÉ CICAVCE V NÁRODNEJ PRÍRODNEJ REZERVÁCII KLÁŠTORSKÉ LÚKY

SMALL MAMMALS IN THE KLÁŠTORSKÉ LÚKY NATIONAL NATURE RESERVE

Mária Boďová
Štátna ochrana prírody SR, Správa NP Veľká Fatra, Čachovský rad 7, SK–038 61 Vrútky; e-mail: bodova@sopsr.sk

Abstract

Investigation of small mammals' communities in the Kláštorské lúky National nature reserve was carried out in period 13. 07. – 16. 10. 2007, using the line method with traps on 6 research lines, 3 falling traps and visual observations. During the research a total of 100 individuals were caught, consist of 7 small mammals species and 1 weasel (*Sorex araneus, Neomys anomalus, Apodemus flavicollis, Apodemus sylvaticus, Apodemus microps, Myodes glareolus, Microtus arvalis; Mustela nivalis*) and another 3 species were observed (*Talpa europaea, Micromys minutus, Arvicola terrestris*). Conditions in the natural reserve are various due to changed water regime and subsequent succession. The major part of natural preserve is overgrown with reed or willow and here are dominant forest species. The richest mammals' communities, most similar to former structure, were in wet meadow in north part with stable water level.

Key words: Kláštorské lúky, NPR, small mammals

Úvod

Prieskum drobných zemných cicavcov (ďalej „DZC") v Národnej prírodnej rezervácii (NPR) Kláštorské lúky bol realizovaný v súvislosti s riešením projektu revitalizácie NPR a kvôli zmapovaniu súčasného stavu územia. V dôsledku odvodnenia a vysušenia väčšiny územia NPR Kláštorské lúky sa pôvodne podmáčané lúky premenili z väčšej časti na porasty trstiny, alebo sukcesné štádia lužného lesa. Študované územie má však v niektorých častiach čiastočne zachovaný vodný režim a bolo teda možné porovnať druhovú skladbu drobných cicavcov medzi rôznymi biotopmi navzájom. Keďže každý druh mikromamálií má špecifické nároky na prostredie, je možné s ich pomocou zhodnotiť stav jednotlivých sledovaných častí a po obnovení vodného režimu sledovať znovuobsadzovanie revitalizovaného územia.

V uplynulých rokoch v NPR Kláštorské lúky uskutočnili výskumy drobných cicavcov Svatoň (1979), Schmidt & Štollmann (1972), Obuch (1982, 2003, 2004, 2005), Kadlečík (1994), Ambros et al. (1983), Dudich (1997), takže je možné porovnať získané výsledky so stavom v minulosti.

Metodika

Na monitoring výskytu a zloženia spoločenstiev DZC bola použitá kombinácia viacerých metód, aby bolo zachytených čo najviac druhov vyskytujúcich sa v území.

Líniová metóda sklopných pasci bola použitá najmä na okraji rezervácie a ako doplnková. Pasce boli inštalované na 2 – 3 noci, vnadené boli čokoládovým krémom značky Nutela a sardinkami. 20 sklopných pascí bolo inštalovaných v odstupe cca 5 m pozdĺž línií v teréne (okraje lesa, priesekov v trstine a pod.).

Druhou metódou bolo inštalovanie 25 ks drevených živolovných pascí, vnadených ovsenými vločkami, sardinkami, čokoládovým krémom, prípadne slaninou, ktoré atrahovali hlodavce i hmyzožravce a poskytovali im dostatok potravy a energie na dobu od chytenia do vypustenia. Pasce boli podľa možnosti kontrolované 2 x za deň. Pasce boli kladené v odstupe 5 m v líniách ako sklopné pasce.

Inštalované boli tiež 3 zakopané padacie pasce, z ktorých druhá bola permanentne likvidovaná diviakmi (*Sus scrofa*) a pre nefunkčnosť bola nakoniec i zrušená. Tento typ odchytu je najvhodnejší na doplnenie informácií o hmyzožravých druhoch, ktoré sa do iných typov pascí chytajú menej vďaka svojej malej hmotnosti, ktorá nespúšťa spoľahlivo sklápacie mechanizmy. Do padacích pascí prichádzajú tiež za hmyzom, ktorý sa ocitol na dne pasce.

Doplnkovou metódou bolo priame pozorovanie živočíchov a determinácia nájdených kadáverov.

Prieskum bol realizovaný v období 13.7. – 6.10.2007.

Výsledky

Odchyt drobných cicavcov bol uskutočnený na šiestich lokalitách (obrázok č. 1). Celkový prehľad odchytených druhov je v tabuľke č. 1.

Lokalita č. 1 – ekoton, okraj lužného lesa (s prevahou druhov *Alnus, Salix*) a kosenej podmočenej lúky. Pasce boli rozkladané v hustejšej vegetácii na styku dvoch biotopov v termíne 13. – 16. 7. 2007. Pri exponovaní 25 sklopných pascí po 4 noci bolo odchytených spolu 8 jedincov, 3 - 4 druhy : *Myodes glareolus* preferuje lesné prostredie, *Apodemus sylvaticus* je zas predstaviteľom lesných okrajov a prechodu do otvorenej krajiny. Jedného jedinca ryšavky (*Apodemus sp.*) sa nepodarilo určiť do druhu, nakoľko u mladých jedincov je problematická determinácia druhov *A. sylvaticus* a *Apodemus flavicollis*. Dva odchytené hraboše poľné (*Microtus arvalis*) pochádzali z priľahlej lúky.

Asi 1 m od okraja lúky v poraste vŕb a jelší bola inštalovaná aj jedna padacia pasca. Vo všeobecnosti je lepšia na zachytenie prítomnosti hmyzožravcov, čo sa potvrdilo i v tomto prípade. Odchytený tu bol piskor lesný (*Sorexaraneus*) – 8 ks, hrdziak lesný (*M. glareolus*) – 3 ks a 1 ryšavka (*Apodemus sp.*).

Charakter spoločenstva DZC korešponduje s charakterom lokality s prevahou lesných druhov. Napriek bezprostrednej blízkosti mokrých častí lúky, neboli tu nájdené druhy viazané na mokrejšie biotopy.

Lokalita č. 2 – línia pascí v poraste vŕb a jelší, v sukcesnom štádiu lužného lesa s malým podielom mŕtveho dreva a riedkym bylinným podrastom. Odchyt v termíne 1. – 3. 8. 2007. Pri exponovaní 25 sklopných pascí po 3 noci bolo odchytených spolu 23 jedincov, 4 druhy. V spoločenstve jasne dominuje *M. glareolus* (takmer 80 %) ako druh typický pre lesné spoločenstvá. Malý podiel myšovitých hlodavcov (*A. flavicollis* a *A. sylvaticus*) je zrejme podmienený nedostatkom vhodnej potravy vnútri biotopu a ich

výskyt je tu viazaný na druhovo pestrejšie okraje. *Sorex araneus* tu osídľuje aj interiér lužného lesa. Početnosť tohto druhu je však vzhľadom na typ odchytu podhodnotená.

Lokalita č. 3 – línia v prieseku trstinového porastu v lokalite odvodňovanej systémom kanálov. Odchyt bol realizovaný v termíne 6. – 8. 8. 2007. Spolu tu bolo do 25 živolovných pascí odchytených len 6 jedincov dvoch druhov. Ide o najchudobnejšie spoločenstvo čo sa druhovej pestrosti i početnosti týka a i tu sa ich výskyt sústreďuje do okolia kontaktnej okrajovej zóny s niekoľkými kríkmi vŕb (*A. sylvaticus*), alebo do bezprostrednej blízkosti odvodňovacích kanálov vnútri trstiny (*M. arvalis*). Hraboš poľný sem preniká z okolitých lúk a agrocenóz a dokáže existovať i v úzkom páse okolo kanála. Okolité porasty trstiny sú na potravu pre DZC mimoriadne chudobné a suché, takže tu nenachádzajú dostatok semien a zelenej hmoty ani myšovité, ani hrabošovité hlodavce.

V zadnej (S) časti tohto trstinového poľa boli pri manažmente (kosení lokality) pozorované i myšky drobné (M*icromys minutus*) (Schestág in verb).

Lokalita č. 4 – línia v úzkom páse druhovo pestrejších lúk medzi porastmi vŕb, v trstine, popri okraji lužného lesa . Odchyt bol realizovaný v termíne 24. – 27. 8. 2007. Za 4 noci odchytu do živolovných pascí tu bolo zistených 23 jedincov 5 druhov DZC. Takmer polovicu odchytov 10 jedincov - tvoril hraboš poľný (*M. arvalis*), ktorý sa vyskytoval v celej sledovanej línii. Rovnaký podiel tvorili lesné druhy (*A. flavicollis, M. glareolus*) a spektrum druhov doplnili po jednom jedincovi ryšavka krovinná (*A. sylvaticus*) a piskor lesný (*S. araneus*).

Do živolovnej pasce bola tiež chytená lasica myšožravá (*Mustela nivalis*), ktorá však v malej pasci neprežila.

Vzhľadom na charakter lokality bez mokrejších častí tu bolo zastúpené takmer celé spektrum DZC, ktoré ju v tomto stave môžu osídliť. Nepodarilo sa potvrdiť prítomnosť myšky drobnej a ani iných druhov viazaných na močaristé biotopy.

Lokalita č. 5 – línia v prieseku trstiny uprostred NPR, v páse vykosenom traktorom naprieč najväčšej trstinovej plochy. Odchyt bol realizovaný v termíne 28. – 30. 8. 2007. Napriek inštalovaniu 25 živolovných pascí a 15 sklopných pascí počas 3 nocí tu na dĺžke cca 200 m bolo zistených len 5 jedincov 3 druhov DZC. Ide opäť o mimoriadne chudobné spoločenstvo podmienené nedostatkom potravy. Pravdepodobne najpočetnejší je tu *S. araneus,* ktorý vo viacerých prípadoch navštívil pasce, ale vďaka svojej malej hmotnosti nespustil ich dvierka a po skonzumovaní návnady ušiel. Myšovité a hrabošovité hlodavce tu nachádzajú len málo potravy, druhy viazané na mokré stanovištia tu nenachádzajú ani vhodný biotop. Je zaujímavé, že ani na južnom okraji tejto najväčšej trstinovej plochy, kde bolo druhové zloženie bylín bohatšie, spoločenstvo DZC bolo rovnako chudobné. Hrabošovité hlodavce (*M. glareolus, M. arvalis*) boli odchytené na mikrolokalitách s trsmi ostríc.

Lokalita č. 6 – línia v severnej časti NPR vedúca popri rieke Turiec, pri okraji krovitých porastov vŕb, cez podmáčané kosné lúky s pestrým druhovým zložením rastlinných spoločenstiev. Táto lokalita bola biotopovo najrozmanitejšou a najmokrejšou zo všetkých sledovaných plôch (Obr. 3). Odchyt bol realizovaný v termíne 4. – 6. 10. 2007. Počas 3 nocí tu bolo odchytených 36 jedincov 8 druhov DZC, čo je najpestrejšie spoločenstvo spomedzi sledovaných lokalít. Tu sa podarilo, ako na jedinej lokalite, nájsť dulovnicu menšiu (*Neomys anomalus*) viazanú na prostredie mokradí. Pri pôvodnom charaktere NPR bola pravdepodobne oveľa početnejšia a rozšírená na väčšej ploche. Z celkového počtu úlovkov tvorili 3 zistené jedince len 3% všetkých jedincov.

Ďalším druhom zisteným len na tejto lokalite je ryšavka malooká (*Apodemus microps*), ktorá preferuje otvorené biotopy s dostatkom potravy, ktorou sú semená tráv a burín. Na okrajoch porastov drevín dominoval hrdziak lesný a ryšavky (*M. glareolus, A. flavicollis, A. sylvaticus*), na otvorených plochách lúk zas hraboš poľný (*M. arvalis*). Z hmyzožravcov bol zistený 1 piskor lesný (*S. araneus*), opäť však ide zrejme o podhodnotenie početnosti. Na okraji porastu vŕb sa do živolovných pascí v dvoch prípadoch chytili dva jedince naraz. Išlo o párik hrdziaka lesného a ryšavky žltohrdlej, o mladé, subadultné jedince, ktoré pravdepodobne spoločne hľadali potravu a preskúmavali územie.

Zistené jedince na tejto lokalite predstavujú druhovo takmer kompletné spoločenstvo DZC, ktoré obýva mokré biotopy s pestrým zastúpením drevín i bylín.

Tab. 1 Prehľad odchytených jedincov cicavcov na lokalitách
Table 1 Overview of caught individuals of mammals on localities

Línia č. / Line nr.	*Sorex araneus*	*Neomys anomalus*	*Myodes glareolus*	*Microtus arvalis*	*Apodemus flavicollis*	*Apodemus sylvaticus*	*Apodemus microps*	*Apodemus sp.*	*Mustela nivalis*	*Spolu / together*
1			*4*	*2*		*1*		*1*		*8*
2	*3*		*18*		*1*	*1*				*23*
3				*5*		*1*				*6*
4	*1*		*5*	*10*	*5*	*1*			*1*	*23*
5	*2*		*1*	*2*						*5*
6	*1*	*3*	*15*	*8*	*2*	*4*	*1*	*2*		*36*
Spolu / together	***7***	***3***	***43***	***27***	***8***	***8***	***1***	***3***	***1***	*101*

Tab. 2 Výsledok odchytov do zemných pascí
Table 2 Result of catching into ground traps

Pasca číslo / Trap nr.	*Sorex araneus*	*Myodes glareolus*	*Microtus arvalis*	*Apodemus flavicollis*	***Spolu / Together***
1	*7*	*2*	*1*	*1*	*11*
2					*0*
3			*3*		*3*
Spolu / Together	***0***	***2***	***4***	***1***	*14*

<u>Prehľad zistených cicavcov</u>

Rad hmyzožravce (Eulipotyphla – Insectivora)

***Talpa europaea* – krt podzemný**

Rozšírený po celom území od nížin po vrcholy hôr, preferuje vlhšie lokality. V NPR na všetkých lúkach, prítomnosť v husto zarastených lokalitách nebolo možné overiť. Druh zistený len na základe pobytových znakov – krtincov.

***Sorex araneus* – piskor lesný (obyčajný)**

Rozšírený po celom území od nížin po vrcholy hôr. Najhojnejší v lužných a podhorských listnatých a zmiešaných lesoch, horských smrečinách, na vlhších lúkach, rašeliniskách, brehoch potokov a riek.

V NPR sa vyskytol na lokalitách 2, 4, 5, 6. Najviac jedincov bolo odchytených v padacej pasci, ktorá je na zistenie prítomnosti hmyzožravcov najúčinnejšia. Z preskúmaných biotopov najviac preferuje rozhranie lesa a lúky vo vlhkejších častiach. Vyskytuje sa však po celej ploche NPR.

***Neomys anomalus* – dulovnica menšia (LR: nt; Bern 3)**

Preferuje bažinaté a podmáčané oblasti, bohato zarastené brehy pomaly tečúcich potokov i ruderálne stanoviská s vyššou hladinou podzemnej vody. Bežne sa vyskytuje aj v regulovaných tokoch v kultúrnej krajine. Ojedinele obýva aj rašeliniská. Nie je dobrým plavcom a tak okrem vodného hmyzu tvorí veľký podiel potravy aj suchozemský hmyz.

Zo sledovaných biotopov bola zaznamenaná len na lokalite č. 6. V minulosti bola zrejme rozšírená na oveľa väčšej ploche. Jeden uhynutý jedinec bol nájdený tiež pri brode Suchej Vríce na západnom okraji NPR, v blízkosti tretej línie pascí.

Rad hlodavce (Rodentia)

***Arvicola terrestris* – hryzec vodný**

Náš najväčší hraboš. Je viazaný najmä na zarastené brehy rybníkov, potokov, riek, niektoré populácie žijú celoročne na lúkach.

Prítomnosť tohto druhu bola zaznamenaná vizuálne, priamym pozorovaním v rieke Turiec pod mostom v Socovciach.

***Myodes glareolus* – hrdziak lesný**

Jeden z najbežnejších cicavcov vôbec. Druh je ekologicky viazaný na lesné prostredie, vyskytuje sa všade od nížin po vrcholy hôr. Je prispôsobivý a popri okrajoch lesa alebo v pásoch krovín preniká i na otvorenejšie stanovištia. Otvoreným lúkam a poliam bez stromovej či krovitej vegetácie sa vyhýba.

Zistený bol všade okrem lokality č. 3 uprostred trstinových porastov. Jeho výskyt i početnosť podmieňuje veľký podiel drevín v NPR.

***Microtus arvalis* – hraboš poľný**

Je síce typickým druhom suchých stanovíšť otvorenej krajiny a kultúrnej stepi, ale v čase gradácie a premnoženia preniká aj do svetlých lesov. Vyhýba sa miestam s hustou vysokou vegetáciou. V zamokrených miestach si robí povrchové hniezda.

Nachádzal sa vo všetkých sledovaných biotopoch s výnimkou línie č. 2, ktorá bola vedená lesným prostredím. Najväčšiu početnosť dosahoval na lúkach (línia č. 4 a 6).

***Micromys minutus* – myška drobná (LR: lc)**

Náš najmenší hlodavec. Obýva vlhké a husto zarastené brehy vodných tokov, rákosiny, mokrade a podmáčané lúky. Obratne šplhá vo vegetácii s pomocou chvosta, ktorým sa obratne pridržiava.

Zaznamenaná len vizuálne počas kosenia trstiny na lokalite č. 3. Tento druh sa odchytom zisťuje ťažko a vyžaduje viac typov odchytových zariadení, prípadne vyhľadávanie hniezd vo vegetácii.

***Apodemus flavicollis* – ryšavka žltohrdlá**

Obýva najmä zmiešané a listnaté lesy od nížin až do hôr, tiež brehy vodných tokov, sady, remizky. Živí sa najmä semenami lesných drevín a bylín, zelená potrava tvorí menšiu časť potravy. Často loví chrobáky, slimáky a iné drobné tvory.

V NPR bola zistená na lokalitách 2, 4 a 6. U mladých jedincov môže byť problematické rozlíšenie s druhom *A. sylvaticus*. V prípade problematických jedincov, tieto sú v tabuľkovom prehľade uvedené ako *Apodemus sp*.

***Apodemus sylvaticus* – ryšavka krovinná**

Preferuje otvorenú krajinu s blízkosťou okrajov lesov a remízok, rákosiny, brehy vodných tokov, vyskytuje sa tiež v lesoch a ako jedna z prvých osídľuje človekom zmenené alebo zdevastované a rekultivované plochy.

Zistená bola v okrajových častiach všetkých sledovaných lokalít s výnimkou centrálnej časti NPR porastenej trstinou (lok. 5).

***Apodemus microps* – ryšavka malooká**

Je stepným druhom, obývajúcim prevažne bezlesú krajinu, v ktorej strieda rôzne stanovištia behom roka. V menšej miere obsadzuje vlhšie miesta okolo brehov potokov a riek, lúky, úhory, svetlé lesy. Jej hlavnou zložkou potravy sú semená poľných burín a plodín, zelené časti rastlín.

Zistená bola len na poslednej, avšak druhovo najpestrejšej lokalite č. 6.

Kategórie ohrozenosti podľa IUCN (Žiak & Urban 2001):
LR – Lower risk – menej ohrozené
nt – Near Threatened – takmer ohrozený
lc – Least Concern – najmenej ohrozený
Označenia príloh medzinárodných dohovorov:
Bern 3 - Príloha III Bernského dohovoru

Diskusia a záver

Kláštorské lúky boli vyhlásené za národnú prírodnú rezerváciu v roku 1974 s výmerou 86 ha. Dôvodom ochrany boli vlhké lúky a mokraďové spoločenstvá v blízkosti rieky Turiec, s výskytom viacerých vzácnych druhov rastlín a živočíchov a ako súčasť migračnej cesty vodného vtáctva. Dnes je veľká časť porastená rôznymi sukcesnými štádiami lužného lesa, trstinou a netýkavkou žľaznatou a väčšina jej plochy je odvodňovaná systémom kanálov, v dôsledku čoho došlo k vysušovaniu územia a k zmene rastlinných i živočíšnych spoločenstiev. Na šiestich sledovaných plochách bolo počas 20 nocí odchytených spolu 100 drobných zemných cicavcov 7 druhov a 1 lasicovitá šelma (obr. 2). Spomedzi zistených druhov bola z druhov viazaných na mokraďové biotopy zistená dulovnica menšia – *N. anomalus* (lok. č. 6) a na vlhšie i keď nie nevyhnutne mokré lokality aj piskor lesný (*S. araneus*). Druhy preferujúce lesné prostredie a ich okraje (*M. glareolus, Apodemus*) v spoločenstvách dominovali na väčšine lokalít.

Vizuálnym pozorovaním boli do spektra odchytených druhov doplnené ďalšie tri druhy. Jedného jedinca krta podzemného (*T. europaea*) odchytili v NPR v roku 1982 (Ambros et. al. 1983), ostatné pozorovania sa týkajú len pobytových znakov – krtincov. Hryzec vodný (*A. terrestris*) striktne viazaný na prítomnosť vody alebo mokradí. Zistený bol len v rieke Turiec a na jej brehoch. Jeden jedinec bol potvrdený i v potrave sovy z Kláštorských lúk v roku 2005 (Obuch in lit.). Myška drobná (*M. minutus*) je druhom, ktorého výskyt je podmienený prítomnosťou podmáčaných biotopov a vyšším porastom bylín, v ktorých si splieta svoje hniezda. Dva jedince boli vo vzorke potravy sovy z roku 2004 (Obuch in lit.). V roku 1967 tu Schmidt & Štollmann (1972) zaznamenali 21 jedincov a Svatoň (1979) v roku 1967 – 8 ex., 1969 – 8 ex., 1973 – 1 jedinca.

Z druhov, ktoré by na mokrých lúkach nemali chýbať nebola zaznamenaná prítomnosť piskora malého (*Sorex minutus*). Tento druh preferuje rašeliniská a mokré lúky, ale aj vlhké lokality v lesoch až po hornú hranicu lesa. Jeho prítomnosť nebola povr-

dená ani pri prieskume v rámci TOP (Ambros et. al. 1983). Jeho výskyt v NPR však potvrdil Obuch odchytom do padacích pascí v rokoch 2003 – 2004, kedy bol tento druh dokonca početnejší ako piskor lesný (Obuch in lit.). Pasce boli inštalované popri rieke Turiec, ktorej okolie je dôležitým migračným koridorom mnohých druhov. Piskor malý tvoril tiež podiel v potrave sovy lesnej, čo potvrdzuje rozbor jej vývržkov obsahujúcich zvyšky potravy. Táto informácia je však len doplnková vzhľadom k faktu, že vďaka jej pohyblivosti môže korisť pochádzať i z okolia NPR. Z Kláštorských lúk niekoľko jedincov uvádzajú aj ďalší autori (Schmidt & Štollmann 1972; Beneš 1974; Svatoň 1972, 1979 in Dudich 1997)

Odchytená nebola ani dulovnica väčšia (*Neomys fodiens*), ktorá obýva brehy a okolia akýchkoľvek tečúcich vôd, vrátane odvodňovacích kanálov. V zemných pasciach Obucha pri rieke Turiec v roku 2003 uviazlo 5 jedincov tohto druhu (Obuch in lit.). Z územia NPR ju uvádzajú i ďalší autori (Schmidt & Štollmann 1972; Beneš 1974 in Dudich 1997).

Zaznamenaný tu nebol ani hraboš močiarny (*Microtus agrestis*), ktorý vyžaduje hustý porast vlhkomilnej vegetácie, takže optimálne podmienky nachádza na podmáčaných nekosených lúkach, rašeliniskách, mokradiach a na vlhkých lesných svetlinách, ale i na brehoch vôd. Z NPR nie sú o ňom údaje ani z minulých prieskumov a jeho výskyt nepotvrdil ani rozbor zvyškov potravy sovy obyčajnej.

Počas prieskumu som zaznamenala prítomnosť jedného jedinca ryšavky malookej (*A. microps*). Rovnako bol jeden jedinec zaznamenaný pri prieskume v roku 1982 (Ambros et. al. 1983).

V spoločenstve DZC Kláštorských lúk dominujú lesné druhy drobných cicavcov, čo korešponduje so súčasným stavom NPR. Mikroplôšky, ktoré majú aspoň z časti zachovaný vodný režim a mokraďový charakter, prípadne komunikujú s inými pestrejšími biotopmi vodným tokom majú faunu cicavcov bohatšiu a osídlenú aj vlhkomilnými druhmi. Väčšina z nich preferuje biotopy vlhké až mokré a bohaté ako na rastlinné druhy, tak i na ich štruktúru. Veľká plocha mokrých lúk vyhovuje opäť len úzkemu spektru druhov, na rozdiel od lokalít, kde sú zachované plochy lesa alebo remízok ako významné komunikačné línie, zásoba a zdroj potravy, ochrana a úkryt, ale i toky ako miestny najvýznamnejší biokoridor, popri ktorom prichádzajú druhy i na miesta kde sa otvárajú nové možnosti pre osídľovanie. Niektoré druhy sú na prítomnosť drevín odkázané i kvôli poskytovaniu úkrytu, iné vyžadujú vyššiu vegetáciu bez pravidelnej kosby.

Po obnovení vodného režimu a pôvodného charakteru NPR bude na nový stav dynamicky reagovať aj spoločenstvo DZC. Rýchlosť zmien a ich charakter bude závisieť od ponuky prostredia a od možností prenikania nových druhov z okolitých, najbližšie osídlených lokalít.

Literatúra

Ambros M., Dudich A., Kováčik J. & Štollmann A. 1983: Teriologický a parazitologický výskum na 18. TOP-e. – In: Zborn. 18. TOP – Prehľad odborných výsledkov. Martin, 1983. 52 – 68.

Dudich A. 1997: Drobné cicavce (Insectivora, Rodentia) Turčianskej kotliny. – In: Kadlečík J. (ed.). Turiec 1996 – Zborn. Príspevkov zo seminára „30 rokov ochrany rieky Turiec“ a odborných príspevkov z povodia rieky Turiec. Martin, 1997: 177 – 190.

Kadlečík J. 1994: Prieskum cicavcov (Mammalia) chráneného náleziska Turiec. – In: Kadlečík J. (ed.). Turiec 1992 – Zborník odborných výsledkov inventarizačných výskumov v povodí rieky Turiec. Martin, 1994: 177 – 186.

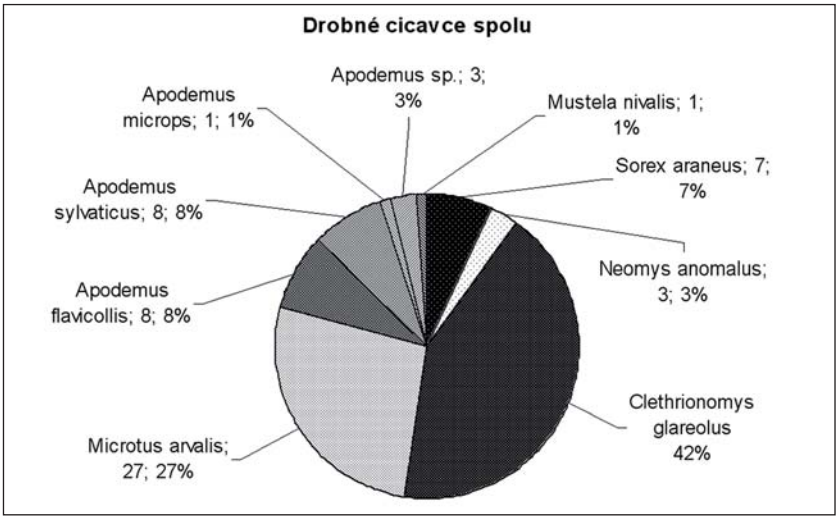
Obuch J. 1982: Náčrt potravnej ekológie sov (Strigiformes) v strednej časti Turca. – Kmetianum 6: 81 – 107.

Schmidt E. & Štollmann A. 1972. Potrava plamienky driemavej (*Tyto alba guttata* Brehm, 1831) v Turčianske kotline. – Acta Rer. Natur. Mus. Nat. Slov., Bratislava 18: 139 – 142.

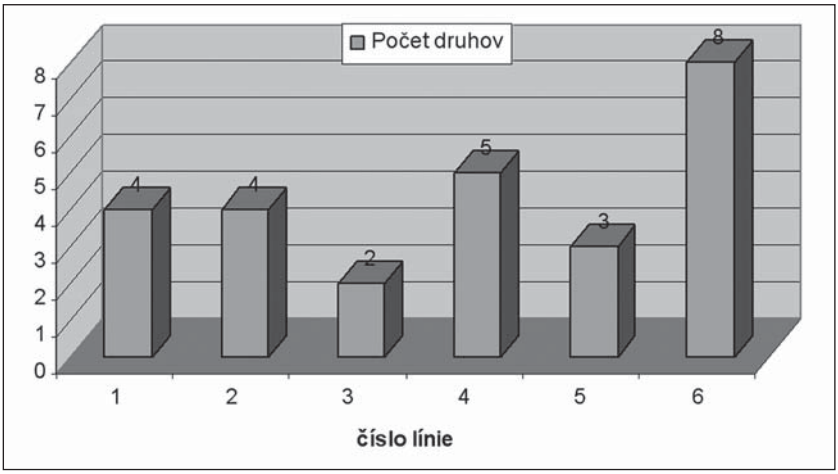
Svatoň J. 1979: Zaujímavé a vzácne prírastky v zoologických zbierkach Turčianskeho múzea. – Kmetianum 5: 295 – 300.

Žiak D. & Urban P. 2001: Červený (ekosozologický) zoznam cicavcov (Mammalia) Slovenska. – In: Baláž D., Marhold K. & Urban P. (eds). Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska, Ochr. Prír. 20 (Suppl.): 154 – 156

Obr. 1 Mapa NPR Kláštorské lúky a poloha odchytových línií
Fig. 1 Map of the Klaštorské lúky National nature reserve and position of trapping lines



Obr. 2 Zastúpenie druhov odchytených DZC na všetkých sledovaných lokalitách spolu
Fig. 2 Representation of all trapped small mammals



Obr. 3 Počet zistených druhov drobných cicavcov na sledovaných lokalitách
Fig. 3 Number of small mammal species in individual trapping lines

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 72 - 85

VÝSLEDKY TRANSFERU SYSĽA PASIENKOVÉHO *(SPERMOPHILUS CITELLUS)* Z LETISKA V BRATISLAVE NA VYBRANÉ LOKALITY NA ZÁPADNOM SLOVENSKU

RESULTS OF EUROPEAN GROUND SQUIRREL (SPERMOPHILUS CITELLUS) TRANSFER FROM THE AIRPORT IN BRATISLAVA TO CHOSEN LOCALITIES IN THE WEST PART OF SLOVAKIA

Michal Ambros[1] & Ervín Hapl[2]

[1] Regionálne centrum ochrany prírody Nitra, Štátna ochrana prírody SR, Samova 3, SK–949 01 Nitra; e-mail: michal.ambros@sopsr.sk
[2] Ochrana dravcov na Slovensku, Bratislava

Abstract

During spring and summer terms in years 2003 and 2007 there was captured 660 individuals of *Spermophilus citellus* at grassy areas of M. R. Štefánik airport. These individuals were transported to, beforehand chosen, localities: Breziny (launched 47 of ground squirrels) and pastures near Kuchyňa (launched 520 of ground squirrels). The viable colony creation at the locality Breziny has failed, because of deficient provision and relative low number of launched ground squirrels. There is the stable colony with estimated number of 15 – 45 individuals on the locality near Kuchyňa village. On the basis of ornithological observation this colony is in warrantable territory of nested Saker falcon in Borská lowland area

Key words: European ground squirrel, transfer, airport, Western Slovakia

Úvod

V súvislosti s realizáciou projektov LIFE „Ochrana orla kráľovského v slovenskej časti Karpát“ v rokoch 2004 – 2006 (Latková et al. 2007) a v súčasnosti prebiehajúcim projektom „Ochrana sokola rároha v Karpatskej kotline“ boli na území Slovenska riešené aktivity súvisiace so zabezpečením trofickej základne oboch sledovaných druhov dravcov. Cieľom týchto aktivít je vytvorenie podmienok pre vznik lovísk, na ktorých by hlavný zdroj potravy tvoril syseľ pasienkový. V praxi to znamená odchyt sysľov na lokalitách, kde ich existencia nie je žiaduca a ich následná repatriácia na vhodné stanovištia, potenciálne loviská orla kráľovského a sokola rároha.

Syseľ pasienkový bol v minulosti podstatnou zložkou potravy oboch druhov dravých vtákov (Obuch & Chavko 1997, Chavko et al. 2007). Ešte v polovici minulého storočia bol syseľ bežným druhom našej fauny, na mnohým miestach s takou hustotou lokálnych populácii, že bol hubený ako škodca (Grulich 1960). Následnou zmenou

tradičných poľnohospodárskych technológii v pomerne krátkom časovom úseku dochádza k zániku jeho stanovíšť s následným ústupom druhu z časti jeho areálu na Slovensku. V súčasnosti je syseľ pasienkový kriticky ohrozený (Žiak & Urban 2001) a má štatút chráneného druhu.

Prvé pokusy s premiestňovaním populácii sysľa pasienkového na území Slovenska boli spojené s asanáciou lokalít na východnom Slovensku, na ktorých sa nachádzali kolónie tohto druhu (Budayová 1992, 1995). Sysle boli premiestnené do existujúcich kolónií. Tento transfer bol úspešný. Ďalší prenos sysľov realizoval na východe Slovenska Hapl (Hapl 1998, 2001). Zvieratá boli odobraté z kolónií na letisku v Košiciach a premiestnené do oblasti Muránskej planiny (Hapl 2006). Po prvotných problémoch a niekoľko rokov sa opakujúcich prenosoch vznikla nakoniec životaschopná a fungujúca kolónia (Ambros et al. 2004). Parciálne výsledky prenosu sysľov z letísk v Košiciach a v Bratislave prezentujú Adamec et al. (2006), Ambros (2006) a Kaľavský (2007). Ďalšie pokusy s transferom sysľov a ich adaptáciou na nové podmienky s rôznou úspešnosťou sa uskutočnili aj v Čechách (Matějů 2004), v Maďarsku (Katona et al. 2002, Altbäcker et al. 2006) a v Poľsku (Kala & Kepel 2006).

V predkladanom príspevku prezentujeme výsledky získané pri odchyte sysľov na letisku v Bratislave v rokoch 2003 (v rámci plánu hlavných úloh Štátnej ochrany prírody), 2004–2006 (projekt Ochrana orla kráľovského v slovenskej časti Karpát) a 2007 (projekt Ochrana sokola rároha v Karpatskej kotline) a ich následnom vypustení na vybraných lokalitách v pohoriach Tríbeč a Malé Karpaty.

Materiál a metodika

Metodikou odchytu a prenosu sysľov sa zaoberali viacerí autori. Budayová (1992, 1995) uvádza skúsenosti s vyplavovaním. Iní autori uprednostňujú pri odchyte a vypúšťaní iné metodické postupy (Ambros 1999, Adamec et al. 2006, Hapl 2001). Metodiku transferu sysľa pasienkového v podmienkach Slovenska zhrnul Hapl s kolektívom (Hapl et al. 2006). Preto v nasledujúcom krátkom prehľade metodických postupov uvádzame len niektoré špecifiká metodiky použitej pri našom prenose.

Miesto odchytu

Sysle určené na vypustenie na vybraných lokalitách v Malých Karpatoch a Tríbeči boli odoberané na trávnatých a kosených plochách medzinárodného letiska M. R. Štefánika v Bratislave. Dôvodov pre odchyt sysľov práve na tejto lokalite bolo niekoľko:

Bratislavské letisko so svojimi trávnatými plochami predstavuje v súčasnosti najväčšiu kolóniu (resp. sústavu kolónií) známu na území Slovenska. Je to dôsledok pravidelného a trvalého obhospodarovania (kosenia) stanovíšť, ktoré súvisí so zaistením bezpečnosti letovej prevádzky (Zalubilová & Baláž 2005). Prítomnosť poľnohospodárskych kultúr v bezprostrednej blízkosti letiska zabezpečuje doplnkovú trofickú bázu ako aj možnosť expanzie sysľov do okolitých biotopov.

Ďalším dôvodom odchytu sysľov na letisku v Bratislave je aj tá skutočnosť, že syseľ je v jeho priestoroch nežiaducim prvkom. Početne bohaté kolónie sysľov lákajú množstvo predátorov, najmä vtákov, ktoré sa môžu dostať do kolízie s pristávajúcimi alebo štartujúcimi strojmi. Pravidelným odchytom sysľov sa znižuje riziko premnoženia tejto lokálnej populácie a je tak možné predísť požiadavke vedenia letiska na celoplošnú asanáciu plôch od týchto hlodavcov.

Svoju úlohu pri výbere tejto lokality na odchyt sysľov hrala aj jeho poloha vzhľadom k vybraným miestam vypustenia. Transport odchytených zvierat z letiska na lokality netrvá viac ako sto minút.

Termíny odchytu

Materiál sysľov uvádzaných v predkladanom elaboráte pochádza z odchytov v rokoch 2003 až 2007. Odchyt sme realizovali každoročne v dvoch sezónach (jar, leto), pričom sme prihliadali na bionómiu sysľov. Jarný odchyt sme situovali tak aby odchytené gravidné samice porodili mláďatá už na novej lokalite, tzn. od polovice do konca apríla. Druhý odchyt sme realizovali v čase po osamostatnení sa mláďat – v druhej polovici leta (najskôr začiatok augusta). Výnimku tvoril počasím netypický rok 2007, kedy boli sysle pohlavne aktívne už začiatkom marca a mláďatá opúšťali hniezdne nory už v polovici júna.

Miesta vypustenia

Odchytené sysle sme vypúšťali na dvoch lokalitách v oblasti západného Slovenska:

1. lokalita: Breziny (tiež Cibajky) sa nachádza v k. ú. obce Klátová Nová Ves, orograficky patrí do pohoria Tríbeč. Funkcia lokality v čase prvého vypúšťania sysľov predstavovala pasienky, prevažne hovädzieho dobytka a oviec. V nasledujúcich rokoch bol chov hovädzieho dobytka na blízkej farme utlmený a užívatelia sa zamerali na chov oviec a kôz.

2. lokalita: pasienky 2 km SV od obce Kuchyňa. Predstavuje časť rozsiahlych pasienkov hovädzieho dobytka a koní, ktoré sa nachádzajú v okolí obce. Zvieratá boli vypúšťané na spásaných svahoch orograficky patriacich k pohoriu Malé Karpaty.

Aj keď obe lokality vypustenia sa nachádzajú v dvoch rôznych orografických vzdialených do seba 120 kilometrov, dôvody pre ich výber boli rovnaké:

- v tesnej blízkosti oboch vytypovaných lokalít sa v minulosti vyskytovali kolónie sysľov,
- hniezdiská orla kráľovského sa nachádzajú v blízkosti miest reštitúcie,
- manažment lokality je zabezpečený pravidelným spásaním,
- lokalita nie je izolovaná a jej poloha umožňuje migráciu zvierat do okolia.

Metóda odchytu

Odchyt sysľov pre potreby transferu za účelom vytvorenia potravnej základne pre veľké dravé vtáky má svoje špecifické požiadavky na metodiku odchytu. Vyplýva zo skutočnosti, že za relatívne krátku dobu (čas medzi ukončením hibernácie a porodením mláďat a osamostatnením sa mláďat a začiatkom hibernácie) je potrebné uloviť väčšie množstvo živých a životaschopných zvierat. Množstvo ulovených a následne vypustených zvierat musí zodpovedať požiadavke dostatočnej saturácie lokality s prihliadnutím na straty spôsobené aklimatizačnými problémami (poruchy správania, narušenie sociálnych vzťahov a pod.) a predátormi. V prvých rokoch odchytu zodpovedala týmto požiadavkám metodika odchytu do slučiek (oká). Na výrobu slučiek sme používali obuvnícku niť (dratva). Celé chytacie zariadenie sa skladalo z dreveného kolíka 100 až 120 cm vysokého a samotnej slučky, ktorá bola na jednom konci priviazaná o kolík. Úlohou kolíka bolo, okrem fixácie slučky, z diaľky identifikovať miesto položenia pasce, čo má význam najmä pri orientácii a hľadaní slučiek vo vyššej tráve. Samotná

slučka bola konštruovaná tak, aby sa chytený jedinec okamžite neudusil (ako je to napr. pri použití tenkého drôtu). Pri povolení ťahu sa uvoľní zovretie slučky, takže jedinec má šancu prežiť, prípadne sa odhrýzť zo slučky. Pri jednotlivých odchytoch sme kládli 700 až 800 takto upravených slučiek na ploche 3 až 4 hektáre (podľa hustoty prítomných aktívnych nor). Aby bol tento spôsob lovu efektívny, vyžaduje si položenie veľkého počtu pascí, čo kladie väčšie nároky na obslužný personál. Kontrolovanie a zber odchytených zvierat si vyžaduje viacej osôb a kontrola pascí musí byť uskutočnená v kratších časových intervaloch. V našom prípade sme využili 10 chytačov na uvedené množstvo pascí s pravidelnou polhodinovou kontrolou (čo je pri danej ploche pokrytej pascami prakticky nepretržité kontrolovanie). Pri priaznivom počasí bola efektivita tohto spôsobu lovu na bratislavskom letisku cca 100 a viac sysľov za tri dni.

Vzhľadom k tomu, že tento spôsob bol časovo, personálne a finančne nákladný, v roku 2007 sme použili živolovné pasce. Tieto pasce sme testovali už na jar v roku 2006. Ako návnadu sme použili vločky z ovsa a rôzne druhy komerčných cereálií. Efektivita však bola nulová. Úspešnosť však zásadne stúpla, keď sme ako návnadu použili jablká. Efektívnosť ešte gradovala, keď sme odstránili konštrukčnú chybu používaných pascí. Výhodou lovu do živolovných pascí je, že s počtom 100 kusov týchto zariadení a s dvoj- až štvorčlennom tíme obsluhy je možne odchytiť 100 až 150 zvierat za 3 dni.

Spôsob transferu

Transport odchytených zvierat na miesto vypustenia musí spĺňať niekoľko zásad. Po odchyte a pri samotnom transporte sme zvieratá od seba izolovali a umiestnili ich samostatne. Použili sme transportné kontajnery vlastnej konštrukcie s dostatočným prístupom vzduchu a možnosťou odtoku exkrementov. Počas internácie sme sysle prikrmovali potravou s vyšším obsahom vody a energie (tráva, jablká, ovsené vločky, zrno a pod.). Odchytené a internované zvieratá čakajúce na transport je potrebné chrániť pred tepelnými výkyvmi. V jarných mesiacoch sa môže neočakávane ochladiť a teplota klesnúť k 0° C. Pri odchytoch v lete hrozí prehriatie, čo sme riešili polievaním prepravných boxov vodou. Takto zabezpečené (nezranené, prikŕmené a tepelne stabilizované) zvieratá vydržia po odchyte v prepravných boxoch až 48 hodín.

Vypustenie

Pred vypustením odchytených zvierat sme lokality pripravili . Aby sa vypustené a značne dezorientované zvieratá nestali ľahkou korisťou miestnych predátorov, predvŕtali sme na mieste vypustenia viac ako 100 asi 50 až 70 cm hlbokých náhradných nôr. Sysle sme potom vypúšťali do takto pripravených úkrytov a vchody do nich sme utesnili slamenými zátkami, aby si zvieratá zvykli na nové prostredie a zmätene nepobehovali po lokalite, čo sa stávalo pomerne často. Aby sme tomu zabránili pripravili sme tzv. aklimatizačné ohrádky (obr. 1), ktoré mali za úlohu stabilizovať zvieratá a zároveň zabrániť ich vychytaniu dravcami zo vzduchu.

Obr. 1 Aklimatizačné ohrádky použité na lokalite Breziny
Fig. 1 Acclimatization bull-corner on the locality Breziny

Výsledky

Odchyt

Odchyt sme realizovali priamo medzi rolovacími dráhami letiska. Odchytové plochy sme volili vizuálne – podľa počtu pozorovaných zvierat, prípadne hustoty a prítomnosti osídlených nôr, alebo podľa požiadaviek letiska na asanáciu určených plôch. Podľa množstva použitých pascí prebiehal odchyt na ploche 2 až 3 ha.

V štrnástich termínoch rokov 2003 až 2007 (tab.1) sme na trávnatých plochách letiska M. R. Štefánika ulovili 660 jedincov sysľa pasienkového. Pomer pohlaví bol mierne v prospech samcov. Vzhľadom k účelu za akým boli sysle odchytávané nepovažujeme tento pomer za výhodný. Prevahu samcov sme zistili rovnako v adultnej ako aj subadultnej časti populácie. Podrobnejšou diagnostikou štruktúry a habitatu populácie sysľov na bratislavskom letisku sa zaoberáme na inom mieste (Baláž et al. 2006, Baláž & Ambros 2007, Zalubilová 2006). K účelu za akým bol odchyt tohto chráneného druhu hlodavca realizovaný – založenie životaschopnej kolónie – by bol vyhovujúci pomer pohlaví výrazne v prospech samíc. Použité metodiky odchytu však neumožňovali ovplyvňovať selekciu pomeru pohlavia. Podľa počtu ulovených samcov a samíc v jednotlivých sezónach, uvedených v tabuľke 2, nemožno povedať, že by použitá metóda odchytu mala vplyv na výber pohlavia. Obe metódy odchytu – slučky aj živolovné pasce – sú postavené na intenzite aktivity zvierat. V jarných mesiacoch založenej na reprodukčnej aktivite v letnej na trofickej aktivite.

Odchyt zvierat sme realizovali v dvoch termínoch predstavujúcich jarnú a letnú

sezónu. Z našich pozorovaní vyplýva, že odchyt bol úspešnejší na jar. Až o viac ako polovinu slabšie odchyty v lete boli v našom prípade dôsledkom zhoršeného počasia. V letných (augustových) termínoch rokov 2005 a 2006 prevládalo počas odchytu chladné a daždivé počasie, čo malo vplyv na aktivitu sysľov, ktorá sa prejavila na počte odchytených jedincov.

Tab. 1 Prehľad počtu sysľov ulovených na letisku M.R.Štefánika v jednotlivých termínoch
Table 1 Overview of ground squirrels caught on the M.R.Štefánik's airport during series

	2003.8.18.–20.	2004.4.20.–22.	2004.8.18.–20.	2005.4.27.–29.	2005.8.19.–21.	2006.4.10.–13.	2006.4.19.–21.	2006.8.1.–3.	2006.8.8.–10.	2007.4.11.–13.	2007.4.17.–19.	2007.4.24.–26.	2007.7.26.–27.	2007.9.12.–13.	spolu / together
samice / females	15	32	17	53		39	31	5	2	10	25	16	50	13	308
samce / males	16	60	15	51		28	39	6	3	17	19	24	42	18	338
neurčené / unknown					12						1	1			14
spolu / together	31	92	32	104	12	67	70	11	5	27	45	41	92	31	660

Vypustenie

Lokalita Breziny bola saturovaná sysľami z odchytov uskutočnených na Bratislavskom letisku v letných mesiacoch. Celkove tu bolo v troch termínoch vypustených 47 zvierat (tab. 2). V roku 2003 sme tu vypustili 31 sysľov. Aj keď lokalita bola pripravená, tzn. bol navŕtaný primeraný počet nôr, zvieratá opustili miesto vypustenia a osídlili priľahlé priestory. Nakoľko nástup jesene v roku 2003 bol rýchly a chladný, zvieratá sa zahrabali a zazimovali už v polovici septembra. Na jar nasledujúceho roka sme našli niekoľko opustených nôr, sysle sme však nevideli. Z letného odchytu roku 2004 sme z dôvodov nejasných užívateľských pomerov pasienkov a s tým spojeným neistým zabezpečením funkčnosti stanovíšť na tejto lokalite zvieratá nevypustili. Letný termín odchytu roku 2005 bol poznačený chladným a daždivým počasím, čo sa odrazilo na počte ulovených sysľov. Z dôvodu veľmi nepriaznivého (chladného a daždivého) počasia sme preto zvieratá na Brezinách nevypúšťali, nakoľko mokré a dezorientované sysle by nemali v takýchto podmienkach nádej na prežitie. Už odchytené zvieratá sme umiestnili do improvizovaného výbehu v ZOO Bojnice, ktorý však nebol konštruovaný pre chov týchto hrabavých hlodavcov. Po niekoľkých dňoch sa podhrabali a výbeh opustili. Časť zvierat osídlila iné výbehy v ZOO (kopytníky, ťavy), zazimovala tu a na jar nasledujúceho roku boli pozorované aj mláďatá, časť bola zlikvidovaná miestnymi predátormi (túlavé mačky).

Problém s nepriaznivým počasím bol aj v nasledujúcom roku (2006), ale na rozdiel od minulého roku v čase vypustenia sa oteplilo a odchytené zvieratá sme vypustili na pasienku oviec, v blízkosti hospodárskych budov. Sysle sme zabezpečili tzv. aklimatizačnými ohrádkami (1000 × 1000 × 500 mm), ktoré sme inštalovali okolo vyvŕtaných nôr. Použili sme dve takéto zariadenia a do každého sme umiestnili 8 zvierat. Z dôvodov udržania živočíchov v týchto podmienkach prikrmovali sme sysle jablkami. Zistili

sme, že táto potrava je pre sysle veľmi atraktívna. Lokalita vypustenia bola zabezpečená neustálym strážením po dobu troch týždňov. Správanie sysľov na takto zabezpečenej a pripravenej lokalite (predvŕtane nory, aklimatizačné ohrádky, prikrmovanie, strážení) sa odlišovalo od správania sysľov vypustených do voľného priestoru. Sysle za niekoľko hodín podhrabali ohrádky a opustili ich, ale po čase sa vrátili späť za pripravenou potravou a na určitý čas osídlili a upravili si predvŕtane nory. V čase ukončenia strážení lokality osídlilo nory v pripravených ohrádkach a v ich bezprostrednej blízkosti 9 zvierat. Pri kontrole lokality v októbri sme na mieste našli päť nor so zazátkovanými otvormi, čo nás vedie k domnienke, že niektoré zvieratá na lokalite zazimovali. Pri jarných kontrolách, sme však nezaznamenali žiadne sysle, aj keď miestny pastier hlásil pozorovania sysľov asi 200 m JZ od miesta vypustenia. Je málo pravdepodobné, že by preživšie jedince odolali predačnému tlaku dravcov (lasice a túlavé mačky), ktorých zvýšený pohyb bol pozorovaný strážcom.

Celkove možno transfer sysľov na lokalitu Breziny zhodnotiť ako neúspešný a to hlavne z týchto dôvodov: 1. lokalita bola z objektívnych príčin saturovaná malým počtom jedincov, ktoré neodolali predačnému tlaku lokálnych dravcov (najmä mäsožravcov). 2. Podcenili sme dôležitosť sledovania správania zvierat po vypustení, čím sme stratili kontakt s miestami, ktoré sysle osídlili.

Tab. 2 Prehľad počtu sysľov vypustených na lokalite Breziny (dátum v tabuľke uvádza z akého odchytového termínu vypustené sysle pochádzajú; vypúšťané boli spravidla 1–3 dni po odchytení)
Table 2 Overview of ground squirrels released on the Breziny locality (date in the table is the date of their catching; they were released 1-3 days after catching)

Breziny	*sex*	*2003.8.18.–20.*	*2006.8.1.–3.*	*2006.8.8.–10.*	*spolu / together*
	samice / females	*15*	*5*	*2*	*22*
	samce / males	*16*	*6*	*3*	*25*
spolu / together		*31*	*11*	*5*	*47*

Od apríla 2004 do septembra 2007, prevažne v jarných (aprílových termínoch), bolo na lokalitu pri obci Kuchyňa vypustených 520 sysľov (tab. 3). Lokalita bola vopred pripravená tzn., že na juhozápadne orientovanom svahu so sklonom 15–20 % sme na ploche asi 1 ha predvŕtali 100 nôr pod uhlom 45°– 60° do hĺbky 45–60 cm. Pohlavná štruktúra vypustených jedincov bola mierne v prospech samcov. Funkciou predvŕtaných nôr je fixovať na určitý čas jedince na mieste vypustenia a zabrániť tak chaotickému pohybu sysľov po lokalite, ktorý aktivizuje predátorov, najmä dravých vtákov. Aj napriek tomu časť sysľov (cca 40–80 % jedincov) opúšťala predvŕtane nory a hľadala iný spôsob úkrytu a to aj niekoľko desiatok až stoviek metrov od miesta vypustenia. Sú to väčšinou solitérne kry priamo na lokalite alebo hustejšie krovité porasty po okrajoch pasienku, ako aj skaly a vyvrátene pne v ich blízkosti. Menšia časť jedincov zostala v norách, niektoré začínajú hneď hrabať a upravovať ich k ďalšiemu pobytu.

Kontroly, ktoré sme realizovali po prvom vypustení v roku 2004 ukázali, že len veľmi malá časť vypustených sysľov na lokalite zostala v priestore predvŕtaných nôr. Pozorovali sme tu šesť aktívnych nôr, neskôr aj pohyb zvierat. Mláďatá, ktoré sa prípadne narodili na novej lokalite sme však nepozorovali. Sústavy novo vyhrabaných nôr sme v prvom roku vypustenia evidovali na troch miestach vo vzdialenosti cca 100–250 m SZ, S, a JZ od pôvodného výsadku. Podľa počtu otvorov predpokladáme, že mohlo ísť o 4, maximálne však 10 jedincov. V auguste toho istého roku sme do predvŕtaných nôr vypustili ďalších 32 zvierat. Pri kontrole tesne pred hibernáciou sa počet nových aktívnych nôr nezmenil a naďalej sme evidovali tie isté aktivity.

Pred vypustením na jar v roku 2005 sme pri prípravných prácach zistili, že nory na miestach z minulého roka boli opustené a niekoľko (6) nových sme zistili na hrebeni kopca cca 100 m od miesta vlaňajšieho vypustenia. Pohyb zvierat sme nepozorovali, aj keď podľa pozorovaní miestnych zverostrážcov sysle sa na lokalite nachádzali a často prebehovali cez komunikáciu na inú časť pasienka. Tam sme však žiadne znaky po pobyte sysľov nenašli. V rokoch 2005 a 2006 sme lokalitu posilnili o ďalších 219 zvierat s miernou prevahou samíc. Výsledky však nedosahovali nami očakávané parametre. Na začiatku sezóny, po netypicky teplej zime roku 2006–2007, sme evidovali podľa prítomných pobytových znakov 22 osídlených nôr, ako aj aktivitu zvierat. Výsledkom predchádzajúcich kontrol bol poznatok, že novo vyhrabané sústavy nôr, ktoré sme evidovali pri jednej návšteve lokality pri následnej kontrole už neboli osídlené a nové vznikali na iných miestach pasienka.

V roku 2007 sme vysadili asi 200 m severne od miesta vypúšťania v rokoch 2004–2006 ďalších 177 sysľov. Nové miesto vypustenia sme vybrali podľa toho, že sme tu našli najviac osídlených nôr vyhrabaných sysľami vysadenými na lokalite v predchádzajúcich rokoch, alebo ich potomkami, ktoré sa tu už narodili. Sysle sme na rozdiel od predchádzajúcich rokov vypúšťali okrem už predvŕtaných nôr aj do podzemných systémov, ktoré boli osídlené už „domácimi“ sysľami. Pozorovanie mladých, tohoročných jedincov, ktoré sme zaznamenali v lete 2007 je pozitívnym javom v procese tvorby novo vznikajúcej kolónie sysľov. Celkove sme na tejto lokalite koncom sezóny, pred hibernáciou zaevidovali 38 aktívnych (osídlených) nôr s veľkou pravdepodobnosťou niekoľko desiatok aktívnych sysľov. Náš odhad na základe počtu osídlených nôr na sledovanej ploche cca 50 ha predpokladá 15–45 exemplárov sysľov. Je však možné, že na iných častiach pasienka (o celkovej rozlohe niekoľko 100 ha) sa nachádzajú ďalšie kolónie. Nebolo však možné za daných časových, personálnych a technických podmienok túto hypotézu potvrdiť.

Tab. 3 Prehľad počtu sysľov vypustených na lokalite pri Kuchyni (dátum v tabuľke uvádza z akého odchytového termínu vypustené sysle pochádzajú; vypúšťané boli spravidla 1–3 dni po odchytení)

Table 3 Overview of ground squirrels released at the Kuchyňa locality (date in the table is the date of their catching; they were released 1-3 days after catching)

Kuchyňa	*sex*	*2004.4.20.–22.*	*2004.8.18.–20.*	*2005.4.27.–29.*	*2006.4.10.–13.*	*2006.4.19.–21.*	*2007.4.11.–13.*	*2007.4.17.–19.*	*2007.4.24.–26.*	*2007.7.26.–27.*	*2007.9.12.–13.*	*spolu / together*
	samice / females	*32*	*17*	*53*	*39*	*20*	*10*	*25*	*16*	*19*	*10*	*241*
	samce / males	*60*	*15*	*51*	*28*	*28*	*17*	*19*	*24*	*26*	*10*	*278*
	neurčené / unknown							*1*				*1*
spolu / together		*92*	*32*	*104*	*67*	*48*	*27*	*45*	*40*	*45*	*20*	*520*

Správanie

Na základe našich skúseností, vyplývajúcich z praktických terénnych pozorovaní možno konštatovať, že jednou z príčin možného neúspechu založenia novej kolónie transferom sysľov z inej lokality je úplná deštrukcia sociálnych a hierarchických vzťahov v kolónii na novej lokalite. Charakter správania väčšiny jedincov v nových podmienkach vykazuje príznaky úplnej dezorientácie v priestore. Stres a narušenie orientácie a navigácie je také intenzívne, že zvieratá, ak sú voľne vypustené na plochu s predvŕtanými norami, nie sú schopné využiť prázdne nory ako úkryt, zmätene unikajú a nory ignorujú. To je pravdepodobne dôsledok kolapsu priestorovej orientácie. Úspešná orientácia v priestore kolónie, v ktorej sa sysle narodili je založená na vneme a fixácii orientačných bodov a konfigurácie terénu (statické prirodzené ako aj umelé dominanty v zornom poli). Taktiež na poznaní infraštruktúry (koridory v tráve vyšliapané medzi norami) a dizajnu kolónie (umiestnení únikových vchodov do podzemného systému). Svoju negatívnu úlohu tu pravdepodobne hrá aj úplná absencia olfaktorických vnemov – pachov pôvodnej kolónie.

Táto fáza vypustenia je najcitlivejšou časťou tohto procesu, kedy pobehujúce sysle upútavajú pozornosť predátorov a stávajú sa bezproblémovou korisťou. To platí najmä pri prvom vypustení na lokalitu, kde sa nenachádzajú ešte žiadne sysle. Ani predvŕtanie nôr nezaručuje úplnú bezpečnosť, nakoľko väčšina zvierat ich okamžite opúšťa. Pri ďalšom vypustení je podľa našich skúseností dobré vpúšťať sysľov už do osídlených systémov nôr.

Ako dlho trvá fáza normalizácie sociálnych a hierarchických schém správania sa nám nepodarilo zistiť. Predpokladáme však, že jedince narodené na novej lokalite z dovezených gravidných samíc sú už adaptované na nové podmienky a ich správanie je už stabilizované a v norme. Teritoriálne správanie, ktorého jedným zo znakov sú prejavy agresie medzi jedincami pôvodnej populácie a novo vypustenými jedincami sme na našich lokalitách nepozorovali. Takéto správanie však bolo zistené jedným z autorov v kolóniách vytvorených transferom na Muránskej planine.

Mortalita

S prihliadnutím na prevládajúci spôsob odchytu (slučky) je vzhľadom na množstvo položených pascí potrebné počítať s možným úhynom týchto chránených živočíchov. Na základe našich skúseností s odchytom a transportom môžeme povedať, že sysle sú odolné na tento spôsob lovu a transportu. Za celé obdobie odchytu (2003–2007) sme zaznamenali dva prípady úhynu, ktorého príčinou bolo zadusenie na slučke. Ďalší úhyn na slučkách sme zaznamenali v súvislosti s útokom dravcov (myšiak, lasica), pre ktoré bol syseľ fixovaný v oku veľmi ľahkou korisťou. Samotné uskladnenie chytených zvierat a transport znášali sysle veľmi dobre. Ak nie je prepravné zariadenie so zvieratami vystavené v letných horúčavách priamemu slnku a na jar prízemným mrazom a sú prikrmované potravou (trávou, ovsenými vločkami, jablkami), s dostatočným obsahom vody a energie, znášajú zvieratá pobyt v prepravných boxoch aj 48 hodín.

Predátori

Prítomnosť takej energeticky bohatej potravnej bázy, akou je kolónia sysľov, zákonite podmieňuje prítomnosť celého radu predátorov. Počas našej pôsobnosti na bratislavskom letisku sme pozorovali, že sysle sú pravidelne lovené dravými vtákmi (orol kráľovský a sokol rároh, ale aj myšiak lesný). Z mäsožravcov to boli lasice a priamo uprostred kolónie sme pozorovali aj pár tchorov (Baláž et al. 2008). K ďalším predátorom patrili líšky. Hustote populácie sysľou zodpovedá množstvo a druhová pestrosť predátorov, ktoré sa tu sústreďujú. Je evidentné, že na dostatočne veľkú a zdravú populáciu sysľov, aká existuje na bratislavskom letisku nemá uvedené množstvo loviacich predátorov podstatný vplyv a populácia je schopná s úbytkami sa vyrovnať.

Dravce – či už vtáky alebo cicavce – podstatne ovplyvňujú úspešnosť vytvorenia novej kolónie transferom z inej lokality. Už spomínaná dezorientácia, ako aj narušená sociálna štruktúra a neexistujúce hierarchické vzťahy bez fungujúceho systému varovania a ochrany sú hlavnou príčinou, že úbytok sysľov spôsobený dravcami prevažuje nad prirodzeným prírastkom. Novovytvorené kolónie v blízkosti obce alebo hospodárstva sú decimované najmä túlavými mačkami. Na lokalite Breziny sme pozorovali okamžité sústredenie lasíc do oblasti vypustenia sysľov. Na lokalite pri Kuchyni sme pri jednej z náhodných kontrol pozorovali na pravé poludnie loviace líšky. Tieto dravce však boli včas zaznamenané a monitorované sysľami a kolónia bola včas varovaná výstražným hvizdom. V tejto kolónii sme pozorovali pokusy o vyhrabanie sysľov. Vyhrabané nory nápadne pripomínali výhrabky tchorov z letiska v Bratislave. Orla kráľovského ani sokola rároha – druhy pre ktoré sú tieto nové kolónie zakladané ako potravné

Obr. 2 Sokol rároh s uloveným sysľom (foto: J.Chavko)
Fig. 2 The Saker falcon with captured ground squirrel

bázy sme tu loviť nevideli. Sokol rároh s uloveným sysľom (obr. 2) bol pozorovaný a zdokumentovaný pri obci Lozorno (Chavko in verb.) čo je asi 20 km juhozápadne od kolónie pri Kuchyni. Nakoľko nie je známa žiadna iná kolónia sysľov na území Borskej nížiny a Malých Karpát možno z veľkou pravdepodobnosťou predpokladať, že tieto sysle boli ulovené v Kuchyni.

Využitie sysľov chovaných v zajatí pri reštitucii

Chov a úspešné rozmnožovanie sysľov v zajatí predstavuje jednu z možností ako pomerne efektívne saturovať novo založenú kolóniu zvieratami. Dostatočne rýchle dopĺňanie lokality sysľami z chovu a následné eliminovanie strát spôsobované predátormi by pomohlo stabilizovať vznikajúcu kolóniu tak, aby predačný tlak nemal podstatný vplyv na stabilitu populácie.

Obr. 3 Chovné zariadenia pre sysľov v ZOO Bojnice
Fig. 3 Breeding equipment (the captive breeding) of ground squirrel in ZOO Bojnice

V súčasnosti prebieha experiment založený na úspešnom zvládnutí chovu sysľov v špeciálnych odchovných zariadeniach (obr.3.) inštalovaných v Zoologickej záhrade Bojnice (Krivošík 2008). Tieto odchovne boli zásobované sysľami z odlovu na letisku v Bratislave (tab. 4.). Pokus chovu a namnoženia sysľov v zajatí na Slovensku má svoju genézu, poznačenú počiatočnými neúspechmi ako dôsledok nedostatočných skúseností. Tieto sme získali v zoologickej záhrade v Poznani (Ambros 2006a, 2006b) a následne aplikovali v Bojniciach. V odchovni v súčasnosti hibernuje 20 sysľov, ktoré budú tvoriť základ chovu. V prípade úspešného chovu by prvé sysle mohli byť vypustené na jar roku 2009. V Čechách bol v súvislosti s realizáciou programu záchrany sysľa pasienkového založený chov sysľov v pražskej zoologickej záhrade (Matějů et al. 2005, 2007).

Tab. 4 Prehľad sysľov zaradených do experimentu chovu a rozmnožovania v zajatí v ZOO Bojnice
Table 4 Overview of ground squirrels included in the experimental captive breeding program in ZOO Bojnice

Bojnice	*sex*	*2005.8.19.–21*	*2006.4.19.–21.*	*2007.7.26.–27.*	*2007.9.12.–13.*	*spolu / together*
	samice / females		*11*	*31*	*3*	*45*
	samce / males		*11*	*15*	*8*	*34*
	neurčené / unknown	*12*				*12*
spolu / together		*12*	*22*	*46*	*11*	*91*

Súhrn

V súvislosti s realizáciou medzinárodných projektov LIFE na Slovensku (Ochrana orla kráľovského v slovenskej časti Karpát a Ochrana sokola rároha v Karpatskej kotline) bola riešená aj problematika zabezpečenia potravnej bázy uvedených dravcov formou reštitúcie sysľa pasienkového na vybraných lokalitách v priestore ich lovných teritórií.

V jarných a letných termínoch rokov 2003 až 2007 bolo na trávnatých plochách letiska M. R. Štefánika v Bratislave odlovených 660 jedincov sysľa pasienkového. Tieto boli dislokované na vopred vybrané lokality: Breziny (vypustených 47 sysľov) a pasienky pri Kuchyni (vypustených 520 sysľov). Z dôvodov nedostatočného zabezpečenia a relatívne malého počtu vypustených sysľov, nepodarilo sa na lokalite Breziny vytvoriť a udržať životaschopnú kolóniu. Na lokalite pri obci Kuchyňa je stabilizovaná kolónia s predpokladaným počtom 15 –45 jedincov. Na základe pozorovaní ornitológov nachádza sa táto kolónia v lovnom teritóriu sokola rároha hniezdiaceho v oblasti Borskej nížiny.

Poďakovanie

Všetky aktivity spojené s reštitúciou sysľa pasienkového na západnom Slovensku, ako aj spracovanie a vyhodnotenie výsledkov týchto aktivít boli uskutočnené za finančnej podpory projektov LIFE-NATURA „Ochrana orla kráľovského v slovenskej časti Karpát“ (LIFE03 NAT/SK/000098) a „Ochrana sokola rároha v Karpatskej kotline“ (LIFE06 NAT/H/000096).

Naša vďaka patrí aj pracovníkom Letiska M. R. Štefánika, najmä RNDr. Pecherovi za účinnú spoluprácu, podporu a pochopenie.

Literatúra

Adamec M., Ambros M., Hapl E. & Olekšák M. 2006. Susliks (*Spermophilus citellus*) in Slovakia – recent conservation projects (abstract). Hystrix, It.J.Mamm (n.s.), Supplement: 16.

Altbäcker V., Váczi O. & Németh I. 2006. Souslik reintroduction: how and why. Pp. 14. In: Book of Programme and Abstracts, 1st European Ground Squirrel Meeting, Felsőtarkány, Hungary, 20–24 October 2006. 59 pp.

Ambros M. 1999. Sysel' pasienkový. Metodické listy č.14. Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 39 pp.

Ambros M. 2006. Slovak experiment of the European Ground Squirrel (*Spermophilus citellus*) reintroduction between the years 2000–2006. Pp. 16. In: Book of Programme and Abstracts, 1st European Ground Squirrel Meeting, Felsőtarkány, Hungary, 20–24 October 2006. 59 pp.

Ambros M. 2006a. Chov a rozmnožovanie sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) v umelých podmienkach pre potreby programu záchrany druhu na Slovensku. Pp. 8. In: Stloukal E.(ed.). Zborník abstraktov z konferencie 12. Feriancove dni 2006. Faunima, Bratislava, 61 pp.

Ambros M. 2006b. Sysel' pasienkový opäť v Poľsku – krátka správa o jednom experimente. Chránené územia Slovenska, 70, pp. 11–13.

Ambros M., Bobáková L. & Hapl E. 2004. Poznámky k repatriácii sysľa pasienkového na vybraných lokalitách Slovenska v rokoch 2000–2004. Pp. 5. In: Kautman J. & Stloukal E. (eds). Zborník abstraktov z konferencie 10. Feriancove dni 2004. Faunima, Bratislava, 32. pp.

Baláž I., Zalubilová L. & Ambros M. 2006. Štruktúra populácie sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) na letisku M. R. Štefánika v Bratislave. Ochrana prírody (Banská Bystrica), 25, pp. 265–273.

Baláž I. & Ambros M. 2007. Porovnanie somatometrie sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) na letisku M. R. Štefánika v Bratislave a na letisku v Košiciach. Reussia 4, 1–2, pp. 285–315.

Baláž I., Jančová A. & Ambros M. 2008. Mammals (Rodentia, Carnivora) living near European ground squirrels at M.R.Štefanik airport in Bratislava. Pp.12. In: Matějů J., Nová P., Uhlíková J., Vohralík V. & Cepáková E. (eds.). 2nd European Ground Squirrel Meeting, 1-5 October 2008, Svatý Jan pod Skalou, Book of Abstracts, 47 pp.

Budayová J. 1992. Projekt reintrodukcie sysľa obyčajného (*Citellus citellus*). Slovenská agentúra životného prostredia. Archív SAŽP – odbor OPaK Prešov.

Budayová J. 1995. Skúsenosti z repatriácie sysľa obyčajného (*Citellus citellus* L. 1758) v Košickej kotline. Pp. 103–107. In: Urban P. (ed.). Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku II, Zborník referátov z konferencie (Zvolen), ŠOP SR, Banská Bystrica, 112 pp.

Grulich I. 1960. Sysel obecný *Citellus citellus* L. v ČSSR. Práce Brněnské základny Československé akademie věd, 32, 2, pp. 437–561.

Hapl E. 1998. Aktuálny stav v poznaní populácie sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) v CHKO BR Slovenský kras. Pp. 143–148. In: Urban P. (ed.). Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku III, Zborník referátov z konferencie (Zvolen 10.–11.10. 1997), Banská Bystrica, 156 pp.

Hapl E. 2001. Repatriácia sysľa pasienkového. Pp. 27–29. In: Ročenka Správy Národného

parku Muránska planina 1999–2000. Správa NP Muránska planina, Revúca, 112 pp.

Hapl E. 2006. Reštitúcia sysľa na Muránskej planine. Reussia, 3, 2, p.153.

Hapl E., Ambros M., Olekšák M. & Adamec M. 2006. Reštitúcia sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) v podmienkach Slovenska. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 40 pp.

Chavko J., Danko Š., Obuch J. & Mihók J. 2007. The food of the Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Slovakia. Slovak Raptor Journal, 1, pp. 1–18.

Kala B. & Kepel A. 2006. Reintroduction programme of *Spermophilus citellus* in Poland. P. 30. In: Book of Programme and Abstracts, 1st European Ground Squirrel Meeting, Felsőtarkány, Hungary, 20–24 October 2006, 59 pp.

Kaľavský M. 2007. Reštitúcia sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) na Záhorí. Diplomová práca, 89 pp. [Depon. in Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Bratislava].

Katona K., Váczi O. & Altbäcker V. 2002. Topographic distribution and daily activity of the European ground squirrel population in Bugacpuszta Hungary. Acta Theriologica. 47, 1, pp. 45–54.

Krivošík D. 2008. Reštitúcia a umelý odchov sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) na západnom Slovensku. Pp. 27. In: Stloukal E. & Kautman J. (eds). Kongres slovenských zoológov a konferencia 14. Feriancove dni – zborník abstraktov. Kongresové centrum SAV, Smolenice. 1.–3. december 2008. Faunima, Bratislava, 54 pp.

Latková H., Siryová S. & Noga M. 2007. Ochrana orla kráľovského v slovenskej časti Karpát. Ochrana dravcov na Slovensku, Bratislava, 16 pp.

Matějů J. 2004. Transfer sysla obecného (*Spermophilus citellus*) na lokalitu Vítkův Vrch v CHKO Slavkovský les. Arnika, 1, p 6.

Matějů J., Hulová Š., Nová P., Cepáková E. & Marhoul P. 2005. Záchranný program sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v České republice. Rukopis. Univerzita Karlova, Jihočeská univerzita, AOPK ČR, 65 pp.

Matějů J., Nová P. & Uhlíková J. 2007. Záchranný program pro sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v České republice. Ochrana přírody, 62, 6, pp.16-20.

Obuch J. & Chavko J. 1997. Potrava sokola rároha (*Falco cherrug*) na juhozápadnom Slovensku. Buteo, 9, pp. 77–84.

Žiak D. & Urban P. 2001. Červený (ekosozologický) zoznam cicavcov (Mammalia) Slovenska. Pp. 154–156. In: Baláž D., Marhold K. & Urban P. (eds.). Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody 20, Supplement. ŠOP SR, Banská Bystrica, 160 pp.

Zalubilová L. 2006. Štruktúra populácie sysľa pasienkového (*Spermophilus citellus*) na letisku M. R. Štefánika v Bratislave. Diplomová práca, 36 pp. [Depon. in Univerzita Konštantína Filozofa, Fakulta prírodných vied, Katedra ekológie a environmentalistiky, Nitra].

Zalubilová L. & Baláž I. 2005. Tradičné hospodárenie ako predpoklad zachovania sysľa pasienkového … alebo zaujímavý osud druhu, v ktorého pozadí vždy stál človek. Pp. 171–174. In.: Baláž I. (ed.). Teória a prax krajinno-ekologického plánovania. Zborník príspevkov z vedeckého seminára, organizovaného pri príležitosti životného jubilea Prof. RNDr. Milana Ružičku, DrSc. (Nitra, 21. 5. 2004). Fakulta prírodných vied Univerzity Konštantína Filozofa, Nitra, 182 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 86 - 95

ZÁCHRANNÝ PROGRAM SYSLA OBECNÉHO V ČESKÉ REPUBLICE

ACTION PLAN FOR THE EUROPEAN GROUND SQUIRREL IN THE CZECH REPUBLIC

Jan Matějů[1], Jitka Uhlíková[2] & Petra Nová[3]

[1] Agentura ochrany příroda a krajiny ČR, Bezručova 8, CZ-360 01 Karlovy Vary; e-mail: jan.mateju@nature.cz
[2]Agentura ochrany příroda a krajiny České republiky, Nuselská 34, CZ-140 00 Praha 4; e-mail: jitka.uhlikova@nature.cz
[3]Ochrana fauny České republiky, Zámecká ulice, CZ-259 01 Votice; e-mail: petranova.ofcr@seznam.cz

Abstract

The European ground squirrel (*Spermophilus citellus*) is a critically endangered mammal species in the Czech Republic. Its occurrence in Czechia was recorded only at 34 localities in 2007 and its total abundance was estimated at about 3180 individuals. A first version of an action plan for the European ground squirrel (EGS) in the Czech Republic was prepared in 2005. The main goal of this action plan is to preserve EGS as a wild-living animal species in Czechia. The first stage of the action plan is based on six objectives: 1. to provide proper management at present sites of EGS occurrence, 2. to carry out regular monitoring of EGS populations, 3. to compile a catalogue of localities suitable for EGS repatriation, 4. to test the possibility of captive breeding of EGS and methods of repatriation, 5. to improve current knowledge of EGS ecology (via scientific research) and 6. to raise public awareness. All these objectives should help to enhance abundance of present EGS populations and establish several sustainable EGS metapopulation systems.

Key words: European ground squirrel, *Spermophilus citellus*, species conservation.

Úvod

Sysel obecný (*Spermophilus citellus*; Linnaeus, 1766) je drobný hlodavec z čeledi veverkovitých (Sciuridae) řazený mezi tzv. „zemní veverky“. Z taxonomického hlediska se jedná o tribus Marmotini – Moore 1959, kam jsou spolu se sysli řazeni také psouni a svišti. V současné době je známo celkem 42 druhů syslů rodu *Spermophilus* (Wilson & Reeder 2005, Gündüz et. al 2007), kteří obývají stepi a krátkostébelné luční biotopy celé holoarktické zoogeografické oblasti (Nowak 1999). Právě sysli spolu se svišti a psouny jsou z celé řady důvodů (potravní význam pro savčí a ptačí predátory, rycí činnost a s tím spojená tvorba úkrytů pro ostatní druhy, komenzální entomofauna, parazitofauna) považováni za jedny z klíčových druhů stepních biotopů (Říčánková et al. 2006, Nowak 1999, Barash 1989, Murie & Michener 1984).

Sysel obecný je nejzápadněji se vyskytujícím zástupcem euroasijských druhů syslů. V současné době je rozšířen pouze ve střední a jihovýchodní časti Evropy mezi 12°

40` a 29° 00` východní délky a 40° 20` a 51° 00` severní šířky (Ružić 1978). Nyní jsou nejsevernějším a nejzápadnějším místem jeho výskytu kolonie v České republice, jižní hranice areálu jeho rozšíření probíhá severní částí Řecka a evropskou částí Turecka (Ružić 1978). Nejvýchodnější výskyt sysla obecného je znám ze západní Ukrajiny (Mitchell-Jones et al. 1999).

Sysel obecný je jakožto kriticky ohrožený druh chráněn zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (prováděcí vyhláška MŽP ČR č. 395/1992 Sb.) a ve stejné kategorii je zařazen do Červeného seznamu savců ČR (Baruš 1989, Anděra & Červený 2003). Značná pozornost výskytu a ochraně sysla obecného byla věnována i při vytváření národního seznamu chráněných území soustavy Natura 2000, neboť je tento druh uveden v příloze II a IV Směrnice o stanovištích (č. 92/43/EHS). Vzhledem k poklesu početnosti populací sysla obecného v celé Evropě, byl roce 2007 zařazen na červený seznam ohrožených druhů jako druh zranitelný (IUCN 2007).

Záchranný program

Nepříznivý vývoj situace rozšíření a početnosti sysla obecného v ČR v druhé polovině minulého století a zejména pak v 90. letech vyvolaly nutnost aktivního přístupu k ochraně sysla. Vzhledem k tomu, že sysel obecný jako druh splňoval kritéria, která jsou určující pro výběr taxonů pro záchranný program (AOPK ČR, 2005) a vzhledem k předchozím zkušenostem s nedokončenými nebo ne zcela optimálně navrženými projekty bylo pro ochranu zvoleno toto komplexní a legislativně podložené řešení (§52 zákona č. 114/1992 Sb.).

Kritéria určující výběr taxonů pro záchranný program:

1. Druh je v ČR aktuálně ohrožen.
2. Druh byl do červeného seznamu zařazen z důvodu pozorovaného úbytku početnosti.
3. K poklesu početnosti došlo také v jiných oblastech jeho areálu.
4. V minulosti prokazatelně existovala v ČR stálá životaschopná populace druhu.
5. Příčiny ohrožení jsou definovatelné a jejich odstranění je z větší části reálné.
6. Ekologické nároky druhu a jeho biologie jsou dostatečně známé.
7. Charakter příčin ohrožení je takový, že je lze odstranit pouze rozsáhlými, centrálně koordinovanými, aktivními, druhově specifickými opatřeními.

Příprava záchranného programu sysla obecného (Matějů et al. 2005) byla provedena na základě analýzy veškerých dostupných literárních údajů, zkušeností z okolních zemí, vlastního výzkumu autorů a údajů z předchozího monitoringu. Byl vyhodnocen vývoj rozšíření a početnosti populace sysla obecného na území ČR v průběhu minulého století. Dále byly analyzovány minulé i současné příčiny změn jeho početnosti a zhodnoceny nejzávažnější faktory ohrožující jeho stávající populace.

Cíle záchranného programu a nástroje k jejich realizaci byly zvoleny s ohledem na výsledky předchozích analýz tak, aby byly co možná nejefektivnější a umožnili zachování populací sysla obecného na území ČR.

Historie rozšíření sysla v ČR

V průběhu 20. století prošel areál rozšíření sysla ve střední Evropě několika výraznými změnami. Nejprve to byla mírná expanze a zvýšení početnosti, které nastalo během druhé světové války a vyvrcholilo na počátku let padesátých (Grulich 1955,

1960). V té době se sysel obecný objevoval i ve vyšších polohách (800 m n. m.) Krušných hor (Bárta 1965, 1992). Spolu se změnami ve způsobu zemědělského hospodaření, které nastaly v padesátých letech, docházelo k ústupu sysla obecného z řady míst a snižování početnosti na lokalitách jeho výskytu (Anděra & Hanzal 1995, Cepáková & Hulová 2002). Současně zmizel sysel z území Německa (Feiler 1988) a Polska (Meczynski 1985).

V průběhu 2. poloviny 20. století kolonií sysla kontinuálně ubývalo a pokračoval i pokles početnosti jednotlivých populací (Cepáková & Hulová 2002). V této situaci bylo realizováno několik více či méně připravených pokusů o vysazení sysla na nové lokality nebo pokusů o posílení zanikajících populací (např.: Jansová 1992, Tichý 2003). Z celkem pěti známých „repatriačních" akcí byla úspěšná pouze jediná, při které se podařilo obnovit kolonii sysla na letišti v Karlových Varech (Matějů 2004).

Prvním pokusem o komplexní analýzu situace sysla obecného u nás a vnesení určitého systému a pravidel do jeho ochrany byl „Projekt sysel" realizovaný v polovině 90. let Národním muzeem Praha (Anděra & Hanzal 1995). Při mapování, provedeném v rámci tohoto projektu v roce 1995, byl výskyt sysla zaznamenán na 37 lokalitách v celé ČR (29 čtverců, viz obr. 2). Po přibližně pětileté pauze, bylo provedeno další mapování výskytu sysla, tentokrát ve spolupráci Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích a AOPK ČR Praha (Cepáková & Hulová 2002), při kterém byl sysel zjištěn na 26 lokalitách.

Současný stav rozšíření a početnosti sysla v ČR

V roce 2007 bylo na území ČR na základě provedeného standardního monitoringu a výsledků mapování známo celkem 34 lokalit výskytu sysla obecného (viz obr. 3, tab. 1) a jeho celková početnost byla odhadnuta na 3180 jedinců.

Tab. 1 Lokality výskytu a odhad početnosti jednotlivých populací sysla obecného v roce 2007
Table 1 List of the European ground squirrel localities and estimated abundance in 2007

Lokalita/site	*N*	*Lokalita/site*	*N*
Praha – Letňany	*600*	*Kolín*	*40*
Výškov – Marchanice	*600*	*Albeř*	*40*
Raná	*300*	*Velké Pavlovice*	*40*
Kyjov – Milotice	*250*	*Brno – hotel Atlantis*	*30*
Mladá Boleslav – Bezděčín	*200*	*Ivančice*	*30*
Bořitov	*170*	*Břeclav – Ladná*	*25*
Medlánky	*120*	*Mladá Boleslav – NPP Radouč*	*20*
Roudnice nad Labem	*100*	*Čejč*	*20*
Hrubšice – Biskoupky	*90*	*Svatobořice -Mistřín*	*15*
Jamolice	*60*	*PR Nad řekami*	*10*
Strakonice	*60*	*Dublovice – Líchovy*	*10*
Mohelno	*60*	*Hodkovice nad Mohelkou*	*10*
Trhovky	*55*	*Újezd u Brna*	*10*
Raná - Hrádek	*50*	*Jaroslavice*	*10*
Loděnice	*50*	*Člunek – Lomy*	*5*
Karlovy Vary – letiště	*50*	*Dublovice – hotel Mana*	*5*
Karlovy Vary – golf	*40*	*Velká Dobrá*	*5*

Na rozdíl od situace v polovině minulého století, kdy sysel osídloval zejména meze, pastviny a různé náspy (Grulich 1960), se současné kolonie sysla nacházejí zejména na travnatých letištích a v sportovních areálech – intenzivně antropogenně využívaných lokalitách. Lokality „přirozeného“ charakteru výskytu – tj. kulturně stepní lokality, meze, louky a pastviny jsou zastoupeny pouze okrajově (viz obr. 4). Ještě zřetelněji je tento jev vidět na relativním zastoupení počtu jedinců na různých typech ploch (viz obr. 5).

V rámci hodnocení lokalit sysla obecného byly v roce 2005 metodou fytocenologického snímkování zhodnoceny vegetační poměry na 30 lokalitách sysla obecného.

Nejčastěji zjištěným (24 %) rostlinným společenstvem na lokalitách byly poháňkové pastviny, případně poháňkové pastviny se zastoupením acidofytních druhů (19 %). Obě kategorie lze charakterizovat jako krátkostébelné mezofilní pastviny, narušované trávníky a louky kosené vícekrát do roka. Porosty jsou nízké, ale zapojené.

Dalšími početně zastoupenými kategoriemi jsou širokolisté suché trávníky a acidofilní suché trávníky (14 %). Širokolisté suché trávníky můžeme charakterizovat jako zapojené až mezernaté trávníky, druhově bohaté s větším množstvím širokolistých bylin. Jde o xerotermní až semixerotermní společenstva na středně hlubokých až hlubokých půdách, vyvinutých na měkčích sedimenárních horninách. Acidofilní suché trávníky jsou nízké více méně zapojené trávníky s dominancí trav. Jsou typické pro výslunné, suché svahy na silikátových horninách, půdy jsou obvykle mělké rankery. Posledním významněji zastoupeným společenstvem jsou kostřavové trávníky písčin. Souvislé, ale řídké trávníky zpravidla menšího plošného rozsahu, kde dominují krátkostébelné suchomilné trávy.

Na základě jednotlivých zaznamenaných druhů rostlin byly metodou Ellenbergových čísel (Ellenberg et al. 1992) zhodnoceny i abiotické faktory na jednotlivých lokalitách.

Nejužší rozpětí (viz tab. 2) bylo zaznamenáno u faktoru světlo – vegetaci na lokalitách obsazených syslem obecným je možné považovat za vyhraněně hemiheliofytní. Ve vztahu k teplotě je vegetaci na lokalitách výskytu sysla možné označit za intermediánní s úzkým rozpětím od mírně chladnomilné po mírně teplomilnou. Vegetace na sledovaných lokalitách je převážně hodnocena jako suboceanická, což je ve střední Evropě nejběžnější typ vegetace. Ze získaných dat je možné usuzovat, že se sysel vyskytuje především na suchých až čerstvých půdách (tzn. v „normálních - středních“ podmínkách). I zde je rozpětí zjištěných hodnot relativně úzké (viz tab. 2). U faktorů „pH“ a „půdní dusík“ můžeme pozorovat značné rozpětí získaných hodnot, a proto lze předpokládat, že tyto faktory nemají na výskyt sysla obecného vliv.

Tab. 2 Hodnocení abiotických faktorů na lokalitách – Ellenbergova čísla
Table 2 Evaluation of abiotic factors at the occupied sites using Ellenberg numbers

n (30)	*světlo/ light*	*teplota/ temperature*	*klima /climate (atlant/kontinent)*	*vlhkost/ humidity*	*pH*	*půdní dusík/ soil nitrogen*
rozsah/ range 1 - 10	*6,5 – 7,8*	*4,5 – 6,1*	*2,9 – 5,5*	*3,1 – 5,0*	*2,0 – 9,0*	*2,4 – 7,0*
průměr/ mean	*7,2*	*5,4*	*3,9*	*4,0*	*5,7*	*4,3*
modus/ mode	*7,0*	*5,0*	*3,5*	*4,0*	*3,0*	*4,0*

Faktory ohrožující stávající populace sysla

Klíčovými faktory, které ohrožují současnou existenci populací sysla obecného v ČR, jsou zejména:

• ztráta biotopu – zcela zásadní a stále aktuální faktor. Při současném typu lokalit sysla v ČR (viz obr. 4) je střet s lidskými záměry na využití dané plochy v podstatě nevyhnutelný. V roce 2003 tak například zanikla lokalita v Brně – Černovicích, kdy došlo k přeměně travnatého letiště na průmyslovou zónu. O stálé významnosti tohoto faktoru svědčí i současný tlak na lokalitu NPP Letiště Letňany v souvislosti s případným konáním letních olympijských her v roce 2016 v Praze, avšak ohroženy jsou i další lokality. Druhou snad ještě častější variantou je ztráta biotopu způsobená změnou obhospodařování lokality. Vlastník z různých důvodů přestane lokalitu kosit nebo zde pást dobytek. Tímto způsobem zanikla celá řada kolonií sysla na lokalitách: Na Plachtě (Mikátová 1997), Návdavky u Němčan, PP Vinařická hora nebo Vítkův Vrch. V předchozích letech tak byla ohrožena zánikem i syslí kolonie v PR Nad řekami

• meteorologické jevy (přívalové deště, prudké tání sněhu) – spíše lokální a zcela nepředvídatelný faktor. Zejména však v případě málo početných kolonií mohou tyto náhodné meteorologické jevy snadno způsobit i jejich zánik. Syslí kolonie může být decimována přívalovými dešti, jak se stalo ve středočeském kempu Trhovky (Havelík 2002) nebo vyplavena vodou z tajícího sněhu. Tento faktor výrazně ovlivnil početnost jedné z nejzápadnějších kolonií sysla obecného v Evropě na golfovém hřišti u Karlových Varů. Voda z rychle tajícího sněhu zde v únoru 2004 vyplavila velkou část nor hibernujících syslů. Mortalita všech trvale označených jedinců v průběhu zimního spánku dosáhla 85 % (Matějů nepubl.).

• inbrední deprese vyplývající z genetické izolace malých populací. Nově získané poznatky o genetické struktuře vybraných izolovaných kolonií sysla obecného ukazují na zvýšený počet homozygotů v některých populacích, snížení genetické variability a vysoký stupeň inbreedingu (Hulová 2005). Dlouhodobě mohou zmíněné procesy vést ke snížení životaschopnosti jedinců v populaci nebo až k jejímu zániku. Do jaké míry inbreeding snižuje schopnost přežívání jednotlivých populací sysla obecného není dosud dostatečně známo, a proto je v této oblasti další výzkum bezpodmínečně nutný.

• přirození nepřátelé – v současné době, a pravděpodobně i v minulosti, faktor bez směrodatného vlivu na početnost větších populací. Avšak pro malé kolonie může být specializovaný predátor téměř letální záležitostí. V roce 2006 byla na lokalitě Trhovky (zdejší populace byla z předchozích let značně oslabená přívalovými dešti) pozorována kočka domácí, která se specializovala na lov syslů a postupně zlikvidovala jednu z částí místní populace.

• nemoci a parazité – faktor spíše lokálního významu mající vliv zejména v malé izolované kolonii, kde onemocnění různého typu snadno zredukuje početnost syslů pod únosnou hranici a způsobí tak její zánik. Předběžné výsledky studia parazitofauny sysla obecného například ukázaly, že v jednotlivých populacích se vyskytují různé druhy kokcidií (rod Eimeria), což může být následek jejich vzájemné izolace (Kvičerová in verb.). Tyto skutečnosti mohou mít rozhodující vliv v případě repatriací či záchranných transferů.

Cíle záchranného programu a metody k jejich realizaci

Hlavním cílem záchranného programu je zachovat sysla obecného jako volně žijící druh v České republice. V prvních letech je zejména nutné zajistit existenci sysla na co největším počtu stávajících lokalit výskytu, minimálně však na všech lokalitách, kde početnost syslů v letech 2004 - 2005 dosahovala 40 a více jedinců. Dále je nezbytné experimentální ověření možnosti polopřirozených chovů a metod repatriace. Tyto chovy by měly být zdrojem jedinců pro repatriace nebo posilování málo početných populací. Pro další pokračování záchranného programu je velmi důležité doplnění chybějících informací, především prohloubení našich znalostí o demografii, genetické variabilitě a parazitofauně sysla obecného na území ČR.

Pro dosažení stanovených cílů bylo navrženo celkem šest dílčích opatření a stanovena jejich priorita.

• Zajištění managementu lokalit výskytu sysla – priorita vysoká. Zajistit trvalý management (pastva, kosení) na všech lokalitách prostřednictvím jednání s vlastníky a s využitím dostupných nástrojů ochrany přírody. V případě nežádoucích změn zajistit rychlé obnovení potřebného managementu. V rámci opatření byl navržen i systém pravidelné kontroly managementu a to prostřednictvím sítě garantů z krajských středisek Agentury ochrany přírody a krajiny ČR a správ chráněných krajinných oblastí. Garanti mají za úkol pravidelně kontrolovat svěřené lokality, zda na nich nedochází k nežádoucím změnám, kontaktovat uživatele a majitele pozemků a zajistit pravidelnou výměnu informací mezi nimi, orgány ochrany přírody a realizační týmem záchranného programu.

Management lokalit spočívá zejména v údržbě travních porostů. Obecně lze doporučit takovou frekvenci kosení nebo intenzitu pastvy, aby zapojený travní porost nebyl vyšší než 15 až 20 cm. Význam managementu lze ilustrovat na příkladu NPR Raná v Českém středohoří. V roce 2004 zde zbytková populace syslů žijící na dvou oddělených plochách čítala odhadem 30 až 40 jedinců. Poté, co zde Správa CHKO České středohoří zavedla intenzivní management spočívající v pastvě ovcí a systematickém odstraňování porostů křovin, početnost syslů na lokalitě kontinuálně stoupá až na cca 300 jedinců v roce 2007 a výrazně se zvětšuje i plocha kolonie (viz obr. 6 a 7).

• Monitoring stavu populace – priorita vysoká. Pravidelný monitoring všech populací sysla je důležitý jak pro sledování změn početnosti, tak i pro kontrolu stavu biotopů na lokalitách (viz níže).

• Vytvoření katalogu lokalit potenciálně vhodných pro sysla – priorita střední. Opatření by mělo sloužit jako přípravná fáze pro repatriační aktivity. Předem bude nutné zhodnotit lokalitu zejména z hlediska vhodnosti biotopu, stupně izolovanosti a také z hlediska stávajících majetkoprávních vztahů Na základě hodnocení bude vytvořen katalog lokalit vhodných pro vysazení sysla a současně budou stanovena prioritní území pro repatriační projekty.

• Experimentální ověření možností umělých chovů a metod repatriace – priorita střední. Pro případné posilování stávajících populací či zakládání populací nových je nutný větší počet jedinců. Avšak odběr z některé ze stávajících lokalit není, vzhledem k jejich malé početnosti, možný. Zdroj by proto měl být zajištěn formou polopřirozeného chovu v 2 až 3 českých zoo. V roce 2006 a 2007 byly provedeny pilotní pokusy s vypuštěním syslů do voliéry v zoo Praha. Sysli jsou chováni i v zoo Plzeň a v Podkrušnohorském zooparku v Chomutově.

• Výzkum – priorita vysoká. Především by se mělo jednat o doplnění chybějících infor-

mací o genetické variabilitě, parazitofauně a populační ekologii sysla. Výzkum by měl být řešen formou diplomových a disertačních prací studentů vysokých škol. V současné době probíhá výzkum parazitofauny ve spolupráci s Parazitologickým ústavem AVČR v Českých Budějovicích. Genetickou variabilitou sysla obecného se zabývá Biologická fakulta Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích.

• Výchova a osvěta – priorita střední. Sysel je širokou veřejností vnímám spíše pozitivně. Osvěta by měla být zaměřena zejména na majitele a nájemce pozemků, na kterých se sysel vyskytuje, aby se předcházelo problémům způsobených neznalostí zásad péče o jeho biotop.

Ochrana osmi kolonií sysla obecného, které byly zařazeny do tzv. národního seznamu, bude zajištěna také prostřednictvím evropsky významných lokalit (EVL) soustavy Natura 2000. Na těchto lokalitách by měla být zajištěna ochrana sysla vyhlášením některé z kategorií zvláště chráněných území. S výjimkou EVL Praha – Letňany, která již byla vyhlášena jako NPP Letiště Letňany, jsou všechny ostatní EVL navrhovány k vyhlášení v kategorii přírodní památka.

Monitoring

Od roku 2003 organizuje AOPK ČR pravidelný monitoring všech lokalit výskytu sysla v ČR, který se posléze stal jednou z nedílných součástí záchranného programu. Monitoring byl zpočátku prováděn pouze jednou ročně – v první polovině července. Od roku 2006 je prováděn i v jarním termínu na přelomu března a dubna. Jarní termín sčítání je důležitý zejména pro zhodnocení stavu kolonie po ukončení zimního spánku. Období mimo vegetační sezónu navíc usnadňuje pozorování a sčítání syslů V letním období je naopak možné zjistit zda dochází k rozmnožování jedinců a také posoudit stav managementu lokality.

Metodika monitoringu je uvedena na internetových stránkách www.biomonitoring.cz a zkušenosti z monitoringu jsou shrnuty v práci Matějů et al. (Matějů et al. 2006).

Dosavadní výsledky a výhledy do budoucna

Doba provádění monitoringu sysla a dalších opatření navržených v záchranném programu je příliš krátká na to, aby bylo možné dosavadní výsledky nějak systematicky vyhodnotit. Zvláště pro hodnocení výsledků monitoringu bude, vzhledem k „náhodným“ oscilacím některých populací, potřeba přinejmenším období několika let dalšího sledování.

Některé dílčí výsledky lze přesto uvést. Díky intenzivní práci garantů a monitorovacího týmu se podařilo téměř odstranit hrozbu zániku kolonií v důsledku absence managementu. Je tak zřejmý pozitivní přínos, který by měl v nezměněné podobě pokračovat i v dalších letech. Stejně tak by měl pokračovat započatý chov syslů v zoologických zahradách a výzkumná činnost. V následujících letech by měl být též sestaven katalog lokalit vhodných pro případné vypouštění syslů a připravena první zkušební repatriační akce.

Pro přípravu a realizaci dalších kroků je však zásadní včasné přijetí záchranného programu Ministerstvem životního prostředí ČR. Záchranný program by tak dostal velmi potřebnou právní oporu. Zároveň by to umožnilo lepší ekonomické zajištění realizace navržených opatření.

Poděkování

Poděkování patří všem kolegům a spoluautorům záchranného projektu: Štěpánce Hulové, Pavlu Marhoulovi a Evě Cepákové. Cennými připomínkami ZP doplnili nebo se podíleli na monitoringu: Vladimír Vohralík, Miloš Anděra, Tereza Mináriková a Jan Šašek. Dále děkujeme garantům lokalit za jejich obětavou práci v terénu a nelehká jednání s vlastníky.

Příprava záchranného programu byla podpořena grantem Ministerstva životního prostředí ČR VaV/620/1/03: „Výzkum ekologie a rozšíření, návrh managementu populací a záchranných programů zvláště chráněných druhů živočichů“.

Literatura

Anděra M. & Červený J. 2003: Červený seznam savců České republiky. Příroda 22, Praha, 183pp.

Anděra M. & Hanzal V. 1995: Projekt „Sysel“. Podúkol A: Mapování výskytu sysla obecného *(Spermophilus citellus)* na území České republiky. Zpráva o řešení I. a II. Etapy, 1994 – 1995, 41 pp. (nepubl.).

AOPK ČR 2005: Koncepce záchranných programů kriticky a silně ohrožených druhů živočichů v České republice. Praha, 56 pp (nepubl.).

Barash D. P. 1989: Marmots, social behaviour and ecology. Standford university press, Standford, California, 360 pp.

Bárta Z. 1965: K výskytu sysla obecného *Citellus citellus* na hřebeni Krušných hor. - Časopis Národního muzea, odd. přírodovědné 134: 147-150.

Bárta Z. 1992: Poslední syslové obecní, *Spermophilus citellus L.,* na Mostecku. - Pp. 151-154. In: Sborník Severočeského muzea - Přírodní vědy 18, Liberec.

Baruš V. (ed.) 1989: Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSSR. Díl 2. Kruhoústí, ryby, obojživelníci, plazi a savci. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 136 pp.

Cepáková E. & Hulová Š. 2002: Current distribution of the European souslik *(Spermophilus citellus)* in the Czech Republic.- Lynx 33: 89-103.

Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth W., Werner W. & Paulissen D. 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.-. Scripta Geobotanica, 2nd ed. 18: 1-258.

Feiler A. 1988: Über das ehemalige Zieselvorkommen in der DDR (Rodentia, Sciuridae, Spermophilus citellus L. 1766). - Rudolfstädternaturhistorischen Schriften 1: 115-118.

Grulich I. 1955: Sysel obecný v podmínkách intensivního zemědělství.- Živa 41(3): 149-150.

Grulich I. 1960: Sysel obecný Citellus citellus L. v ČSSR.- Práce Brněnské základny ČSAV 32 (11): 473-563.

Gündüz I., Jaarola M., Tez C., Yeniyurt C., Polly C. D. & Searle J. B. 2007: Multigenic and morphometric differentiation of ground squirrels *(Spermophilus, Scuiridae, Rodentia)* in Turkey, with a description of a new species.- Molecular Phylogenetics and Evolution 43: 916–935.

Havelík V. 2002: Sysel obecný – zvířátko klukovských let. - Sylva bohemica 10: 9.

Hulová Š. 2005: Microsatellite variation in populations of the European ground squirrel *(Spermophilus citellus)*. Diplomová práce. Biologická fakulta JČU, České Budějovice, 39 pp. + 7. (nepubl.).

IUCN 2007: Red List of Threatened Species. http://www.iucnredlist.org. (European Mammal Assessment http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/. Downloaded on 11 May 2007.)

Jansová A. 1992: Projekt na záchranu sysla v Českém krasu. - Pp: 31-34. In: Metody a výsledky studia drobných savců. Sborník příspěvků z pracovní konference

konané v rámci 1. výročí vyhlášení CHKO Železné hory (Nasavrky 30.3.-2.4.1992). Správa CHKO Železné hory, Nasavrky, 42 pp.

Matějů J. 2004: Transfer sysla obecného *(Spermophilus citellus)* na lokalitu Vítkův Vrch v CHKO Slavkovský les. - Arnika, přírodou a historií Karlovarského kraje 1: 6.

Matějů J., hůlová Š., nová P., cepáková e., marhoul p. 2005: Záchranný program sysla obecného *(Spermophilus citellus)* v České republice. AOPK ČR, Praha, 86pp (nepubl.).

Matějů J., Cepáková E., Hulová Š., Nová P. 2006: Zkušenosti s monitoringem sysla obecného *(Spermophilus citellus)* v České republice v letech 2000 – 2005. – Pp. 129-136. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 14. – 15.10. 2005). ŠOP SR, Banská Bystrica, 239 pp

Meczynski S. 1985: Czy susel moregowany, *Spermophilus citellus Linnaeus*, 1766, wystepuje jeszcze w Polsce? - Przeglad zoologiczny 29: 521-526.

Mikátová B. 1997: K výskytu sysla *(Spermophilus citellus)* na lokalitě Hradec Králové - „ Na Plachtě“. - Acta musei Reginaehradecensis, Ser. A 25: 227-229.

Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralík V& . Zima J. 1999: Atlas of European Mammals. The Academic Press, London, 496 pp.

Murie J. O. & Michener G. R. (eds.) 1984: The biology of ground dwelling squirrels. Annual cycles, behavioral ecology and sociality. University of Nebrasca press, Lincoln and London, 459 pp.

Nowak R. M. 1999: Walker's Mammals of the world. The Johns Hopkins university press, Baltimore and London, Sixth edition, Volume 1 & 2, 1936 pp.

Ružić A. 1978: Citellus citellus (Linnaeus, 1766) Der oder das Europäische Ziesel.- Pp: 122-144. In: Niethammer J., Krapp F. (eds.) Handbuch der Säugetiere Europas, Band 1. Akademische Verlagsgesellschaft, Weisbaden.

Řičánková V., Fric Z., Chlachula J., Šťastná P., Faltýnková A. & Zemek F. 2006:. Habitat requirements of the long tailed ground squirrel *(Spermophilus undulatus)* in the Southern Altai. - Journal of Zoology 270:1-8.

Šašek J. & Matějů J. 2005: Monitorování biotopu druhu sysel obecný *(Spermophilus citellus)* na lokalitách výskytu v ČR v roce 2005. Závěrečná zpráva, AOPK ČR, Praha, 12 pp. (nepubl.)

Tichý H. 2003: Národní přírodní rezervace Raná - poslední útočiště syslů na severu Čech.- Fauna Bohemiae Septentrionalis 28: 67-70.

Wilson D. E. & Reeder D. M. (eds.) 2005: Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. The Johns Hopkins university press, Baltimore, Third edition, Volume 1 & 2, 2142 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 96 - 98

PROBLÉMY IDENTIFIKÁCIE LETNÝCH HNIEZD PĹŠIKA LIESKOVÉHO (*MUSCARDINUS AVELLANARIUS*) A MYŠKY DROBNEJ (*MICROMYS MINUTUS*)

PROBLEMS OF IDENTIFICATION OF THE SUMMER NESTS OF HAZEL DORMOUSE (MUSCARDINUS AVELLANARIUS) AND HARVEST MOUSE (MICROMYS MINUTUS)

Jozef Májsky & Marián Filípek

Štátna ochrana prírody SR, Správa CHKO Biele Karpaty, Trenčianska 31, SK - 914 41 Nemšová

Abstract

On the basis of their own experience and published references the authors draw attention to a potential mistake in determination of summer nests of two rodent species – hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and harvest mouse (*Micromys minutus*). The size and shape of nests, their location in the field, the used construction material as well as the relation of these species to their habitat and altitude do not give a reliable instruction for determination of summer nests of the above mentioned species.

Key words: hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, harvest mouse, *Micromys minutus*, nest identification

Úvod

Medzi pobytové znaky niektorých hlodavcov patria aj ich letné hniezda. Nálezy týchto sezónnych príbytkov, ak ich vieme správne determinovať, môžu obohatiť naše faunistické i ekologické poznatky o niektorých zástupcoch radu *Rodentia*. Relatívne najčastejšie nachádzame letné hniezda u dvoch druhov - pĺšika lieskového (*Muscardinus avellanarius* L. 1758) a myšky drobnej (*Micromys minutus* Pall. 1771). Napriek tomu, že rozlíšiť tieto stavby by podľa mnohých literárnych prameňov nemal byť problém, praktické skúsenosti naznačujú, že identifikácia hniezd týchto dvoch druhov nemusí byť vždy jednoznačná.

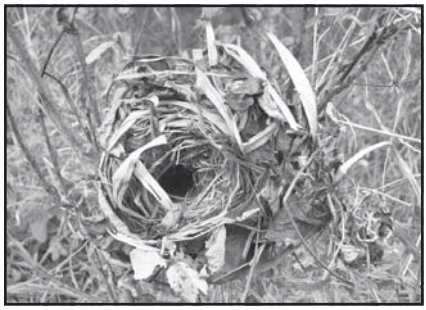
Pracovníci Štátnej ochrany prírody SR sa s nimi stretávajú pomerne často pri manažmente nelesných chránených území. Keďže termín kosby lúk, mokradí a podobných plôch je obyčajne posunutý na neskoré leto a jeseň, sú vykosené letné hniezda zvyčajne už opustené. Bohužiaľ, väčšina pracovníkov vykonávajúcich údržbu chránených území im nevenuje takmer žiadnu pozornosť, takže každoročne strácame cenné údaje o týchto dvoch druhoch hlodavcov.

Výsledky a diskusia

Biológia pĺšika lieskového i myšky drobnej je relatívne dobre preskúmaná, vrátane funkcie letných hniezd v ich živote. Pĺšik lieskový si stavia viacero (3-5) týchto sezónnych príbytkov počas vegetačného obdobia, obyčajne vo výške 0,5-3 m od povrchu zeme (Pelikán et al. 1979), zväčša ale len do výšky 2 m (Feriancová-Masárová & Hanák 1965, Reichholf 1996). Hniezdo je umiestnené na kroch, stromoch, ale aj v poraste mohutných bylín či v stromových dutinách a vtáčích búdkach. Podľa väčšiny autorov (napr. Feriancová-Masárová & Hanák 1965, Pelikán et al. 1979, Sládek & Mošanský 1985) si myška drobná buduje hniezdo nižšie pri zemi, vo výške 0,3-0,8 m. Obyčajne je vpletené do stebiel tráv, vrátane obilia, ostríc, trste, vysokých bylín, ale môžeme ho nájsť aj v krovinách (malinčie, ostružiny a pod.). Väčšina autorov uvádza, že letné hniezdo pĺšika lieskového je o niečo väčšie než podobná stavba myšky drobnej, napríklad Pelikán et al. (1979) udávajú rozmer 6-12 cm. Najdetailnejšie „zmapoval" veľkosť hniezd myšky drobnej Farský (1963), podľa ktorého rozmery tejto stavby varírujú v rozmedzí 6-7,5 x 3,5-5,5 cm. Keďže sa zistené rozmery hniezd u týchto druhov prekrývajú, nemožno sa na ne pri priradení hniezda jednému alebo druhému druhu spoľahnúť. Väčšina zoológov sa teda obyčajne spolieha na použitý hniezdny materiál. Podľa Sládka & Mošanského (Sládek & Mošanský 1985), Pelikána et al. (Pelikán et al. 1979) i ďalších autorov, je guľovité hniezdo pĺšika lieskového spletené zo suchej trávy, listov drevín a často aj machu, zatiaľ čo myška drobná pri jeho stavbe používa predovšetkým listy tráv (i obilnín), ostríc, vzácne aj niektorých vodných rastlín (Feriancová-Masárová & Hanák 1965). Tieto dlhodobo tradované údaje síce môžu platiť vo väčšine prípadov, no nachádzame aj určité percento výnimiek. Presvedčili sme sa o tom aj my pri kosení chráneného územia – Prírodnej pamiatky (PP) Brezovská dolina v CHKO Biele Karpaty v roku 2005. Na okraji vlhkej lúky bolo vykosené guľovité hniezdo s holými mláďatami. Malo jeden otvor a pri jeho stavbe boli použité listy tráv a ostríc, čo naznačovalo, že ide o hniezdo myšky drobnej. Hniezdo sme uložili do mikroténovej tašky a zavesili v neveľkej výške (cca 1 m) na blízky ker. Asi po hodine pri kontrole z tohoto provizórneho „útulku" vyskočila samička pĺšika lieskového (identifikácia pohlavia „len dedukciou"), ktorá si našla svoje potomstvo a isto ho bola nakojiť. Bohužiaľ, k hniezdu sme sa už nevrátili a keďže sme neboli pripravení na takúto situáciu, nemáme ju zaznamenanú ani na fotografiách.

Uvedený prípad, keď hniezdo pĺšika lieskového vyzeralo ako hniezdo myšky drobnej i zistenia Farského (Farský 1963), ktorý zas zaznamenal hniezda myšky drobnej s vpletenými konárikmi vŕby a listami, jasne dokumentujú tú skutočnosť, že pri identifikácii letných hniezd uvedených dvoch druhov hlodavcov mohlo a aj naďalej môže dochádzať k zámene. To, že neexistuje stopercentný návod na rozlíšenie hniezd týchto dvoch druhov hlodavcov potvrdil aj Anděra (in litt. 2007). Platí to hlavne u starších, poveternostnými vplyvmi zvetraných hniezd. Spoliehať sa na to, že hniezda myšky drobnej majú dva otvory – vstupný a únikový, tiež nemožno, pretože ak v ňom samička odchováva potomstvo, má guľovitá stavba len jeden otvor (Pelikán et al. 1979). Na základe našich skúseností sa nám ako spoľahlivejší znak javí výstelka z jemne rozhryzeného materiálu v hniezde pĺšika lieskového, čo potvrdzuje aj Reichholf (1996), kým hniezdo myšky drobnej je budované z rovnorodejšieho materiálu. Podrobnejšia charakteristika hniezd oboch druhov si vyžaduje exaktnejší výskum na väčšej vzorke hniezd oboch druhov.

Vychádzať pri identifikácii letných hniezd týchto dvoch druhov hlodavcov z toho, že obývajú rozdielne biotopy je veľmi zavádzajúce. Je síce logické, že v trsťovom poraste zrejme nebude žiť pĺšik lieskový, ktorý preferuje suchšie kriačiny, no naopak myšku drobnú nachádzame veľmi často mimo mokradí na „netypických" stanovištiach, ako sú remízky, medze, krovité brehové porasty a pod. Hypsometrické limity oboch druhov treba brať tiež len ako pomocné kritérium. Myška drobná je síce najhojnejšia v nížinách, ale miestami v krajine s pestrou mozaikou biotopov je početná aj v pahorkatinách, pričom bežne osídľuje aj stredné polohy až po 750 m n.m. (Pelikán et al. 1979). Pĺšik lieskový obýva vhodné lesné a krovité biotopy od 180 m n.m. až do 1900 m n.m. (Anděra 1987, Anděra & Horáček 1982, Sládek & Mošanský 1985). Posledné poznatky z Východoslovenskej nížiny (Mošanský, Stanko & Fričová 1998) však posunuli hranicu u tohoto druhu takmer o 100 m nižšie, keď bol pĺšik lieskový zaznamenaný v nadmorskej výške 97-101 m.



Obr. 1 Hniezdo pĺšika lieskového
Fig. 1 Nest of hazel dormouse

Záver

Aj keď otázka identifikácie letných hniezd dvoch druhov hlodavcov (*Rodentia*) - pĺšika lieskového (*Muscardinus avellanarius*) a myšky drobnej (*Micromys minutus*), predstavuje marginálny problém z pohľadu poznania ich biológie, je potrebné jej venovať zvýšenú pozornosť, nakoľko neexistuje stopercentná spoľahlivosť pri rozlišovaní týchto sezónnych hniezd. Prípadné omyly môžu skresľovať predovšetkým faunistické údaje a do určitej miery aj ekologické poznatky o týchto dvoch druhoch hlodavcov.

Literatúra

Anděra M. 1987: Dormice (Gliridae) in Czechoslovakia Part II. *Muscardinus avellanarius, Dryomys nitedula* (Rodentia, Mammalia). Folia Mus.Rer.Natur. Bohem, Occid., Zool., 26: 1- 78.

Anděra M. & Horáček I. 1982: Poznáváme naše savce. Mladá fronta, Praha, 256 pp.

Farský O. 1963: Nález myšky drobné (*Micromys minutus* Pallas) v Českých zemích v letech 1912 – 1950. Lynx 2: 9-15.

Feriancová-Masárová Z. & Hanák V. 1965: Stavovce Slovenska IV. Cicavce. Vyd. SAV, Bratislava, 336 pp.

Mošanský L., Stanko M. & Fričová J. 1998: Pĺšik lieskový (*Muscardinus avellanarius* -stály člen fauny nížinných lužných lesov Slovenska? – Pp. 127-131. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku III. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 10.-11.10.1998). ŠOP SR, Banská Bystrica, 156 pp.

Pelikán J., Gaisler J. & Rödl P. 1979: Naši savci. Academia, Praha, 164 pp.

Sládek J. & Mošanský A. 1985: Cicavce okolo nás. Osveta, Martin, 256 pp.

Reichholf J. 1996: Cicavce. Ikar, Bratislava, 287 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 99 - 101

BELIANSKE TATRY BEZ SVIŠŤOV...

THE BELIANSKE TATRA MTS. WITHOUT OF MARMOTS

Blažena Sedláková

Štátna ochrana prírody SR, Správa Tatranského národného parku, pracovisko Tatranská Štrba, SK-059 41 Tatranská Štrba; P.O.BOX 21; e-mail: blazena.sedlakova@sopsr.sk

Abstract

Whole Tatra region from geomorphological point of view is a part of Western Carpathians. Tatra mountains on our territory are separated on two subunits - the Western Tatra and Eastern Tatra. Subunit Eastern Tatra is structured on two segments - High Tatra and Belianske Tatra. Belianske Tatra represent the highest carbonate mountain range in Western Carpathians.

Here it can be found alternating rocks with different resistance against weathering - quartzites, limestones, dolomites and slates. Belianske Tatra belong among interesting territory from aspects of vegetation and appearance of valuable animal species. In last period it was focused great attention to appearance of endangered marmot and periodical monitoring.

In year 1990 was rrecorded 12 colonies of marmot in territory of Belianske Tatra.

In year 2004 was recorded in this territory only one individual and since year 2006 Belianske Tatra are without marmot.

Key words: Belianske Tatry Mts., marmot, monitoring, disappearance

Úvod

Svišť vrchovský tatranský (*Marmota marmota latirostris*, Kratochvíl 1961) patrí medzi najvýznamnejšie pôvodné druhy živočíchov, žijúce na území Tatranského národného parku. Je glaciálnym reliktom. Jeho biotopom je subalpínske a alpínske pásmo nad súvislými porastami kosodreviny.

Výskyt svišťov v Belianskych Tatrách bol známy už v dávnej minulosti, v časoch keď sa na belianskych holiach pásol dobytok. Belianske Tatry boli donedávna lokalitou s najvýchodnejším výskytom tohto poddruhu svišťa. Klesajúci trend nastal na rozhraní tisícročia. Ešte v rokoch 1982 – 1985 bolo v Belianskych Tatrách 15 kolónií svišťov a v roku 2003 to bolo iba 6 kolónií (Chovancová, 2004).

Cieľom tohto príspevku je preto poukázať na nepriaznivú situáciu v početnosti svišťov v Belianskych Tatrách a navrhnúť jej ďalšie riešenie v budúcnosti.

Materiál a metodika

V rámci monitoringu kamzíka v Belianskych Tatrách boli v rokoch 2002-2008 priebežne monitorované aj výhraby svišťov na ich území

Charakteristika sledovaného územia

Celá oblasť Tatry z hľadiska geomorfologického sa člení na dva podcelky Západné Tatry a Východné Tatry a spadajú do Západných Karpát. Východné Tatry tvoria oddiely Vysoké Tatry a Belianske Tatry.

Geologická stavba sledovaného územia je zložitá, Belianske Tatry patria do obalových sérií a sú najvyšším karbonátovým pohorím Západných Karpát. Striedajú sa tu horniny s veľmi rozdielnymi fyzikálnymi a chemickými vlastnosťami (kremence, vápence, dolomity, bridlice), čo sa nápadne odráža na tvarovaní povrchu, na vyskytujúcej sa vegetácií a živočíšstva .

Belianske Tatry oddeľuje od Vysokých Tatier na západe Kopské sedlo (1776 m n. m.). Hrebeň má dĺžku 14 km, stredná výška vrcholov dosahuje 2011 m n. m., stredná výška hrebeňa je 1964 m n. m. a stredná výška sediel na hlavnom hrebeni je 1917 m n. m.. Najvyššími vrchmi Belianskych Tatier sú Havran (2152 m n. m.) a Ždiarska Vidla (2146 m n. m.).

Výsledky

V roku 2002 boli obsadené svišťami dve lokality:

- Široké sedlo, expozícia výhrabov – SV, nadmorské výška 1754 – 1768 m n. m.
- Dolina pod Novým – expozícia výhrabov – SV, nadmorská výška 1714 – 1728 m n. m.

V oboch lokalitách boli zistené len 2 jedince svišťa.

V roku 2003 a 2004 sa početnosť svišťov v oboch lokalitách nezmenila.

V roku 2005 po hibernácií zmizol jedinec z Doliny pod Novým. V Širokom sedle svišť zimu prežil a počas leta bola jeho aktivita priebežne sledovaná.

V máji roku 2006 bol zistený zimný výhrab tohto jedinca. V letných mesiacoch bolo územie priebežne monitorované. V auguste bol posledný krát zaregistrovaný. V čase pred hibernáciou už v sledovanom území jeho prítomnosť nebola zistená.

Lokalita, v ktorej sa jediný svišť nachádzal, bola zaťažená častými klimatickými zmenami (snehové zrážky v letných mesiacoch, denná dĺžka slnečného svitu bola vzhľadom na expozíciu krátka). Okrem klimatických zmien bola lokalita ovplyvnená antropickými faktormi (vyso-

Obr. 1 Posledný svišť v Belianskych Tatrách (Foto: B. Sedláková)
Fig. 1 The last marmot in the Belianske Tatras

Obr. 2 Svišť zo Západných Tatier v Širokom sedle odpočíva na novom mieste
Foto B. Sedláková
Fig. 2 Marmot from the West Tatras in the Široké saddleback is relaxing on new site

ká denná návštevnosť, vodenie psov, hluk), čo sa prejavilo aj v intervaloch potravovej aktivity, v intervaloch vyhrievania sa na slnku (termofília) a vo vyhrabávaní nových nôr.

Už v programe záchrany svišťa vrchovského sa z dôvodu posilnenia a rekonštrukcie jeho okrajových populácií uvažovalo s vypracovaním projektu odchytu, odchovu a vypúšťania odchovaných jedincov do voľnej prírody a jeho následnou realizáciou (Ondruš et al. 2003). V tomto prípade sa skôr uvažovalo s odchovom svišťov „ex situ" a následným vypúšťaním do voľnej prírody. V roku 2007 vypracoval Ing. Pavel Ballo návrh reštitúcie svišťa vrchovského tatranského do Belianskych Tatier (Ballo 2007).

Reštitúcia svišťov sa realizovala v jarných mesiacoch v r. 2008. V Žiarskom sedle v Západných Tatrách bolo odchytených 6 svišťov a tie boli následne prevezené do Širokého sedla v Belianskych Tatrách. Vypustené boli do nôr pôvodného posledného svišťa, registrovaného naposledy v roku 2006. Dva svište obsadili jestvujúce nory a po celé aktívne obdobie robili ďalšie výhraby v danej lokalite. Ostatné si robili nové výhraby v blízkej lokalite. Hibernáciu prežívajú v dvoch zimných norách.

Diskusia

Lokalita posledného výskytu svišťa v Belianskych Tatrách je orientovaná severne. Aj napriek tomu, že počas hibernácie bol v nore sám, dokázal prežiť.

Dôvod a príčiny vyhynutia svišťov v Belianskych Tatrách nie sú známe a ani ich nemožno jednoznačne určiť, nakoľko je prepoklad kombinácie niekoľkých faktorov

Záver

Príspevok prináša stručný prehľad časových etáp prelomov výhynu a znovuprinavrátenia svišťov do Belianskych Tatier

Prinavrátenie vyhynutého poddruhu na miesto pôvodného výskytu a neustály monitoring nám dajú predpoklad na zistenie príčin vyhynutia svišťov v Belianskych Tatrách.

Literatúra

Ballo P. 2007: Stratégia reintrodukcie svišťa vrchovského tatranského *(Marmota marmota latirostris)* do Belianskych Tatier. NATURAE TUTELA 11, 201 – 210.

Blahout M. 1971: Príspevok k bionómií svišťa vrchovského (*Marmota marmota L.*),

Zborník prác o TANAP-e, 13: . 243 - 285.

Chovancová B. 1987: Výsledky inventarizácie svišťa vrchovského tatranského na území TANAP-u za obdobie rokov 1982-1985. — FOLIA VENATORIA, Poľovnícky zborník 17: 137-149.

Chovancová B. 2004: Populácia svišťa vrchovského tatranského vo Vysokých a Belianskych Tatrách, Štúdie o Tatranskom národnom parku, 7 : 329 - 339.

Sedláková B. 2008: Terénny zápisník 2004 - 2008, (nepubl.).

Zelina V. 1965: Pohyb populácie svišťov v Belianskych Tatrách, Zborník prác o Tatranskom národnom parku 8: 173- 189.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 102 - 110

ROZŠÍRENIE SVIŠŤA VRCHOVSKÉHO (MARMOTA MARMOTA L.) V NÍZKYCH TATRÁCH – ČASŤ 1.

DISTRIBUTION OF MARMOT (MARMOTA MARMOTA) IN THE NÍZKE TATRY MTS.

Peter Bačkor[1], Michal Klaučo[1] & Stanislav Ondruš[2]

[1] Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, SK-974 01 Banská Bystrica; e-mail: backorp@fpv.umb.sk, klauco@fpv.umb.sk
[2] Štátna ochrana prírody, Správa Národného parku Nízke Tatry, Zelená 5, SK-974 01 Banská Bystrica; e-mail: stanislav.ondrus@sopsr.sk

Abstract

This paper brought new data about occurrence of marmot (Marmota marmota L.) in the Nízke Tatry Mts. This short report is one of three parts of investigations of marmot (2006-2008). The Nízke Tatry Mts. include two isolated populations of marmot. We were surveying marmot burrows in the Ďumbierske Nízke Tatry Mts. during May – August period in 2006. We used GPS technologies as main methodology, and we were post processing and editing this data waypoint in the Geographical Informatics Systems (GIS). Some target attributes, which we monitored, are: position, altitude, number of marmot burrows (resident and unoccupied) and area. In the post processing we analysed slope and aspect of cardinal points. In total, we summed 500 marmot burrows in the 13 society which occupy area from Ďurková peak to Krížske sedlo (saddle). From this number, three are unoccupied or extinct (Solisko, Chabenec sedlo sever a Kotliská predné vzadu). The westernmost marmot society is Ďurková near the Ďurková peak, in the southern part of slope, which gravity to the Špíglová valley. The highest marmot society is Skalka Lomnistá dolina. Situated on the Skalka peak with average elevation 1.848,160 meters. Southern aspect of cardinal points prefer marmots with percentage number 30.4 % (n =152). Among the biggest marmot area belongs marmot society Chabenecké sedlo - Lomnistá dolina with 8,644 hectares (n = 160). In respect of slope main burrows lies in 25° – 35°with 43.3 %. For more detail we will elaborate other studies.

Key words: occurrence, number of marmot burrow and position, Nízke Tatry Mts., geographical position system, number of marmot, slope, aspect of cardinal points

Úvod

Svišť vrchovský *(Marmota marmota* L.*)* patrí medzi ohrozené a vzácne vysokohorské hlodavce na Slovensku (obr. 1). Jeho autochtónny výskyt predstavujú subalpínske až alpínske biotopy Západných a Východných, resp. Vysokých a Belianskych Tatier (Feriancová-Masárová & hanák 1965, Blahout 1971). Z tohto areálu bol popísaný poddruh: svišť vrchovský tatranský – *Marmota marmota latirostris* (Kratochvíl, 1961). Populácia v Nízkych Tatrách má dodnes nejasné taxonomické postavenie. Svišť sa v Nízkych Tatrách vyskytuje v oblasti Kráľovej hole, kde ho v roku 1859 až 1881 introdukovali. Spolu bolo vypustených 8 párov (Jamnický 1999). Somora (1954) tvrdí že aspoň jeden pár pochádzal z Vysokých Tatier. Takže, jedince vyskytujúce sa v oblasti Kráľovej hole môžu byť krížence tatranského a alpského svišťa. K takémuto tvrdeniu sa prikláňa aj Ballo (2002). Vyskytuje sa v centrálnej časti Nízkych Tatier (Jamnický 1977, 1999, Okáli 1998, Urban 2002). Pre jednoznačné taxonomické zaradenie by bolo potrebné urobiť genetické analýzy tejto populácie.

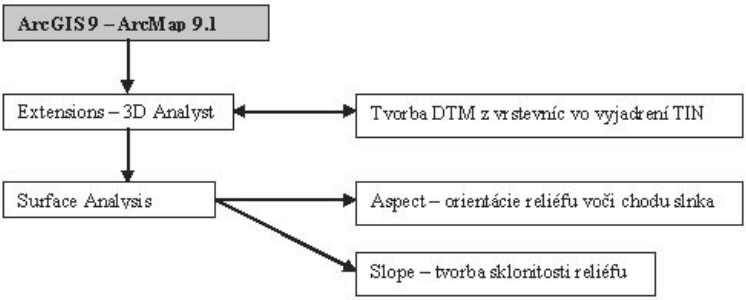
Obr. 1 Svišť vrchovský (Marmota marmota) v Nízkych Tatrách (lokalita Dereše), jún 2006, Foto Peter Bačkor
Fig. 1 Marmot (Marmota marmota) in the Nízke Tatry Mts., Photo by Peter Bačkor

K pôvodnosti svišťa v Nízkych Tatrách sú rôzne názory. Feriancová-Masárová & Hanák (1956) a Randík (1972) tvrdia, že svišť je nepôvodný druh. Opak tvrdia Jamnický (1977; 1999) a Okáli (1998), že sa autochtónne vyskytuje iba v oblasti Ďumbiera. Neuvádzajú však o aký poddruh svišťa ide. Či patrí k poddruhu tatranskému alebo k alpskému. Štollmann (1993) dokonca uvažuje o tom, že vo východnej časti Nízkych Tatier (Kráľovohoľské) sa svišť vyskytoval, ale bol vyhubený pastiermi. V súčasnosti sa svišť v Ďumbierskych Tatrách vyskytuje v glaciálnych karoch, záveroch dolín a priľahlých svahoch hlavného hrebeňa Nízkych Tatier. Hrubé ohraničenie je od kóty Ďurková po kótu Štiavnica, s južnou rázsochou Skalky a severnou rázsochou Bôru. Najsevernejší výskyt je v závere doliny Mošnica, najjužnejší výskyt vo Vidličkách (Vajskovská dolina). Podľa Brtka (Brtko 1974) sa svišť v minulosti vyskytoval aj na Prašivej (Veľká Chochuľa) a Latiborskej holi. Rozšíreniu svišťa v Nízkych Tatrách sa venovala malá pozornosť. Aktuálne ochranárske problémy stručne zhrnul vo svoje práci Urban (2002). Ondruš et al. (2003) vypracoval Program záchrany, kde podrobnejšie načrtol aktuálne poznatky o svišťovi na Slovensku, Nízke Tatry nevynímajúc. Svetláková (2001) spracovala početnosť a rozšírenie svišťa v Kráľovohoľských Nízkych Tatrách vo svojej diplomovej práci.

Táto práca by mala priniesť jasnejší podhľad na rozšírenie a početnosť svišťa v Ďumbierskych Nízkych Tatrách. Je prvá časť z trojdielnej série mapovania svištích kolónií pomocou moderných GPS a GIS technológií.

Materiál a metodika

Zber dát sa uskutočnil v roku 2006. Pri vypracovaní sme sa z časti pridržali metodiky Ballo & Sýkora (2005), ktorý začali podobný výskum v Západných Tatrách v roku 2004. Niektoré časti metodiky boli modifikované vzhľadom na geomorfologické a prírodné danosti skúmaného územia. Skúmané územie sa nachádza v centrálnej časti Nízkych Tatier – Ďumbierske Nízke Tatry, podcelok Ďumbier (Mazúr & Lukniš 1986). Záujmová oblasť predstavuje veľhorský až glaciálno-hôlny reliéf, miestami zasahuje vysočinový podhôľny reliéf (Mazúr et al. 1980). Klimaticky územie spadá do chladnej až studenej oblasti, s priemernými zrážkami nad 1.200 mm za rok (Lapin et al. 2002). Vymedzenie nie je presne dané, nakoľko samotný výskum určí veľkosť územia, resp. rozšírenie svištích kolónií. Prvá fáza zahŕňala mapovanie v týchto lokalitách: Ďurková (záver Šifrovej a Špíglovej doliny, centrálny žľab do Magurky), Mestská hoľa (Javorina), chrbát Chabenca (Baraniar, Predajnianska hoľa, Solisko), Chabenec (Veľká dolina), Východné Chabenecké sedlo (záver Lomnistej doliny), Kotliská (Predné a Zadné Litvory, záver Vajskovskej doliny, Zadná dolina), Skalka (Bôrovie, Zadný úplaz, Smrečiny), Žiarska hoľa (Bosorky), Krížske sedlo (Mlynice). Evidencia zameraných nôr začína od poradového čísla (č.1 od západu na východ). Zaznamenávali sme tieto atribúty: štvorec DFS, názov kolónie, súradnice (geografický dátum WGS 84 v šesťdesiatkovej sústave), nadmorskú výšku, stručný opis kolónie [kompozícia v teréne, poloha, charakteristické znaky, vegetácia, maximálne zaznamenaný počet spozorovaných jedincov, sklon (0–7°, 7–15°, 15–25°, 25–35°, 35–45°, 45° a viac) a orientácia (pozri odstavec GIS), rozloha a akčný rádius], katastrálne územie, stupeň ochrany prírody a krajiny, počet nôr (z toho: materské, neobsadené), celkový odhad populácie]. Rozloha kolónie bola určená ako opisný polygón všetkých nôr, ktorý zodpovedal umiestneniu nôr v teréne (vyjadrená v ha). Akčnému rádiu zodpovedala maximálna vzdialenosť, kde boli pozorované svište, resp. ich pobytové znaky. Pri definícii kolónie a rodiny sa prikláňame k metodike Haláka (Halák 1984). Za materskú noru sme považovali noru, ktorá zodpovedala týmto atribútom: veľké nahromadenie pôdneho substrátu pred norou, t.j. výhraby, rastlinné zvyšky zo zimnej výstelky, zvyšky po zimnej upchávke, pozorovaná samica s mláďatami. Za neobsadenú noru sme považovali noru so zarastajúcim vchodom, okolie nory nebolo porušené aktivitou svišťa, napr. žiadne výhraby, prerastajúca vegetácia cez vchod. Pre zameriavanie sme použili prístroj GPS Trimble.



Obr. 2 Postup tvorby jednotlivých čiastkových morfometrických veličín v GIS
Fig. 2 Practise of creating some individual morphmetric data in GIS background

Metodika pre GIS bola spracovaná a vychádzala z Digitálnych Terénnych Modelov (ďalej len „DTM“). DTM tvorilo množinu polohovo určených údajov o nadmorskej výške. Základnú množinu týchto ukazovateľov tvoril sklon a orientácia voči svetovým stranám a formy georeliéfu, resp. krivosti (obr. 2). Analýzy GIS vychádzali v konštrukcii izotangentov – čiar rovnakého uhla orientácie, resp. smerových frontov, ktoré spájajú body s rovnakou orientáciou reliéfu. Pre potreby charakterizovania modelového územia z hľadiska expozície boli vytýčené základné kategórie orientácie S, J, V, Z, resp. ich logické kombinácie (Miklós et al. 1997).

V práci uvádzame len sumár rozšírenia svišťa v danej lokalite, t.j. polohu nôr (stred kolónie), počet nôr, nadmorskú výšku, sklon, orientáciu nôr a rozlohu kolónie. Pre obsažnosť ostatných dát neuvádzame ostatné charakteristiky. Pri kompletnom zosumarizovaní a zameraní nôr v Nízkych Tatrách bude vypracovaná záverečná práca so všetkými spomínanými atribútmi.

Charakteristika sledovaného územia

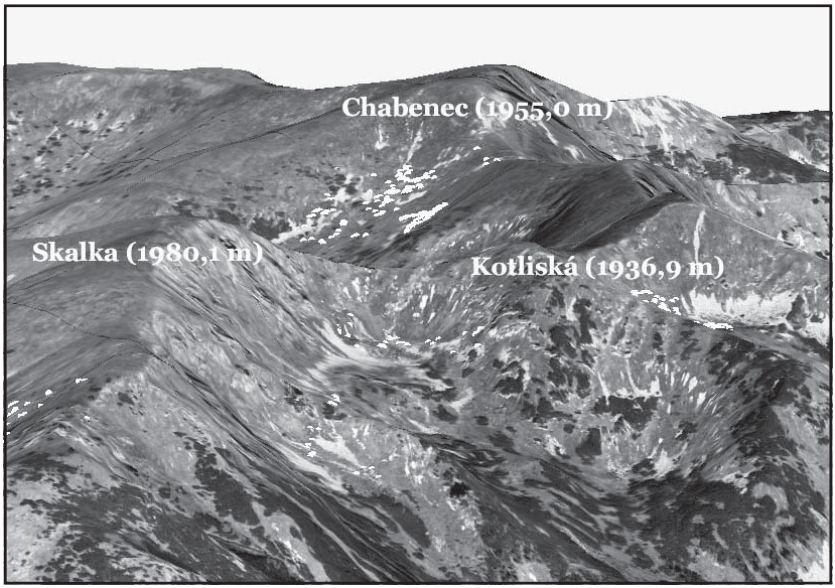
Biotop svišťa sa nachádza v subalpínskom až alpínskom vegetačnom stupni so znakmi glaciálnej erózie, čomu zodpovedá aj zastúpenie flóry a fauny. Severné steny sú tvorené skalnými stenami a platňami, naproti tomu južné svahy sú hôľneho charakteru s ojedinelým výskytom skalných útvarov. Smrek obyčajný *(Picea abies)*, jedľa biela *(Abies alba)* s prímesou buka lesného *(Fagus silvatica)* tvoria dominantné drevinové zloženie. Na hornej hranici lesa rastie jarabina vtáčia *(Sorbus aucuparia)*, ďalej kríčkovité formácie brusnice čučoriedkovej *(Vaccinium myrtillus)*, brusnice obyčajnej *(Vaccinium vitis-idaea)* a rastlín soldanelky uhorskej *(Soldanella hungarica)*, metlušky krivolakej *(Avenella flexuosa)*, smlzu chĺpkatého *(Calamagrostis villosa)*, plavúň – chvostníka jedľového *(Huperzia selago)* a iné. Nad hornú hranicu lesa prevažne vystupuje borovica horská *(Pinus mugo)*, jarabina vtáčia *(Sorbus aucuparia)*, niekde aj s prímesou jelše zelenej *(Alnus viridis)*, napr. v závere Vajskovskej doliny. Na miestach, kde sa kedysi páslo, resp. boli košiare, rastie vo väčších množstvách štiavec alpský *(Rumex alpinus)*. Za zmienku stojí aj umelé vysadenie stanovištne nepôvodnej dreviny - borovice limby *(Pinus cembra)* vo Vajskovskej doline a v okolí lokalít Kosodrevina, Válovy, Morka. Na chudobnom pôdnom substráte rastú subalpínske až alpínske druhy, napr. ostrica tmavá *(Carex atrata)*, ostrica vždyzelená *(Carex sempervirens)*, kamzíčnik Clusiov *(Doronicum clusii)*, kuklík horský *(Geum montanum)*, horec bodkovaný *(Gentiana punctata)*, podbelica alpínska *(Homogyne alpina)*, chlpaňa gaštanová *(Luzula alpinopilosa)*, nátržník zlatý *(Potentilla aurea)*, poniklec biely *(Pulsatilla alba),* silenka bezbyľová *(Silene acaulis)*, vŕba sliezska *(Salix silesiaca)* a i.

Živočíšstvo je charakterizované druhmi horských ekosystémov. V subalpínskom stupni sa vyskytuje z obojživelníkov skokan hnedý *(Rana temporaria)*, z plazov jašterica živorodá *(Lacerta vivipara)* a vretenica severná *(Vipera berus)*. Avifauna je zastúpená tetrovom hôľniakom *(Tetrao tetrix)*, vrchárkou červenkavou *(Prunella collaris)*, ľabtuškou vrchovskou *(Anthus spinoletta)*, krkavcom čiernym *(Corvus corax)*, žltochvostom domovým *(Phoenicurus ochruros)* a i. Subalpínsky až alpínsky vegetačný stupeň je lovným biotopom orla skalného *(Aquila chrysaetos)*, sokola lastovičiara *(Falco subbuteo)* a sokola myšiara (*Falco tinnunculus)*. Z cicavcov sú to typické druhy: kamzík vrchovský tatranský *(Rupicapra r. tatrica)*, svišť vrchovský *(Marmota marmota)*, hraboš snežný tatranský *(Chionomys nivalis mirhanreini)*. V záveroch dolín, resp.

v celom hrebeňovom úseku Nízkych Tatier sa pravidelne vyskytujú rys ostrovid *(Lynx lynx)*, vlk dravý *(Canis lupus)* a medveď hnedý *(Ursus arctos)*.

Výsledky

Celkovo bolo zameraných 500 nôr v trinástich kolóniách, ktoré sa nachádzajú vo vymedzenom území. Z toho tri kolónie môžeme považovať za neobývané, resp. vyhynuté: Solisko, Chabenec sedlo sever a Kotliská predné vzadu. Zoznam nôr a časť sledovaných atribútov sa nachádza v tabuľke 1. Najviac nôr sa nachádza v kolónii Chabenecké sedlo – Lomnistá dolina, kde bolo celkove zameraných 160 nôr. Nie je to konečný počet, nakoľko aktivita svišťov v hrabaní nových nôr bude pokračovať, keďže ide o pudovú záležitosť. Naopak kolónia s najmenším zastúpením sa nachádza pod východným Chabeneckým sedlom (8) a v masíve Mestskej hole pod názvom Solisko (8). Najzápadnejšia žijúca kolónia sa nachádza pod kótou Ďurková (1749,8 m n.m.). Priemerná nadmorská výška všetkých nôr je 1664,078 m n.m. Najvyššie položená je kolónia Skalka Lomnistá dolina s nadmorskou výškou 1848,160 m n.m. Kolónia vyskytujúca sa v závere Vajskovskej doliny, resp. pod Krížskym sedlom má v nadmorskú výšku 1660,070 m n.m. a je zatiaľ najnižšou zameranou kolóniou. Čo sa týka sklonu najviac nôr (n = 217) sa nachádza v sklone od 25°–35° s percentuálnym zastúpením 43,3 %. Potom nasleduje 33,8 % (n = 169) v sklone 15°–25° a 16,4 % (n = 82) sklon 35°–45°. Najmenšie percentuálne zastúpenie majú tieto sklony 7°–15° (n = 15) 3 %, ďalej 45° a viac (n = 11) s 2,2 % a 0°–7° (n=6) s 1,2 %. Chabenec sever, Skalka Lomnistá dolina a Skalka vidličky 1,2 patria medzi kolónie v strmých sklonoch 45° a viac. Na opačnej strane kolónia Chabenecké sedlo Lomnistá dolina (obr. 3) je najplytšia, kde až 63,12 % (n = 101) nôr sa nachádza v sklone 15°–25°.



Obr. 3 Vzadu pohľad na najväčšiu kolóniu svišťov Chabenecké sedlo – Lomnistá dolina
Fig. 3 Behind of view is situated the biggest marmot society Chabenecké sedlo – Lomnistá valley

Tab. 1 Prehľad zameraných nôr
Table 1 View of marmot burrow and their monitored attributes

P.č. ID	**Poloha** Position	**Počet nôr** N. burrow	**N.výška[1] (m)** Elevat. (m)	**Sklon[2]** Slope	**Orientácia[3]** Aspect	**Rozloha (ha)** Area (ha)
1.	48.55.47,68 19.27.21,42	32	1.694,135	25°-35° (71,9)	JZ (90,6)	1,528
2.	48.56.16,42 19.28.13,71	8	1.736,907	25°-35° (50)	S (75)	0,286
3.	48.56.16,27 19.28.16,34	22	1.715,508	15°-25° (60)	SZ (95,6)	1,045
4.	48.56.39,48 19.29.46,93	15	1.740,602	35°-45° (73,3)	SV – (86,7)	1,653
5.	48.56.30,01 19.30.08,79	8	1.763,723	35°-45° (37,5)	S – (62,5)	0,784
6.	48.56.17,30 19.30.00,42	160	1.753,182	15°-25° (63,1)	J – (48,1)	8,644
7.	48.55.45,73 19.30.52,97	44	1.848,160	25°-35° (48,7)	SZ – (54,4)	1,191
8.	48.55.54,32 19.31.16,66	42	1.734, 685	25°-35° (38,1)	V – (31)	0,318
9.	48.55.41,27 19.31.46,13	13	1.665,482	25°-35° (84,6)	V – (69,2)	0,706
10.	48.55.16,66 19.31.57,76	22	1.709,956	35°-45° (72,7)	JZ – (79,1)	2,770
11.	48.55.23,09 19.31.48,30	21	1.778,712	25°-35° (90,5)	JZ – (79,1)	spolu s 10.
12.	48.56.14,76 19.31.15,77	54	1.766,036	35°-45° (44,4)	V – (70,4)	0,694
13.	48.56.32,97 19.31.49,79	63	1.660,070	25°-35° (55,6)	J – (93,7)	1,456

Vysvetlivky / Annotations:
ID: 1. Ďurková, 2. Solisko, 3. Mestská hoľa, 4. Chabenec sever, 5. Chabenec sever sedlo, 6. Chabenecké sedlo – Lomnistá dolina, 7. Skalka – Lomnistá dolina, 8. Kotliská predné, 9. Kotliská predné vzadu, 10. Skalka vidličky 1, 11. Skalka vidličky 2, 12. Kotliská zadné, 13. Kotliská zadné pod Krížskym sedlom
[1] priemerná nadmorská výška v kolónii; mean altitude in the marmot society
[2] maximálny sklon nôr v kolónii v percentuálnom vyjadrení; maximum slope in the society (in %)
[3] zastúpenie dominantnej orientácie v percentuálnom vyjadrení; maximum aspect in the society (in %)

Pri rozbore orientácie sa najviac nôr nachádza v južnej orientácii s 30,4 % (n = 152), potom nasleduje juhovýchod s 19,2 % (n = 96), ďalej juhozápad s 14 % (n = 70). Medzi typické južné kolónie možno považovať Kotliská zadné pod Krížskym sedlom, kde až 59 nôr sa nachádza v južnej orientácii (93,7 %) a Chabenecké sedlo – Lomnistá dolina, 77 nôr (48,1 %) s južnou orientáciou. V celkovom hodnotení orientácie je ďalej so 12,4 % (n = 62) orientácia východná, severozápadná s 9,6 % (n = 48), severovýchodná s 6,6 % (n = 33). Kolónie Kotliská predné, Kotliská predné vzadu a Chabenec sever sa nachádzajú vo východných, resp. severovýchodných orientáciách. Zvyšné orientácie sú: západ s 3,2 % (n = 16) a sever s 1,2 % (n = 6). Zaujímavou orientáciou je rovina, ktorá sa vyskytuje s 3,4 % (n = 17). Do tejto kategórie patria nory, ktoré sa vyskytujú

na relatívnej rovine, napr. vrcholová časť hlavného hrebeňa alebo rovina na spodku glaciálneho karu. Sem patria úkrytové nory v kolónii Mestská hoľa, Skalka – Lomnistá dolina a Kotliská zadné. Medzi najväčšie kolónie čo do plošnej rozlohy premietnutej na pôdorys všetkých zameraných nôr patrí Chabenecké sedlo – Lomnistá dolina s rozlohou 8,644 ha, potom nasleduje Skalka vidličky 1 a 2 s rozlohou 2,770 ha, a kolónia Ďurková s rozlohou 1,528 ha. Najmenšia kolónia je kolónia Solisko s rozlohou 0,286 ha, ktorá je v súčasnosti vyhynutá. Rozloha všetkých zameraných nôr vo vymedzenom území je 21,077 ha. Priemerná rozloha kolónie predstavuje 1,756 ha.

Diskusia

Svišťovi v Nízkych Tatrách sa nevenovalo mnoho autorov. Zatiaľ neboli publikované práce, ktorá pojednávajú o rozšírení a výskyte svišťa v centrálnej časti Nízkych Tatier. V tejto kapitole sa budeme opierať o strohé a čiastkové informácie, ktoré boli spomínané v týchto prácach (Brtko 1974, Ballo 2002, Ondruš et al. 2003). Výnimku tvoria práce zaoberajúce sa hlavne pôvodnosťou (pozri tiež Jamnický 1997, 1999, Okáli 1998) avšak to nie je predmetom tejto práce, preto sa nebudeme o nich zmieňovať. Z najnovších prác treba spomenúť Karča (Karč 2006), ktorý podrobne mapuje situáciu svišťa v Ďumbierskych Nízkych Tatrách. Zistil 61 kolónií. Väčšinou len na základe historických, resp. vlastných poznatkov. Za najstaršiu lokalitu výskytu svišťa v Ďumbierskych Nízkych Tatrách považuje Brtko (1974) kolóniu na Veľkej Chochuli, resp. Prašivej, kde odhaduje početnosť na 10 – 17 svišťov. Tak isto udáva aj približnú výmeru kolónie 1,5 až 2,0 ha. Aj Ballo (2002) sa zmieňuje o tejto kolónii, kde opisuje neznámeho autora, ktorý spomína svišťov na Prašivej a obyvatelia obce Hiadeľ ho volajú hvizdákom. Ako uvádzajú Karč & Radúch (2002) svište sa tu vyskytovali, čoho dôkazom je aj opísaná migrácia z tejto lokality v rokoch 1964 – 1966, kde pastiersky pes chytil svišťa v Starohorských vrchoch pri kóte Zvolen (1402,5 m n.m.) nad dedinou Donovaly. Karč (2006) spomína kolóniu v závere Jasenianskej doliny, resp. v dolinke Husárka. Vraj sa tam v minulosti vyskytovali svište. Ondruš et al. (2003) považuje v súčasnosti tzv. Prašiveckú kolóniu na základe dôsledného prieskumu za nezvestnú. Zaujímavé údaje podáva ešte Brtko (1974), uvádza, že iná „kolónia sa vyskytuje na Latiborskej holi (1643,0 m n.m.) v oblasti Chabenca“. Ďalej píše, že tu trvale žije asi 5 – 10 svišťov. Problém je v presnej polohe kolónie, nakoľko Latiborská hoľa je vzdušnou čiarou vzdialená od Chabenca asi 6 km. Predpokladáme, že ide o tú istú kolóniu či spomína Karč (2006). Medzi nepotvrdené, neoverené a zaniknuté kolónie zaradil Ondruš et al. (2003) ešte aj kolóniu na Košarisku (1694,5 m n.m.). Naskytá sa otázka. Existovali ešte aj kolónie na Latiborskej holi, resp. v doline Husárka a Košarisku? Ak áno, zodpovedalo by to tomu, že svišť sa kontinuálne vyskytoval po celom hlavnom hrebeni Ďumbierskych Nízkych Tatier. Môžeme konštatovať, že sa určitosťou vyskytoval, čoho dôkazom sú práve spomínané historické údaje. Príčiny zániku týchto kolónií možno hľadať v postupujúcej sukcesii rastlinných spoločenstiev, hlavne zarastaním borovice horskej (Pinus mugo) a následnej fragmentácii biotopu svišťa. K tomuto tvrdeniu sa prikláňa aj Karč & Radúch (2007). Brtko (1974) uvádza, že kolóniám najviac škodí pasenie dobytka. V posledných piatich rokoch sa pasenie vykonáva iba v priestore Zámotskej hole (1612,2 m n.m.). Ide o jalovinu, ktorá sa pasie v priestore Latiborská hoľa – Zámotská hoľa. V súčasnosti je najzápadnejším výskytom svišťa kolónia na Ďurkovej. Táto kolónia však nie je ohrozená pasením. Na základe terénnych priesku-

mov predpokladáme, že kolónie na Prašivej, Košarisku a Latiborskej holi sú nezvestné a všetko naznačuje tomu, že sú asi vyhynuté. Karč (2006) uvádza na severnej strane 11 kolónií a na južnej strane 9 kolónií v našom skúmanom území. Spolu teda 20 kolónií. V súčasnosti môžeme tvrdiť, že niektoré kolónie už neexistujú a pravdepodobne vyhynuli. Jedná sa o tieto kolónie: Dolina Patočiny (2), Dolina Banskô (1), Dolina Ďurková (3) a Jasenianska dolina (1). Spolu teda už neexistuje 7 kolónií. Príčinou môžu byť už vyššie spomenuté prirodzené faktory. Možno treba ešte spomenúť, počty kolónií, ktoré uvádza Ondruš et al. (2003). V programe záchrany svišťa vrchovského uvádza pre Nízke Tatry 46 kolónií z toho 21 kolónií v Kráľovohoľskej časti a 25 kolónií v Ďumbierskych Nízkych Tatrách. Karč (2006) uvádza v Ďumbierskych Nízkych Tatrách 61 kolónií. Počíta však aj s vyhynutými, resp. nezvestnými. Nakoľko v roku 2007 bolo zameraných už 26 kolónií (životaschopných aj nezvestných) je toto číslo značne podhodnotené (priestor Ďurková – Dereše). Odhadujeme, že celkový počet kolónií v Ďumbierskych Nízkych Tatrách presiahne číslo 50 mimo priestoru Veľká Chochuľa – Ďurková, kde Karč (2006) uvádza 5 kolóni

Záver

V roku 2006 sa uskutočnila prvá časť pasportizácie svištích kolónií v Ďumbierskych Nízkych Tatrách, kde bolo zmapované rozšírenie svišťa vrchovského za pomoci GPS a GIS technológií. V príspevku prinášame stručnú správu z výsledkov. Celkovo bolo zameraných 500 nôr v trinástich kolóniách. Z toho tri kolónie môžeme považovať za neobývané, resp. vyhynuté: Solisko, Chabenec sedlo sever a Kotliská predné vzadu. V prvej etape sme zmapovali priestor od kóty Ďurková (1749,8 m n.m.) až po záver Vajskovskej doliny. Priemerná nadmorská výška všetkých nôr je 1664,1 m n.m. Najviac nôr (n = 217) sa nachádza v sklone od 25° – 35° s percentuálnym zastúpením 43,3 %. Pri rozbore orientácie sa najviac nôr nachádza v južnej orientácii s 30,4 % (n = 152). Medzi najväčšie kolónie čo do plošnej rozlohy premietnutej na pôdorys patrí Chabenecké sedlo – Lomnistá dolina s rozlohou 8,644 ha. Priemerná rozloha kolónie vo vymedzenom území predstavuje 1,756 ha.

Po skončení tohto prieskumu, by sme mali zodpovedať na základné otázky týkajúce sa rozšírenia, početnosti svišťa (n = kolónií, nôr), preferencie orientácií, sklonu a nárokov na habitatov a iných ekologických atribútov.

Poďakovanie

Na tomto mieste by som chcel veľmi pekne poďakovať recenzentovi za úprimné, a cenné rady a pripomienky k rukopisu.

Literatúra

Blahout M. 1971. Príspevok k bionómii svišťa vrchovského *(Marmota marmota L.)*. — Zborník prác o Tatranskom národnom parku 13: 243-285.

Ballo M. 2002: Svište v Národnom parku Nízke Tatry. — Tatry 2: 10-11.

Ballo P. & Sýkora J. 2005: Monitoring kolónií svišťa vrchovského tatranského *(Marmota marmota latirostris)* v Západných Tatrách – I. úsek (2004). — Naturae Tutela 9: 169-190.

Brtko J. 1974: Svišť vrchovský v Nízkych Tatrách. — Poľovníctvo a rybárstvo 26 (3): 10-11.

Feriancová-Masárová Z. & Hanák V. 1965: Stavovce Slovenska IV – Cicavce. — Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 336 pp.
Halák K. 1984: Metodika zisťovanie početnosti stavu svišťa vrchovského *(Marmota marmota L.).* — Zborník prác o Tatranskom národnom parku 25: 61-66.
Jamnický J. 1977: Pôvodnosť svišťa vrchovského *(Marmota marmota)* v Nízkych Tatrách. — Folia venatoria 7: 298-302.
Jamnický J. 1999: O pôvode nízkotatranských svišťov. — Poľovníctvo a rybárstvo 51 (9): 20-21.
Karč P. & Radúch J. 2002: Poznámka k článku Milana Balla – Svište v Národnom parku Nízke Tatry. — Tatry 2: 11.
Karč P. 2006: Príspevok k poznaniu populácie svišťa vrchovského *(Marmota marmota L.)* v západnej časti Národného parku Nízke Tatry. — Naturae Tutela 10: 79-94.
Karč P. & Radúch J. 2007: Poľovná zver Liptova v historickej retrospektíve. — Pp. 120-122. In: Churí S., Jančovič D., Jaroš F., Karč P., Košecký I., Mráz I., Oško J., Radúch, J., Šagát D., Šramka Š., Vítek P. & Vrlík P. 2007: Poľovníctvo v Liptove. SPZ OO Ružomberok & Liptovský Mikuláš, Ružomberok, 343 pp.
Kratochvíl J. 1961: Svišť horský tatranský, nová subspecies – *Marmota marmota latirostris* ssp. Nova. —Folia zoologica 34 (4): 298-304.
Lapin M., Faško P., Melo M., štastrný P. & Tomlain J. 2002: Klíma Slovenskej republiky. — P. 95. In: Anonymus (ed): Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd. Bratislava: MŽP SR, Banská Bystrica: SAŽP, 344 pp.
Mazúr E., Činčura J. & Kvitkovič J. 1980: Geomorfológia. Mapa v mierke 1:500 000, Atlas SSR, — SAV a Slovenský úrad geodézie a kartografie, Bratislava.
Mazúr E. & Lukniš M. 1986: Geomorfologické členenie SSR a ČSSR – časť Slovensko. — Geografický časopis 30 (2): 101-125.
Miklós L., Krcho J., Hrnčiarová T., Matečný L. & Kozová M. 1997: Morfometrické ukazovatele reliéfu a ich účelnosť interpretácie pre plánovacie procesy. — Banská Štiavnica: Nadácia katedry UNESCO pre ekologické vedomie, Banská Štiavnica, 85 pp.
Okáli I. 1998: K problematike autochtónnosti svišťa vrchovského v Nízkych Tatrách. —Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti 16: 10.
Ondruš S., Gašinec I., Radúch J. & Adamec M. 2003: Program záchrany svišťa vrchovského (*Marmota marmota* Linnaeus 1758). — Program záchrany, Štátna ochrany prírody SR, Banská Bystrica, 27 pp. [Depon. in Správa NP Nízke Tatry].
Randík A. 1972: Svišť vrchovský *(Marmota marmota)*. — Ochrana fauny 6 (2): 46.
Urban P. 2002: Väčšiu pozornosť svišťovi. — Chránené územia Slovenska 52: 14-18.
Somora J. 1954: Svišť horský *(Arctomys marmota L.).* — Ochrana prírody 9 (2): 36-41.
Svetláková D. 2001: Početnosť, rozšírenie a ochrana svišťa vrchovského vo východnej časti Nízkych Tatier. — Diplomová práca, TU Zvolen, 61 pp. [Depon. in Slovenská lesnícka a drevárska knižnica vo Zvolene].
Štollmann A. 1993: Hvizdák horský. — Chránené územia Slovenska 20: 47-48.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 111 - 117

MONITORING KOLÓNIÍ SVIŠŤA VRCHOVSKÉHO TATRANSKÉHO (MARMOTA MARMOTA LATIROSTRIS KRATOCHVÍL 1961) V ZÁPADNÝCH TATRÁCH VÝSLEDKY ZA ROK 2005

MONITORING OF COLONIES OF MARMOTA MARMOTA LATIROSTRIS KRATOCHVÍL 1961 IN THE WESTERN TATRAS MTS. 2005 RESULTS.

Pavel Ballo
Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, Školská ul. 4, SK-031 01 Liptovský Mikuláš; e-mail: ballo@smopaj.sk

Abstract

Results of the second year (2005) of four year´s research on the occurrence of Marmota marmota latirostris Kratochvíl 1961 in the Western Tatras Mts. are given in the paper. Coordinates of all found burrows were obtained by high-accurate GPS data mapper Leica GS20. The all coordinates were put into digital maps. The area among Volovec Mt. and Baníkov Mt. was studied. In total 6813 burrows were found in the area. They form 50 colonies (family groups), 48 of them are inhabited and 2 of them are uninhabited. The biggest inhabited colony was formed by 359 burrows, the smallest one was formed by 49 burrows. Horizontal amplitude of the occurrence of marmots in the studied area is 13300 m and vertical amplitude is 635 m. Both natural and anthropic influences on the occurrence of marmots in the area are discussed.

Key words: Monitoring, GPS, digital mapping, Marmota marmota latirostris, endangered, colony, burrow, Západné Tatry (the Western Tatras Mts.), Slovakia.

Úvod

V roku 2004 bol Slovenským múzeom ochrany prírody a jaskyniarstva zahájený štvorročný výskum výskytu kolónií svišťa vrchovského tatranského (Marmota marmota latirostris Kratochvíl 1961) v Západných Tatrách metódou GPS.

V predkladanom príspevku sú zhrnuté výsledky získané v priebehu druhého roku trvania monitoringu.

Metodika

Monitoring je založený na zisťovaní zemepisných súradníc všetkých nájdených nôr prístrojom GPS LEICA-20. Koordináty nôr boli v teréne zaznamenávané v zemepisnom súradnicovom systéme WGS 84 a následne transformované do súradnicového

systému jednotnej trigonometrickej katastrálnej siete (S-JTSK). GPS dáta a digitálne mapy boli spracované v softvérovej aplikácii ArcView.

Pre monitoring bolo územie Západných Tatier rozdelené na 4 úseky, t.j. časovo na štyri roky (2004 – 2007).

Tab. 1 Prehľad monitorovaných úsekov
Table 1 General plan of four years lasting research

Označenie úseku/roku	*Monitorovaný úsek*
I / 2004	*Sivý vrch – Baníkov, Roháčske plesá*
II / 2005	*Baníkov – Volovec*
III / 2006	*Volovec - Bystrá*
IV / 2007	*Bystrá – Tomanovské sedlo*

Na rozdiel od minulého roku sa monitoringu zúčastnili v roku 2005 dvaja ďalší spolupracovníci Magdaléna Necpálová – študentka a Ing. Martin Horvát – horolezec. Metodika a terminológia (obývaná kolónia, kolónia bez materskej nory, zamurovaná nora, opustená kolónia) bližšie viď Ballo & Sýkora 2006).

Výsledky a diskusia

V druhom monitorovanom úseku Západných Tatier (2005) bolo vyhľadaných a zameraných 6 813 nôr, z toho 46 materských. Celkom bolo zistených 50 kolónií, z toho 46 obývaných s materskou norou, 2 obývané kolónie bez materskej nory a 2 opustené (bývalé) kolónie.

Podľa záznamov digitálneho výškomera bolo v pracovnom dni prekonaných cca 1200 výškových metrov. Z toho v samotných žľaboch, resp. v hrebienkoch, bol pri vyhľadávaní a meraní vykonávaný vertikálny pohyb cca 550 výškových metrov. Počas monitoringu v II. úseku bolo celkovo prekonaných jedným pracovníkom cca 78 000 výškových metrov. Sumarizácia výsledkov za rok 2005 viď Ballo & Sýkora 2006.

Tab. 2 Prehľad kolónií zistených v II. monitorovanom úseku (Baníkov – Volovec)
Table 2 Summary of the colonies found in the area among Baníkov and Volovec

Lokalita	*Nadmorská výška*	*Charakter kolónie*	*Počet nôr*
1. Pod Ráztokou kotlinka východ	*1868*	*obývaná*	*127*
2a) Príslop – juh	*1906*	*obývaná*	*120*
2b) Príslop pod vrcholom	*1996*	*obývaná*	*179*
3a) Baníkovský kar – svah Príslopu	*1805*	*obývaná*	*157*
3b) Baníkov –vrcholová časť	*1996*	*obývaná*	*72*
3c) Pod Baníkovskou Ihlou – západ	*1932*	*obývaná*	*52*
3d) Pod Baníkovskou Ihlou –východ	*1952*	*obývaná*	*49*
4a) Lúčne sedlo – sever	*1990*	*obývaná*	*91*
4b) Lúčne sedlo – juh	*1918*	*obývaná*	*153*
5a) Žľab medzi Hrubou a Treťou kopou	*1968*	*obývaná*	*128*
5b) Kolónia pod Troma kopami	*1 917*	*obývaná*	*206*

Lokalita	*Nadmorská výška*	*Charakter kolónie*	*Počet nôr*
5c) Kolónia Tri kopy pod Terasou	*1770*	*obývaná*	*66*
5d) Prostredný Grúň- západný svah, pod Smutným sedlom	*1852*	*obývaná, bez materskej nory*	*46*
6. Prostredný Grúň – Nohavica – rázsocha – južná kotlinka	*1888*	*obývaná, bez materskej nory*	*72*
7a) Kar pod Nohavicou juh –východný svah	*1916*	*obývaná*	*65*
7b) Kar pod Nohavicou juh – kotlinka centrál	*1916*	*obývaná*	*223*
7c) Plačlivé západný svah	*1881*	*obývaná*	*62*
8a) Plačlivé – južný svah	*1924*	*obývaná*	*184*
8b) Žiarske sedlo pod hrebeňom Smreka	*1845*	*obývaná*	*163*
8c) Smrečianska priehyba, nad prameňom Smrečianky	*1798*	*obývaná*	*341*
9. Pod Smrekom –centrálny žľab – západ	*1791*	*obývaná*	*87*
10a) Glaciálny kar Baranec – sever –smer Smrek –východ	*1802*	*obývaná*	*254*
10b) Glaciálny kar Baranec – sever –západ	*1803*	*obývaná*	*92*
11. Baranec – Bystré nad Lakťom	*1921*	*obývaná*	*68*
12. Baranec, opustená kolónia,centrálny žľab západ	*2053*	*opustená*	*28*
13a) Nad Studničkami, západ pod hrebeňom	*1992*	*obývaná*	*73*
13b) Centrálny žľab Baranca – Studničky	*1916*	*obývaná*	*215*
13c) Pod Mládkami- západ – Brišné	*1867*	*obývaná*	*106*
13d) Pod Mládkami – východ – Brišné	*1904*	*obývaná*	*149*
14a) Pusté západ	*1744*	*obývaná*	*287*
14b) Pusté východ	*1727*	*obývaná*	*86*
14c) Svah Smreku do Pustého	*1873*	*obývaná*	*83*
15a) Pod vrcholom Smreka – Jamnícka – vyššie	*2016*	*obývaná*	*82*
15b) Pod vrcholom Smreka – Jamnícka– nižšie	*1854*	*obývaná*	*67*
15c) Smrek žľab východ	*1702*	*obývaná*	*86*
16a) Nad Záhradami v hrebienku do Jamníckej	*1818*	*obývaná*	*173*
16b) Pod Žiarskym sedlom, Jamnícka, nad Záhradami – juh	*1862*	*obývaná*	*220*
16c) Pod Žiarskym sedlom, Jamnícka, nad Záhradami – sever	*1863*	*obývaná*	*173*
17a) Plačlivé východný svah južná kolónia	*1867*	*obývaná*	*123*
17b) Plačlivé východný svah severná kolónia	*1875*	*obývaná*	*73*
18. Rázsocha O. Roháča do Jamníckej doliny	*1786*	*obývaná*	*76*
19. Vstupný areál nad križovatkou do Smutnej doliny	*1547*	*obývaná*	*359*

Lokalita	*Nadmorská výška*	*Charakter kolónie*	*Počet nôr*
20. Pod Nohavicou nad Smutnou dolinou – sever	*1833*	*obývaná*	*239*
21a) Pod Smutným sedlom	*1907*	*obývaná*	*208*
21b) Záver, kar Smutnej doliny, východný svah Turne	*1988*	*obývaná*	*139*
21c) Záver Smutnej doliny, kar – centrál	*1964*	*obývaná*	*225*
21d) Záver Smutnej doliny, kar – dno	*1820*	*obývaná*	*187*
22. Východný žľab Zadné Zelené	*1910*	*obývaná*	*195*
23. Nad Veľkým Roháčským plesom	*1630*	*opustená*	*41*
24. Nad Štvrtým Roháčským plesom, vo svahu Zadného Zeleného	*1745*	*obývaná*	*64*

Zhodnotenie poznatkov o monitorovaných kolóniách

Úsek Západných Tatier, v ktorom bol realizovaný monitoring kolónií svišťa vrchovskeho tantranského *(Marmota marmota latirostris)* v roku 2005, sa nachádza v centrálnej časti Roháčov. Má tvar podkovy, otvorenej k juhozápadu, v jej strede sa tiahne Žiarska dolina. Dĺžka celého II. úseku je 13300 m, čo predstavuje aj areál celkového rozšírenia svišťov v hlavných hrebeňových častiach v II. úseku (amplitúda horizontálneho rozšírenia svišťov v úseku Baníkov – Volovec je 45400 m, Baníkov – Ráztoka 2800 m a Plačlivé – Brišné pod Mládkami v južnej rázsoche Baranca 5100 m).

Najvyššie položená nora bola zistená v nadmorskej výške 2131 m n.m. (kolónia 3b, súradnice nory: X: 372 953, 9807; Y: 1 180 212, 6954). Najnižšia nora bola zameraná v 1496 m n. m. (kolónia 19, súradnice nory: X: 369 845, 0552; Y: 1 179 548, 2576), amplitúda vertikálneho rozšírenia svišťov obývaných kolónií v II. úseku je teda 635 m.

Najpočetnejšou kolónou s materskou norou je s počtom nôr 359 kolónia nad križovatkou do Smutnej doliny (č. 19), druhá najpočetnejšia kolónia s materskou norou bola zistená nad prameňom Smrečianky (kolónia č. 8c, 341 nôr). Najmenej početná kolónia s materskou norou mala 49 nôr (kolónia č. 3d pod Baníkovskou Ihlou – východ). V najsilnejšej obývanej kolónií bez materskej nory bolo 72 nôr (kolónia č. 6). Najmenej početná obývaná kolónia bez materskej nory bola zistená na západnom svahu Prostredného Grúňa pod Smutným sedlom (kolónia č. 5d, 46 nôr). Celkovo najmenšie boli dve opustené kolónie, a to v centrálnom žľabe Baranca (kolónia č. 12, 28 nôr) a nad Veľkým Roháčským plesom (kolónia č. 23, 41 nôr).

Migračné cesty a koridory svišťov boli zmapované vrstevnicovo v priemerných nadmorských výškach (1850 – 1890 m n.m.) vďaka meraniam systémom GPS (zber koordinátov a následné zobrazenie na digitálnych mapách). V I. úseku (2004) bol objavený medzidolinový komunikačný koridor dlhý cca 3300 m (Ballo & Sýkora 2005). V II. úseku (2005) je charakter prepojenia medzi kolóniami iný: existuje tu viac kratších prepojení medzi susediacimi kolóniami (2a-2b; 3b-20c/2004; 3c-3d; 7a-7b-7c; 8a-8b-8c-9; 10a-10b, 13b-13c-13d; 16a-16b-16c-17a-17b-18; 21a-21b-21c-21d). Charakter prepojenia kolónií je teda skôr plošný ako líniový. Odlišný charakter prepojenia medzi kolóniami je zapríčinený odlišnou konfiguráciou terénu v I. a II. úseku. Homogénnejší je II. úsek, vlastne je to podkova kopírujúca orografický celok Žiarskej doliny, zatiaľ čo v I. úseku kolónie lúčovite vybiehajú z hlavného hrebeňa.

V areáli svišťov v Žiarskom sedle s nameraným počtom 1588 nôr v desiatich koló-

niách (7c, 8a, 8b, 8c, 16a, 16b, 16c, 17a, 17b, 18) bolo náročné lokalizovať teritóriá jednotlivých kolónií. Kolónie sa navzájom prekrývajú. Ako hranice teritórií sa považovali hrebienky určené vrstevnicami v digitálnej mape. Najhustejšie sú osídlené prepojené kolónie č. 8a-8b-8c, 16a-16b-16c, 17a. Bolo tu zistených celkom 1377 nôr vrátanie siedmich materských.

Na výskyt svišťov v Západných Tatrách majú vplyv prirodzené aj antropické faktory. K najdôležitejším prirodzeným faktorom patrí predovšetkým ohrozovanie predátormi a klimatické anomálie. Pri výskume v každom pracovnom dni bola pozorovaná stála prítomnosť orla skalného *(Aquila chrysaetos)*. Orol skalný v skúmanom úseku bol zistený ako hlavný predátor svišťov. Morfológia terénu Západných Tatier predurčuje vytváranie termických prúdení vhodných pre let orla skalného, čo bolo zistené na základe niekoľkoročného výskumu. Loviská orla – kolónie svišťov – sú aj v exponovaných turbulentných žľaboch a v záveroch dolín (Ballo 1997). Každý monitorovací deň svišť väčšinou zo svojho vyhliadkového miesta pri spozorovaní orla vydal modulovane krátky „useknutý“ hvizd. Toto varovné upozornenie na predátora platilo veľakrát nielen pre kolóniu, odkiaľ svišť vydal varovný signál, ale aj pre ostatné kolónie v kare. Všetky zistenia o tomto predátorovi sú uvedené v charakteristikách jednotlivých kolónií a v tabuľke č. 3. Po 10. októbri 2005 (zazimovaní svišťov) ešte tri dni bola pozorovaná prítomnosť orla skalného v biotopoch svišťov. Potom bol pozorovaný len pri preletoch za potravou do podhoria. Pobytové stopy ostatných predátorov (rys, líška) boli v skúmanom biotope zistené strážcami TANAP-u. (kolónie 17a; 17b; 18).

Krkavec ako predátor bol pozorovaný pri útokoch kde mladé svište za prítomnosti dospelých nenaznačovali únik do bezpečia. Dospelé svište pritom vydávali smerom na krkavce len typicky modulované „hnevlivé“ pískanie.

V dvoch lokalitách úseku boli v júli objavené nevyhrabané zamurované nory – 3a a 10a. Svište neprežili obdobie hibernácie – zimu 2004-2005. Úhyn v týchto norách bol zapríčinený možno chorobou alebo vymrznutím zimovacieho hniezda. Z tohto dôvodu bol výskum predĺžený do záveru roku 2005 a začiatku roku 2006.

Po skončení 4. stupňa lavínového nebezpečenstva boli zisťované a dokumentované lavínové odtrhy vo svišťom biotope. V jednotlivých kolóniách úseku vieme s veľkou presnosťou miesto hibernácie svišťov. Kontrolou kolónie 3a (Baníkovský kar – svah Príslopu) bol zistený dňa 2. januára 2006 v miestach kolónie lavínový odtrh. Základová lavína veľkosti 15 x 30 m obnažila pôdny substrát. Následne v januári 2006 zasiahli územie mrazy. Nový sneh znovu nenapadal, takže stratili snehovú izoláciu v hrúbke 1,5 m. Sledovaný jav môže byť dôvodom, prečo svište môžu vymrznúť a následne uhynúť v zimnej nore, čo v tejto sledovanej kolónii zistené pri letnom výskume.

Pri obhliadkach kolónií, ktoré žijú v lavínových dráhach (začiatkom januára 2006 boli zistené odtrhy lavín: Príslop 2a, 2b, Baníkovský kar 3a, Nohavica 7a). Zistené bolo, že svište si na hibernáciu vyberajú miesta nad tradičnými odtrhmi základových lavín. V skúmaných kolóniách výber miesta hibernácie nie je v hornej odtrhovej dráhe, ktorá obnaží pôdny substrát, ale niekoľko metrov nad prudkou zmenou geomorfológie terénu, kde terén prechádza smerom hore zo strmého do mierneho svahu. V kolónii 7a svište hibernujú v spodnej časti, kde končí lavínová dráha (čelo lavíny). Svište pri jarnom vyhrabávaní vyhrabú sa aj z 5 m vrstvy snehu (41 dní pred započatím výskumu, dňa 30.4. 2005, bola v Baníkovskom kotly zistená 3 m dlhá, šikmo prehrabaná zimná

nora cez snehovú pokrývku; kolónia 3a). Existujú teda tri možnosti výberu miesta hibernácie v kolóniách lavínových svahoch:

- nad tradičnými lavínovými odtrhmi,
- na konci lavínových dráh,
- v lavínovej dráhe (pri odtrhu lavíny a následne silných holomrazoch je nebezpečie vymrznutia hibernujúceho hniezda).

Pri zimnej obhliadke II. úseku bolo vizuálne zistené, že hibernácia prebieha podľa vysvetlení bodov č. 1 a č. 2 (fotodokumentácia v SMOPaJ).

Lavínové svahy, kde hibernujú svište, nie sú z pravidla veľké a dlhé. Vo svišťom biotope v skúmaných dvoch úsekoch sa nevytvárajú veľké lavíny alpského typu, ktoré končia až hlboko v montánnom stupni, kde čelo lavíny presahuje aj 10 m. Skúmané lavíny sú krátke, končia v glaciálnych karoch. Čelo týchto lavín nepresahuje 5 m. Výnimkou je dolina Parichvost a východné svahy Príslopu smerujúce do Žiarskej doliny. V lokalitách sú Strediskom lavínovej prevencie monitorované každoročne lavíny. Kolónie 2a-b tu hibernujú niekoľko metrov nad tradičnými lavínovými odtrhmi.

Z antropických vplyvov je najvýznamnejšia letná turistika od 16. júna až do 31. októbra a skialpinismus. Najväčšie porušovanie návštevného poriadku bolo zisťované permanentne v hrebeňovej časti II. úseku: bivakovanie, výstavba nových bivakov a voľné vodenie psov do alpínskeho stupňa. Dokumentácia je uložená na nosičoch DVD a VHS v SMOPaJ v Liptovskom Mikuláši.

Špecifickým antropickým činiteľom je pytliactvo, ktoré bolo zistené a zdokumentované v kolóniách č. 5c, 8a a 10a. Prehľad zistených negatívnych a pozitívnych vplyvov na výskyt svišťa vrchovského tatranského v II. monitorovanom pozri Ballo & Sýkora 2006.

Záver

Monitorovanie kolónií svišťa vrchovského tatranského *(Marmota marmota latirostris)* v roku 2005 prinieslo aktuálne informácie o výskyte tohto vzácneho glaciálneho reliktu v oblasti medzi Baníkovom a Volovcom s priľahlými rázsochami v Západných Tatrách. Pomocou metódy GPS boli zameriavané zemepisné súradnice všetkých nájdených nôr, ktoré sú podkladom pre tvorbu digitálnych máp. Okrem digitalizácie získaných dát boli urobené videozáznamy a fotografie, dokumentujúce prirodzený biotop svišťa. Harmonogram prác na štvorročnom výskumnom projekte bol dodržaný, v priebehu rokov 2004 a 2005 bola komplexne spracovaná približne polovina územia Západných Tatier smerom od západu k východu.

Na základe analýzy antropických a prirodzených činiteľov vplývajúcich na výskyt svišťov v II. úseku doporučujeme opatrenia:

1. Z dôvodu každoročného nárastu turistického ruchu rozšíriť intenzitu stráženia v areáloch svišťa
2. Obnoviť starý chodník z Ťatliakovho plesa na prvé Veľké Roháčske pleso cez tzv. „tobogan“. Zároveň zrušiť doterajší úsek chodníka Ťatliakovo pleso – križovatka do Smutnej doliny.
3. Upraviť a vyznačiť smer chodníka do Smutného sedla z Malých Závratov pod Nohavicou.
4. Pri uvažovaní o odchyte svišťov na ich introdukciu do iných tatranských lokalít, do-

poručuje sa odchyt v oblasti Žiarskeho sedla, kde bola zistená doposiaľ najväčšia populačná hustota svišťov (10 kolónií: 7c, 8a-c, 16a-c, 17a-b, 18, to je spolu 1588 nôr).

5. Každý monitorovaci deň bola zistená prítomnosť orla skalného *(Aquila chrysaetos).* Jeho záujem bol sústredený na materské nory situované v priemernej výške 1871 m n.m., kde má najväčší predpoklad úspešnosti lovu na subadultných jedincoch. Podľa posledného monitoringu orla v Západných Tatrách početnosť zahniezdení je päť párov na slovenskej strane, jeden pár na poľskej strane (informácia z 27.3. 2006 strážca TANAPu Milan Ballo).
6. Expanzia vŕb, kosodreviny, tiež súvislých porastov vždyzelených trvaliek či vysokosteblových tráv núti svište odchádzať a hľadať si nové lokality. V zarastenom, pre svište neprehľadnom teréne, sa ľahko stávajú korisťou predátorov. Sukcesné zmeny vegetácie môžu byť potenciálnou príčinou redukcie vhodných biotopov pre svišťa, preto je potrebne tieto zmeny monitorovať (Smutná dolina, popod Nohavicu).
7. Pred hibernáciou koncom septembra zvýšiť intenzitu stráženia alpínskeho stupňa (zistené pytliactvo v troch lokalitách II. monitorovacieho úseku).
8. Monitoring svišťov vykonávať aj v zimnom období (zistené súvislosti výskytu lavín s následným úhynom svišťov).

Poďakovanie

Hlavné poďakovanie patrí študentke Magdaléne Necpálovéj z Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, ktorá v rámci vlastného výskumu pre diplomovú prácu svišťov vynaložila mimoriadne úsilie a svoj voľný čas na pomoc pri dokončení II. úseku 2005. Tiež Ing. Martinovi Horvátovi, členovi horolezeckého oddielu JAMES, ktorý spolupracoval pri meračských prácach vo fyzicky náročných terénoch, extrémnym polohách a vyhľadávaní nôr. Ďakujem za informácie získané od zoológa TANAP-u RNDr. Jozefa Radúcha a strážcov príslušných úsekov Jána Bistára, Ing. Pavla Gavláka a Milana Ballu.

Literatúra

Ballo P. 1997. Štúdia letu orla skalného. Naturae tutela 4, 153-160.

Ballo P. & Sýkora J. 2005. Monitoring kolónií svišťa vrchovského tatranského *(Marmota marmota latirostris)* v Západných Tatrách – I. úsek (2004). Naturae tutela 9: 169-190.

Ballo P. & Sýkora J. 2006. Monitoring kolónií svišťa vrchovského tatranského *(Marmota marmota latirostris)* v Západných Tatrách – II. úsek (2005). Naturae tutela 10: 161-187.

Chovancová B. 1993. Súčasná situácia a perspektívy svišťa vrchovského tatranského v Tatranskom národnom parku, In: Zborník z konferencie Malá zver a jej životné prostredie, Košice, 111-116.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 118 - 122

ODKLADANIE MLÁĎAT JELENEJ ZVERI

TEMPORARY ABANDONMENT OF THE RED DEER FAWNS

Jozef Bučko
Národné lesnícke centrum – Ústav lesných zdrojov a informatiky Zvolen, Sokolská 2, SK–960 52 Zvolen; e-mail: bucko@nlcsk.org

Abstract

The paper presents an interesting finding related to hind behaviour in the early stages of fawn raising. The 24-hour telemetric monitoring of the hind in the Poľana Mts. has provided a very detailed insight into the behavioural pattern of the nursing hind, particularly with respect to its daily routine of movements and pasturing cycles. The monitored hind abandoned its fawn in the morning at around 9:30. It then roamed to the northern part of the mountain ridge some 1200 m of air distance from the fawn where she grazed in the valley's end on a successional meadow with full-grown spruce specimens till 16:10 PM. Then she returned to her suckling fawn in a matter of 5 minutes and remained with it till 9:35 AM of the following day. At night, the hind ne ver roamed to the adjacent pastures previously often frequented. One of the possible explanations is that the hind feels the fawn be too weak to be left alone at night. The observed distance, for which the hind roamed in daytime, rules out the possibility of active defence of the fawn in her absence. The hind subjects itself to the risk of losing its fawn to ensure sufficient intake of nutrients for the nursing.

Key words: red deer, suckling, fawn, behaviour, Poľana

Úvod a problematika

Väčšina areálu rozšírenia našej populácie jelenej zveri sa prekrýva s areálmi rozšírenia našich veľkých šeliem - medveďa, vlka a rysa. Naše populácie uvedených predátorov sú plne životaschopné a nefungujú len na posledných malých refúgiách, ako je to v niektorých štátoch západnej Európy. Predačný tlak, ktorý vyvíjajú, je teda pre početnosť ich potenciálnej koristi významným limitujúcim faktorom. Aj v dnešnej dobe plne fungujúci vzťah medzi veľkými šelmami a ich korisťou vytvára určitú osobitosť a jedinečnosť nášho územia a svedčí najmä o zachovalosti prírodného prostredia a jeho jednotlivých zložiek.

Koexistencia predátorov a ich koristi v tých istých biotopoch sa prejavuje v určitých zákonitostiach spôsobu života, ktoré väčšinou absentujú v územiach, z ktorých už predátori vymizli. Život jedincov, ktoré musia čeliť neustálemu predačnému tlaku je v porovnaní so životom populácií mimo areálu ich predátorov omnoho náročnejší. Neustála hrozba, že sa stanú potravou predátorov ich núti používať rôzne prevenčné a obranné taktiky ochrany ich životov a životov ich potomstva, či ostatných členov ich sociálnych skupín.

V nasledujúcom príspevku by som chcel prezentovať zaujímavý poznatok zistený u telemetricky sledovanej jelenice na Poľane, počas ranného štádia výchovy jej jelenčaťa. Aj keď sa vo viacerých prameňoch našej literatúry (Bališ 1980, Lochman 1985, Hell et al. 1988) spomína fakt, že jelenia zver (najmä žijúca v areáli veľkých šeliem) odkladá v prvých dňoch po narodení svoje mláďatá, nedočítame sa o tomto antipredačnom správaní väčšinou nič konkrétnejšie. V minulosti totiž chýbala potrebná technika a klasické metódy (napr. pozorovanie, označovanie ušnými značkami a pod.) neumožňovali podrobnejšie poodhalenie niektorých súvislostí pri tejto aktivite, ktorú jelenia zver robí pod určitým rúškom tajomstva. V súčasnej dobe dokážeme u jedincov označených telemetrickým obojkom zisťovať ich momentálnu polohu v teréne, ako aj to, či sú aktívne alebo odpočívajú (prípadne aj niektoré ďalšie charakteristiky), čo nám pomáha viacej nahliadnuť do utajovaného súkromia jelenej zveri.

Materiál a metódy

V záujmovom území Chránenej poľovnej oblasti pre jeleniu zver Poľana (CHPO), vytvorenej v Chránenej krajinnej oblasti Poľana – Biosférická rezervácia, prebieha od roku 2003 výskum biológie a etológie jelenej zveri. V rámci neho sa priebežne niektoré jedince vybavili telemetrickým obojkom, ktorý umožňuje sledovať ich polohu a druh momentálnej aktivity (fáza pokoja, fáza ostatných aktivít ako sú pasenie, presun, komfortné správanie a pod.). Pri telemetrickom sledovaní jelenice, bolo náhodne vizuálne objavené jej odložené jelenča. Pre bližšie poodhalenie režimu správania sa jelenice v dobe odkladania mláďaťa, som vykonal 24 hodinové sledovanie jej presunov a pastevných cyklov. Polohu jelenicu som zisťoval z priesečníkov orientovaných uhlov meraných v stupňoch, so známych bodov určených pomocou GPS (s presnosťou ± 3m).

Výsledky

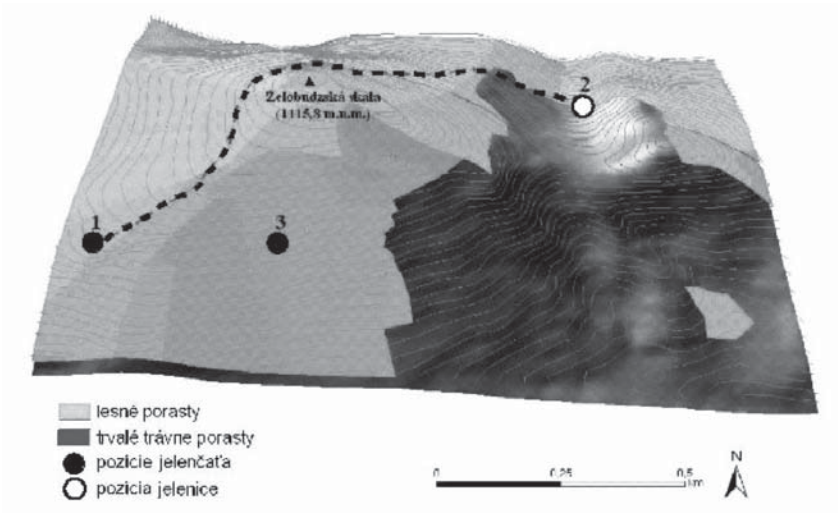
Telemetrické sledovanie jelenice z oblasti Príslopov na Poľane sa začalo dňa 20.6.2006 ráno, približne o 8.00 hod. Jelenica sa nachádzala na J strane hlavného hrebeňa kaldery (bod č. 1), asi 500 m JZ smerom od Želobudzskej skaly (v nadmorskej výške 1025 m n.m.). Jasná obloha spôsobovala hneď od rána výrazné stúpanie teploty. Dve ďalšie telemetricky sledované jelenice, ktoré boli ráno v tejto lokalite, zatiahli zrejme v snahe vyhnúť sa prudkému slnku hneď po jeho východe na severnú stranu hrebeňa. Sledovaná jelenica vykazovala stále aktivitu, ale svoju polohu nemenila až do 9.30 hod, kedy sa začala presúvať po severnej strane hrebeňa do bodu č. 2. Dorazila tam o 10.05 hod. Zaujímalo ma, prečo zotrvala tak dlho na jednom mieste a nezatiahla hneď ráno na chladnejšie severné svahy, ako to robila zvyčajne. Predpokladal som, že to bolo spôsobené zdržaním sa pri nejakom pre jelenicu atraktívnom zdroji potravy. Keď som však vystúpal do daného miesta a začal sa rozhliadať po prípadných pobytových znakoch, ktoré by tu jelenica mohla zanechať, vyskočilo zrazu predo mnou na vzdialenosť asi 25 m jelenča. Rozbehlo sa do blízkej mladiny kde zarazilo. Aj keď sa už vedelo celkom dobre pohybovať, jeho srsť bola ešte tmavá a strapatá. Bolo vidno, že na svete ešte nie je dlho. Miesto, kde ležalo sa nachádzalo v asi 40-50 ročnom zmiešanom poraste bez výraznejšej spodnej etáže. Jelenča prakticky odpočívalo na nekrytom mieste a na svoje maskovanie využívalo najmä svoje sfarbenie. Predpokladal som súvis medzi správaním jelenice a jelenčaťom, a preto som sa presunul na miesta, z ktorých som mohol telemetricky sledovať jej polohu a aktivitu. Jelenica obsadila záver bočnej doliny na sever-

nej strane hrebeňa (obr. 1, bod č. 2). Nachádzala sa v sukcesnom smrekovom poraste, ktorý vytváral prechod medzi lúkou a lesom. Toto miesto zaručovalo jelenici dobrý úkryt pred očami predátorov, príp. človekom, ale zároveň kvalitnú pašu nachádzajúcu sa medzi riedkou smrečinou (obr. 2). Jelenica sa v tej chvíli nachádzala od jelenčaťa vo vzdialenosti približne 1200 m (vzdušnou čiarou). Aj keď je sluch jelenej zveri veľmi dobre vyvinutý, nepredpokladám, že by bola schopná v prípade nebezpečenstva zaregistrovať volanie jelenčaťa ležiaceho z druhej strany hrebeňa. Znamená to, že jelenča bolo pravdepodobne v tomto období ponechané samo na seba, bez možnosti privolať matku v prípade nebezpečenstva. Nasvedčuje tomu aj samotná vzdialenosť, ktorá vylučuje rýchly a účinný obranný zásah matky kvôli času potrebnému na presun.

Prvotné domnienky, že jelenica odišla na severnú stranu oddychovať neboli správne lebo jelenica sa prekvapivo väčšinu času pásla. Pastevná aktivita až na menšie prestávky trvala v priebehu slnečného dňa pod ochranou sukcesných smrekov od 10.05 hod do 16.10 hod. Vysvetľujem si to tým, že klasické nočné pasenie musí v tomto období vymeniť za starostlivosť o ešte ľahko zraniteľné jelenča, ktoré si nedovolí vodiť na otvorené lúčne priestranstvá ani v noci. Tiež tu určite vplýva aj zvýšená spotreba živín a stavebných látok na tvorbu mlieka pre jelenča.

O 16.10 hod sa jelenica v priebehu 5 minút presunula na druhú stranu k jelenčaťu. Od tohto obdobia sa celú noc pohybovala len v poraste okolo miesta, kde som objavil jelenča. V priebehu celej noci nevyšla na blízku lúku, kde sa chodila pásť počas mnohých nocí predtým. To, či jelenča trávilo noc pri jelenici alebo ho jelenica po nakŕmení opäť opustila nemožno s istotou povedať, keďže polohu jelenčaťa som nemohol zisťovať. Ak by sme uvažovali že jelenča s ňou nebolo, môžeme konštatovať, že jelenica sa celú noc nachádzala vo vzdialenosti, z ktorej by mohla prísť jelenčaťu v prípade jeho volania na pomoc.

Druhé ráno sa situácia s oneskoreným presunom jelenice na severnú stranu opako-



Obr. 1 Grafické zobrazenie presunu jelenice
Fig. 1 Graphics of the hind movement

vala skoro v tom istom časovom období. Jelenica sa tento krát zdržiavala oproti včerajšiemu miestu približne 320 m JV smerom. Z daného miesta som ju zahliadol odchádzať o 9.25 hod., to znamená na 5 minút presne tak, ako minulé ráno. Po vzdialení sa jelenice som v tomto mieste opäť natrafil na jelenča (bod č. 3), čo bol dôkaz že uvedené správanie jelenice bolo skutočne spôsobené starostlivosťou o jej mláďa.

Približne o dva týždne (6. 7. 2006) už jelenica chodila v nočných hodinách na pastvu aj s jelenčaťom a cez deň sa od neho nevzďaľovala. Predtým som jelenicu pozoroval tiež 2. mája 2006 v čriede 11 ks jeleníc. V tomto období mala pri sebe aj vlaňajšie jelenča, ktoré ju neustále nasledovalo a držalo sa v jej tesnej blízkosti.

Diskusia

Na obr. 3 z 12.10.2006 sú odfotené spolu sledovaná jelenica s jelenčaťom a aj vlaňajším potomkom. Približne 1,5 roka staré vlaňajšie jelenča, tak isto ako jeho mladší súrodenec, na krmovisku neustále sprevádzalo jelenicu. To poukazuje na to, že jelenča je aj po odlúčení spôsobenom izolovaním sa jelenice počas výchovy mláďaťa opäť naviazané na svoju matku, od ktorej je zrejme ešte značne závislé. Otázkou ostáva, kde odíde vlaňajšie jelenča, príp. ak ostane v určitej skupine zvierat, ktorá jelenica preberie zodpovednosť a starostlivosť oň. Niektoré najnovšie výskumy tiež poukazujú na to, že pri výbere dočasnej opatrovateľky má rozhodujúce slovo najmä samotné ročné jelenča (Bartošová et al. 2006). Druhou otázkou je tiež spôsob, ako ho dokáže jeho vlastná matka po tak dlho strávenom čase v jej blízkosti donútiť, aby ju na obdobie rodenia

Obr. 2 Biotop umožňujúci jelenici pasenie počas dňa
Fig. 2 Habitat supporting hind's daytime grazing

Obr. 3 Sledovaná jelenica so svojím jelenčaťom (foto Marian Šagát)
Fig. 3 Monitored hind with its fawn (photo by Marian Šagát)

mláďat opustilo. Zrejme musí dočasne zmeniť svoju materinskú náklonnosť na agresívnejšie správanie, ktorým dokáže odohnať jelenča z jej blízkosti, alebo má jelenča tieto vlastnosti vrodené a robí ich v rámci vrodeného správania.

Zvýšená pastevná aktivita, ktorú bolo možné zaznamenať u sledovanej dojčiacej jelenice v priebehu dňa, je opisovaná niektorými zahraničnými autormi (Grignolio et al. 2006) aj u danielov a kozorožcov vrchovských. Ich výsledky zdôvodňujú toto zvýšenie najmä tým, že samica odíde s mláďaťom kvôli jeho ochrane do troficky suboptimálneho prostredia. Prísun živín musí potom zabezpečiť intenzívnejším pasením. V našom prípade sa však jelenica nevzdala vysoko úživných miest trvale. Využívala ich v priebehu dňa a zriekla sa ich iba v nočných hodinách, kedy bola v blízkosti jelenčaťa.

Literatúra

Bališ M. 1980. Jelenia zver. Bratislava, Príroda: 159 pp.

Bartošová –Víchová J., Bartoš J., Drábková J., Švecová L., Pluháček J., Kotrba R., Dušek A. 2006. Do red deer (*Cervus elaphus*) grandmothers nurse their grandchildren? Pp. 133. In: Advances in Deer Biology, proceedings of the 6th International Deer Biology Congress.

Grignolio S., Bongi P., Ciuti S., Bertolotto E., Apollonio M. 2006. Behavioural modifications of female ungulates during late pregnancy and early lactation: the casa of fallow deer *Dama dama.* Pp. 131. In: Advances in Deer Biology, proceedings of the 6th International Deer Biology Congress.

Hell et al. 1988. Poľovnícky náučný slovník. Bratislava, Príroda: 146 pp.

Lochman J. 1985. Jelení zvěř. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 129 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 123 - 127

VYUŽITIE AUTOMATICKÝCH KAMIER PRI VÝSKUME A MONITORINGU MEDVEĎA HNEDÉHO *(URSUS ARCTOS)*

IMPLEMENTATION OF CAMERA-TRAPS FOR BROWN BEAR (URSUS ARCTOS) RESEARCH AND MONITORING

Jozef Bučko
Národné lesnícke centrum – Ústav lesných zdrojov a informatiky Zvolen, Sokolská 2, SK–960 52 Zvolen; e-mail: bucko@nlcsk.org

Abstract

Automatic camera systems for research and monitoring of animal species were tested in the pilot area PLA-Biosphere Reserve Poľana in 2007. Testing was primarily focused on gathering data on local population of brown bear. Copious results provided by testing allowed us to assess size and regularity of occurrence of specimens of local population as well as their interspecies and intraspecific relations/interactions. The tested method has proven very effective and suitable especially as a complementary method to telemetry and genetic analyses.

Key words: camera-trap, game spy, bear, behaviour, Poľana

Úvod a problematika

V roku 2007 prebehlo v záujmovom území CHKO Poľana – Biosférická rezervácia (lokalita Príslopy 1100 m n.m.) testovanie automatických kamier pri výskume a monitoringu živočíchov. Práca sa sústredila najmä na získavanie údajov o medveďovi hnedom (*Ursus arctos*). Na základe získaných záznamov sme chceli prispieť k poznaniu početnosti, pravidelnosti výskytu a zákonitostiam medzidruhových a vnútrodruhových vzťahov v tejto lokálnej mikropopulácii.

Metóda automatických kamier je vo svete bežne používanou metódou približne od začiatku 80-tich rokov (Seydack 1984, Griffiths & Van Schaik 1993, Zielinski & Kucera 1995). Využitie našla najmä pri plachých a utajeným spôsobom života žijúcich živočíchoch. Napr. v pohorí Swan Montains, Montana bola pomocou nej monitorovaná populácia medveďa grizly (Mace et al. 1990,1994, Mace & Waller 1997). Ako veľmi efektívna sa tiež ukázala pri sledovaní tigrov v Indii (Karanth 1995), ktoré bolo možné na získaných snímkach dobre medzi sebou rozlíšiť vzhľadom na ich prirodzené pruhovanie.

Automatické kamery vyhotovujú snímky alebo krátke videozáznamy po ich aktivácii pri vstúpení zvieraťa pred objektív. Spúšťanie záznamu je podmienené prerušením laserového lúča, pohybom zvieraťa, jeho telesnou teplotou alebo kombináciou viacerých (napr. pohyb a teplo). Ku každej snímke zaznamenávajú ďalšie charakteris-

tiky, ako napr. dátum, čas, teplotu, fázu mesiaca, príp. GPS polohu. Podľa typu použitej pamäťovej karty môžu uložiť až niekoľko tisíc snímok. Kamery umiestňujeme na pravidelné prechody zveri, k zdrojom potravy a vody, na miesta jej oddychu apod. Výkonný blesk, príp. infračervený žiarič umožňujú robiť záznamy aj počas noci. Pri získaní väčšieho množstva záznamov môžeme jednotlivé zaznamenané jedince medzi sebou dobre rozlišovať na základe odchýlok v sfarbení srsti, veľkosti, počtu mláďat, typu parožia, poranení apod. Dlhodobejším sledovaním môžeme získať informácie o vývoji vekovej a sexuálnej štruktúry svoriek, čried, skupín či rodín.

Materiál a metódy

Pri práci sme použili digitálnu automatickú kameru americkej spoločnosti Moultrie s rozlíšením 3 Megapixelov. Kameru sme umiestňovali na tradičné stanovištia a prechody zveri v záujmovej lokalite. V pravidelných intervaloch sme chodili kontrolovať zariadenie, pričom sme vždy aj skopírovali vytvorené záznamy. Na základe rozlišovania jedincov na jednotlivých snímkach a analýz časových údajov sme mohli načrtnúť niektoré základné charakteristiky tunajšej mikropopulácie medveďa hnedého a režimu využívania prostredia. Pre spresnenie sme ako doplnkové zdroje informácií použili záznamy pobytových znakov šeliem (napr. stôp medveďov a vlkov na snehu, príp. priame pozorovania lesníkov).

Výsledky

Počas obdobia máj až december 2007 bolo získaných celkovo 525 snímok zo záujmovej lokality. Z nich bolo 408 snímok medveďov, 64 diviačej zveri, 36 jelenej zveri, 10 líšok a 7 kún. Tu treba povedať, že pomer počtu nasnímaných druhov zvierat sa môže výrazne meniť na základe výberu druhu, ktorý považujeme za prioritný. Tomu potom prispôsobujeme výber lokality a celkové nastavenie režimu kamery. Po analýze snímok sme v záujmovej lokalite dokázali rozlíšiť 4 rozdielne jedince medveďa hnedého. Na jednotlivé jedince pripadali rôzne počty snímok. Veľký vplyv na počet snímok mal vek zvierat a s ním súvisiaca väčšia či menšia opatrnosť. Menšie jedince boli na blesk menej citlivé a naopak. Pri analyzovaní výskytu a jeho pravidelnosti sme však nebrali do úvahy počty snímok, ale počty nezávislých záznamov jedinca s minimálne jednodňovým odstupom. Počty dní výskytu v jednotlivých mesiacoch, ktoré sme takto dostali, sú spracované v tab. 1.

Mesiac / Month	Dospelý samec (250 kg) / Adult male	Dospelá samica (150 kg) / Adult female	1-2 ročný medveď, s bielym pásom / 1-2 years bear with white belt	1-2 ročný medveď, tmavý / 1-2 years bear only brown colour
V	6	8	8	3
VI	2	4	3	5
VII	0	4	9	3
VIII	0	5	5	9
IX	0	14	4	2
X	0	11	2	10
XI	0	6	11	5
XII	2	4	6	5

Tab. 1 Počet nezávislých záznamov jedincov

Table 1 Numbers of independent records of particular bear specimens

Zo štyroch jedincov sa za celé sledované obdobie vyskytovali v záujmovej lokalite dospelá medvedica (obr. 1), mladý 1-2 ročný medveď s bielym pásom na krku (obr. 2) a mladý 1-2 ročný medveď celý tmavohnedej farby srsti (obr. 3). Okrem nich sa v lokalite vyskytol dospelý samec s hmotnosťou okolo 250 kg. Tento z dôvodu obdobia párenia medveďov celý máj a začiatok júna sprevádzal dospelú samicu (obr. 4). Posledný záznam dospelého samca z jarného obdobia v tejto lokalite vznikol 5.6.2007. Zvyšné tri jedince boli ďalej nepretržite zaznamenávané v tejto lokalite celé leto a jeseň. Veľkého samca sa však nepodarilo nasnímať a jeho ďalší záznam je až z neskorej jesene z dňa 9.12.2007.

Obr. 1-4. Snímky niektorých sledovaných jedincov
Figs. 1-4. Monitored specimens

Diskusia

Pri zistených výsledkoch treba upozorniť na niekoľko skutočností. Dospelý samec sa vyskytoval v sledovanej lokalite len počas obdobia párenia a neskorej jesene. Cez vegetačné obdobie využíval iné územie. To naznačuje, že mohol po oplodnení medvedice, s ktorou bol v máji a na začiatku júna, odísť hľadať ďalšiu ešte rujnú medvedicu. Tiež mohol byť v nami sledovanej lokalite len prechodne z dôvodu obdobia párenia, po ktorom sa vrátil do svojho tradičného okrsku. Možná je aj alternatíva, že odišiel do nižšie položených dubových lesov s väčším zastúpením poľnohospodárskych plôch v okolí Očovej a Hrochoti. Konzultáciami s členmi poľovníckych združení sme zistili, že

sa tu podobný veľký medveď počas leta vyskytoval. Aj keď súhlasila jeho veľkosť a výrazne čierne sfarbenie, nedá sa potvrdiť, či to bol nami sledovaný dospelý samec. V sledovanej lokalite sme jeho ďalší výskyt zaznamenali až 9.12.2007. V tomto období sa vyskytol prvý sneh a na poliach boli zobraté aj posledné zvyšky pestovanej kukurice, ktorá tvorí vo vegetačnom období významnú zložku potravy medveďov v tomto regióne. Tiež začínalo obdobie hibernácie medveďov, čo mohlo spôsobiť, že medveď sa presunul do vyšších polôh, z dôvodu prípravy na brloženie.

Tri zvyšné jedince boli viac-menej stabilné. Predpokladáme že mladšie jedince môžu byť potomkami medvedice, ktorú bolo v roku 2006 v tejto lokalite vídať s tromi medvieďatami. Zaujímavé je, že mladšie medvede neodišli z územia, v ktorom sa vyše mesiaca pohyboval statný samec. Zo snímok bolo možné odhaliť, že sa mladé medvede aktívne vyhýbali starému samcovi (útek z monitorovacích miest pred jeho príchodom), ale lokalitu úplne neopustili. Ostáva otázkou, či dospelý medveď strpel ich prítomnosť z dôvodu ich veku, obdobia párenia, príp. či nemôže mať na ich ochranu vplyv aj medvedica sprevádzajúca dospelého medveďa alebo skutočnosť, že mladé medvede môžu byť potomkovia samotného dospelého samca. V čase odchodu dospelého samca sme na niekoľkých snímkach zaznamenali jedného z mladých medveďov s poranením na krku. Či pochádzalo zo stretu tohto medveďa s dospelým samcom alebo samicou však nemožno potvrdiť, nakoľko môže byť veľa spôsobov jeho vzniku (klasické poranenie, príp. napadnutie inou šelmou apod.). Ani jeden z mladých medveďov sa po odchode dospelého samca nepripojil k medvedici.

Pri vytvorení hustejšej siete monitorovacích bodov z automatických kamier dokážeme porovnaním údajov na jednotlivých snímkach získať informácie o časovo-priestorovej aktivite konkrétnych jedincov v záujmovej lokalite. Veľkou výhodou tejto metódy je aj to, že zariadenia zaznamenávajú všetky druhy živočíchov vyskytujúcich sa v sledovanom území. To je dôležité pre lepšie zhodnocovanie vnútrodruhových a medzidruhových zákonitostí a vzťahov (po prechode vlčej svorky sme napr. zaznamenali osamotenú a poranenú jelenicu). Veľký význam naberá táto metóda ako doplnková popri ďalších moderných metódach (Pri telemetrii umožní napr. získať množstvo detailných informácií o koexistencii jednotlivých označených aj neoznačených zvierat v zistených domovských okrskoch). Jej veľkou prednosťou je aj nízka cena, nenáročnosť obsluhy a neinvazívnosť. Pri dostatočnom množstve zozbieraného materiálu môžeme na základe štatistických modelov (zhodnocujúcich počet opakovaných záznamov určitých jedincov) určiť aj predpokladaný počet jedincov, ktoré kamerami neboli zachytené. To nám umožní vytvoriť si ešte presnejšiu predstavu o celkovej početnosti sledovaných zvierat v záujmovom území.

Literatúra

Griffiths M. & Van Schaik C. P. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. Conservation Biology, 7, pp. 623-626.

Karanth K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. Biological conservation, 71, pp. 333-338.

Linnell J. D. C., Swenson J. E., Landa A. & Kvam T. 1998. Methods for monitoring European large carnivores – A worldwide review of relevant experience. - NINA Oppdragsmelding 549: pp. 1-38.

Mace R., Manley T., Aune K. 1990. Use of systematically deployed remote cameras to monitoring grizzly bears. Montana Department of Fisch, Wildlife and Parks, pp. 1-29.

Mace R., Manley T., Aune K. 1994. Factors affecting the photographic detection rate grizzly bears in the Swan Mountains, Montana. International Conference on Bear Research and Managment, 9, pp. 245-252.

Mace R. & Waller J. S. 1997. Spatial and temporal interaction of male and female grizzly bears in nortwestern Montana. Journal of Wildlife Managment, 61, pp. 39-52.

Seydack A. H. W. 1984. Application of a photo-recording device in the census of larger rain-forest mammals. South African Journal of Wildlife Research, 14, pp. 10-14.

Zielinski W. J. & Kucera T. E. 1995. American marten, fisher, lynx, and wolverine: survey methods for their detection. United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report, PSW-GTR-157, pp. 1-163.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 128 - 140

ZÁCHRANA ZUBRA HRIVNATÉHO (*BISON BONASUS*) NA SLOVENSKU: 1957-2007

EUROPEAN BISON (BISON BONASUS) CONSERVATION IN SLOVAKIA: 1957-2007

Pavol Eliáš

Katedra ekológie FEŠRR, Slovenská poľnohospodárska univerzita, Mariánska 10, SK – 949 76 Nitra; e-mail: pavol.elias@uniag.sk

Abstract

In 1957 the 50th anniversary of the participation of Slovakia in the international programme of preservation of the European Bison through planned breeding and rearing. From Slovakia, three herds in captivity and one free-living herd are registered now in European Bison Pedigree Book (EBPB). The author distinguished five periods in history of the conservation/preservation of the European Bison in Slovakia.

In the **first period (1957-1959)** the herd was established by transfers of two animals (named Pumarka, Putyfar) in 1957 from Poland to Tatranská Lomnica (High Tatras) and in 1958 two animals (Byereg, Byeglianka) from the former Soviet Union (Bielorussia) to Topoľčianky (Tribeč Mts., SW Slovakia). The enclosure-based breeding centre Topoľčianky was officially established in 1959 as „the preserve for European Bison" and managed by State Forest organization, local unit Topoľčianky. The distinctive letter for the Topoľčianky EB breeding centre is **Si** and **SI**.

In **2nd period (1960-1967)** only one breeding centre in Slovakia has been supported. The enclosure in Tatranská Lomnica managed by TANAP was closed in 1962 and all animals were transferred to Topoľčianky. In 1964 the breeding centre in Topoľčianky was accepted as „Protected study site Zubria obora" by Ministry of culture. There were 22 animals living in the herd, in January 1965.

Third period (1967-1989) is the most important and successful period of the breeding periods in Slovakia. In 1967 the herd/captivity in TOPOĽČIANKY was included into European Bison Pedigree Book (EBPB). In 1975 an Advisory Commission for European Bison preservation (6 members) was established at Ministry of culture. Herd size was close to 20 and more (29 animals in 1977). From 4 to 6 animals were born every year. Some animals were transferred in zoological gardens in former Czechoslovakia and abroad (Bojnice, Budapešť, Hamburg, Bratislava, Košice, Chomutov, Praha). 75 animals were born in the centre until 1987.

The Advisory Commission sugested to release some animals into the wild in Easter Slovakia and a project for this transfer was prepared. The project was not supported by Ministry of Forest and Water Management and also local institutions.

Fourth period (1990-2001), starting with political changes in former Czechoslovakia, is period of changes in breeding strategy and conservation. Red Data Book (1989). In 1994 the category of the breeding centre was changed to Protected area of Topoľ-

čianska zubria zvernica“.

Number of animals in the herd was close to 30 and above (maximum 34), many animals in different years (1996-1998) were killed with permission of the Ministry of Environment. The distinguishing father of new animals was sometime too problematic.

In 2000 the breeding centre Topoľčianky was deleted/removed from the register of the EBPB because of the breeder did not inform EBPB Editorial office in Bielowieza about the state and changes in the herd.

Last, **5th period (since 2002)** is period of „reconstruction“ or „re-establishment“ of the herd. In 2002 four animals were transferred, therefore, from Poland to Topoľčianky. But the animals belong to lowland line. In 2003 another 6 animals of lowland-caucasian line were killed. In 2007 15 (8.7) animals were registered in the herd: 6 lowland-caucasian line, 5 lowland line and 4 hybrids of both lines. In next period only animals of the lowland-caucasian line will be prefered.

In Slovakia, two breeding centres of the European Bison are located ZOOs: in ZOO Bratislava (2 animals) and in ZOO Košice (3). Animals originated from other herds (not from Topoľčianky) are living there.

In 1964 first **free living herd** of European bison of the lowland-caucasian line was established in North-Eastern Slovakia and registered in the EBPB under the name NÁRODNÝ PARK POLONINY with 6 animals (3.3). It is under the management of the Poloniny National Park Directorate based in Snina. The founding group for this herd (5: 2.3) came from enclosure-based breeding centres in Western Europe. At the end of 2004 the released her was augmented by a single bull probably originating from the free-living herd at Poland’s BIESZCZADY.

Key words: European bison, history, five periods, breeding centre, Topoľčianky herd, Slovakia, lowland-caucausian line, *Bison bonasus bonasus x B. b. caucasicus*

Zubor hrivnatý (*Bison bonasus* L.) vyhynul vo voľnej prírode na začiatku 20. storočia v dôsledku nadmerného lovu, vysokej početnosti iných veľkých cicavcov, pasenia domáceho dobytka v lesoch, vojny a politickej nestability (Pucek et al. 2004). Posledné jedince žili vo voľnej prírode na konci prvej svetovej vojny a krátko po nej. Živé jedince sa nachádzali v chovoch vo viacerých krajinách sveta, najmä v Nemecku.

A. Program záchrany zubra vo svete

Medzinárodný kongres ochrany prírody v Paríži (1923) vyzval na založenie Medzinárodnej spoločnosti na záchranu zubra európskeho v Európe, ktorá bola skutočne založená v r. 1923 v Nemecku (Frankfurt nad Rýnom). Jej úlohou bolo starať sa o cieľavedomé rozmnožovanie zubrov chovaných v rôznych zoologických záhradách a viesť tzv. plemennú knihu (EBPB) (Eliáš 2006). Medzinárodnou spoluprácou a úsilím (chovom zubrov v zajatí) sa začalo s obnovou populácie zubrov z niekoľko málo jedincov, ktoré sa zachovali v zajatí, a pokusom zubra zachrániť pred úplným vymretím. V tom období žilo vo svete len 56 zubrov. Spoločnosť vyvíjala činnosť najmä do druhej svetovej vojny. Po vojne jej aktivita nebola obnovená v pôvodnom rozsahu. Koordinácia záchrany zubra v chovoch a neskôr aj vo voľnej prírode sa postupne preniesla do Poľska. K 1.1.1947 bolo evidovaných vo svete 97 zubrov. Od r. 1947 záujem

o záchranný chov zubrov vzrástol a štáty súťažili medzi sebou pri ochrane zubra európskeho (Čikovský 1968).

Reštitúcia (obnova) druhu spočívala v minulosti a spočíva i v súčasnosti na (i) rozmnožovaní zubrov v zoologických záhradách a rezerváciách, (ii) zväčšení veľkosti druhovej populácie, (iii) rozšírení chovu v najväčšom možnom rozsahu a vo (iv) vypustení zvierat do voľnej prírody (1952) (Pucek et al. 2004, Eliáš 2006).

Chov zubrov vo zverniciach v roku 1978 dosiahol očakávaných 2000 jedincov a zubor sa začal považovať za zachránený druh (Baruš 1989, Eliáš 2003, 2004, Pucek et al. 2004). V roku 1995 sa na svete evidovalo už viac ako 3000 zubrov, z ktorých 1870 žilo opäť vo voľnej prírode, napríklad v Bielovežskom pralese v Poľsku. Počet mláďat odchovaných ročne v zoologických záhradách sa pohyboval medzi 75 až 100.

Program obnovy zubra sa v súčasnosti zameriava na metapopulácie vo voľnej prírode, vrátane založenia a obnovy karpatskej metapopulácie v Poľsku, Slovensku, na Ukrajine a v Rumunsku (Eliáš 2003).

B. Zvernicový chov zubra na Slovensku

Slovensko sa zúčastňuje záchranného chovu zubra hrivnatého od r. 1957, resp. 1958, keď boli na Slovensko privezené dospelé zubry z Poľska a zo Zväzu sovietskych socialistických republík (ZSSR). Išlo o jedincov zmiešanej, nížinno-horskej (kaukazskej) línie (*Bison bonasus bonasus x B. b. caucasicus*).

Zvernicový chov zubra na Slovensku môžeme rozdeliť do 5 etáp, ktoré sa odlišujú počtom jedincov (veľkosťou čried), starostlivosťou o čriedy, odborným dohľadom, resp. jeho absenciou, komerčnými záujmami a pod.

Prvá etapa: založenie stáda (1957-1959)

V marci 1957 bol na Slovensko privezený prvý pár zubrov ako dar z Poľskej ľudovej republiky (PĽR) do aklimatizačnej zvernice vo Vysokých Tatrách (dvojhektárová ohrada v Tatranskej Lomnici). Boli to zubry z chovu v Poľskej Pszczyne (Krakowské vojvodstvo). Vo februári 1958 bol dovezený ďalší pár zubrov z Bieloruska, vládny dar zo ZSSR, do Topoľčianok, ktorý bol umiestnený do malej ohrady („karantény“) cca 2 km východne od obce Zlatno. Následne bol premiestnený do novozriadenej chovnej zvernice v k.ú. Zlatno a Lovce v areáli „Veľkej zvernice“ ŠL Topoľčianky[1]. Chovná zvernica bola zriadená na ploche 27 ha (vlastné chovné jadro oplotené drevenou ohradou) a bola projektovaná pôvodne pre 12 zubrov. V r. 1959 sa v bývalej Československej republike chovalo už 7 zubrov.

Zubria zvernica v Topoľčiankach bola oficiálne zriadená Povereníctvom poľnohospodárstva a lesného hospodárstva, Správou lesného hospodárstva, dňa 16. júna 1959 (spis č. LH-225/478/185) ako **Obora pre chov zubrov**. Boli zakázané akékoľvek návštevy zvernice za účelom pozorovania zubrov a zakázané pasenie dobytka v blízkosti ochranného pásma zvernice[2].

Základ chovu zubrov v Topoľčiankach tvorili dva zubry zo ZSSR (býk Byereg a krava Byeglianka, obidva narodené v r. 1955 v Bielovežskej Puste) a dva zubry z Poľska (päťročná krava Pumarka, šesťročný býk Putifar) prevezené v r. 1959 z Tatranskej Lomnice. Tieto jedince zmiešanej, nížinno-horskej línie sa dostali na Slovensko v období, keď sa realizoval program „očistenia“ čried bielovežskej (nížinnej) línie (poddruh

Bison bonasus bonasus) od jedincov zmiešanej línie. Z Poľska vtedy vyviezli 140 zubrov mimo hraníc, pričom k 1.1.1959 evidovali 130 čistokrvných jedincov nížinnej línie.

Prvým slovenským zubrom (všetky zubry narodené na Slovensku sa označujú začiatočnými písmenami **Si**, resp. **SI**) bola zubrica **Silva**, ktorá sa narodila v Tatrách 1. júla 1957 (otec Putifár a matka Pumarka). Druhým slovenským zubrom narodeným v Tatranskej Lomnici bola zubrica **Silvina**. Narodila sa zubrici Silve dňa 20.7.1960 (otec Byereg). V tatranskej zvernici sa narodili údajne tri slovenské zubry.

V Topoľčianskej zvernici sa prvý zubor narodil 1. júna 1958 – **Silák** (rodičia Putifár a Pumarka).

Druhá etapa: zabezpečenie chovu (1960-1967)

Do r. 1963 boli na Slovensku dve zvernice, v ktorých sa chovali zubry: jedna oficiálne zriadená zvernica pre chov zubrov v Topoľčiankach a druhá v Tatranskej Lomnici, do ktorej previezli v r. 1959 aj býka Byerega z Topoľčianok. Správa TANAP-u mala záujem spolupracovať na záchrannom chove zubra. Chovu zubrov vo Vysokých Tatrách sa však nedarilo, preto v r. 1962 zverničku v Tatranskej Lomnici zrušili a v r. 1963 všetky tam chované jedince previezli do Topoľčianok.

Zubrica Byeglianka uhynula v r. 1960 v Topoľčiankach. V r. 1961 sa narodil ďalší zubor **Sivko.** Stav zubrov v Topoľčiankach k 12.6.1962 bol 4 zubry: Putifar, Pumarka, Silák a Sivko. V r. 1963 bol z Poľska privezený zubor **Putamír** na „občerstvenie krvi" topoľčianskej čriedy. Do ZOO Bojnice bol v r. 1964 premiestnený zubor Silák.

V r. 1964 bola topoľčianska zvernica vyhlásené za štátom chránené územie, za **Chránenú študijnú plochu „Zubria obora"** na výmere 140,15 ha ako „*vedecko-výskumný objekt a základňa pre chov a rozmnožovanie zubrov a výskum ich biológie*" (Mihálik et al. 1971). Záchrana zubra v rámci ochrany prírody patrila do kompetencie ministerstva kultúry. Zvernicu obhospodarovali Štátne lesy, LZ Topoľčianky. V r. 1965 bol zubor na Slovensku zaradený medzi osobitne chránené živočíchy (Vyhláška SNR č. 125/1965 Zb.).

V januári 1965 žilo na Slovensku 22 zubrov. Zubry boli z topoľčianskej čriedy premiestňované do iných chovov podľa záujmu a potreby. Do ZOO Bojnice boli v r. 1966 premiestnené zubrice Silvina a Pumarka, druhá tam v tom istom roku uhynula. V r. 1967 sa narodil v čriede býk **Sirius**.

V r. 1967 bola topoľčianska črieda začlenená do Medzinárodnej plemennej knihy zubra (EBPB) a Československo prijaté za člena Medzinárodnej spoločnosti na záchranu zubra európskeho. Týmto aktom ČSSR prijala zodpovednosť za záchranu tohto ohrozeného druhu. V r. 1967 žilo vo svete už cca 250 čistokrvných zubrov nížinnej línie, zvyšok (cca 600 jedincov) boli krížence (hlavne nížinno-horskej línie) (cf. Poznámku redakcie k článku Čikovského, 1968). K 1.1.1968 žilo v topoľčianskej zvernici celkom 11 zubrov.

Tretia etapa: úspešný záchranný chov (1967-1987/89)

V r. 1969-1977 sa počet zubrov v čriede v Topoľčiankach pohyboval medzi 17-29 jedincami. Čikovský (1968) konštatuje, že „kondícia zubrov, ako aj ich rozmnožovacia schopnosť je veľmi dobrá". V r. 1969 bol celkový počet 17 zubrov (Mihálik et al. 1971)[3], v r. 1977 tu žilo až 29 zubrov. Ročné prírastky sa pohybovali od 4 do 6 zubrov, v r. 1979 a 1980 už dosiahli, resp. prekročili 10 novonarodených zvierat ročne. Do roku

1980 sa vychovalo 55 jedincov, do roku 1987 – 75 zubrov. Tento chov preto môžeme hodnotiť ako úspešný (podľa počtu odchovaných zvierat). Ročné prírastky prevyšovali dopyt po zubroch. Niekoľko jedincov sa premiestnilo do chovov v zoologických záhradách (Bojnice, Budapešť, Hamburg, Chomutov) a súkromných chovov.

Štátne lesy už v r. 1968 navrhovali zmenu prísnej ochrany zubra a chov zubrov preradiť do kategórie zvernicového zariadenia, aby mali možnosťou regulovať kmeňové stavy zubrov a disponovať s „prebytočnými" jedincami na komerčnej báze (odpredaj, poplatkový lov). V tomto období zubria zvernica nebola prístupná verejnosti, preto chov pokladali za samoúčelný. Snahy o poľovný odstrel („poplatkový lov") býka Putyfara v r. 1967 zahraničným záujemcom vyvolali nesúhlas a odpor odbornej a kultúrnej verejnosti aj na stránkach dennej tlače. Zubor Putyfar vážil cca 1230 kg a bol jedným z najväčších žijúcich zubrov na svete. V r. 1967 mal 17 rokov, bol slabšej fyzickej kondícii a už sa na rozmnožovaní čriedy nepodieľal. K odstrelu nedošlo. Uhynul v Topoľčiankach r. 1970. Do Slovenského národného múzea (ako odporúčali prírodovedci) sa však nedostal. Prvým odstreleným zubrom v topoľčianskej zvernici, o ktorom sa zachoval podrobný záznam, bol býk Byereg vo veku 18 rokov. Stalo sa tak v r. 1973 na odporúčanie veterinárneho lekára (sanitárny odstrel).

V r. 1974 Ministerstvo kultúry SSR a Ministerstvo lesného a vodného hospodárstva SSR vydali spoločné **Smernice na riadenie a obhospodarovanie CHŠP Zubria obora**. V apríli 1975 minister kultúry v zmysle Smerníc ustanovil, po dohode s ministrom lesného a vodného hospodárstva, 6-člennú **Poradnú komisiu pre záchranu zubra na Slovensku**, ktorá odborne usmerňovala prevádzku zubrej obory v Topoľčiankach. Tým sa zvýraznila potreba odborného dohľadu nad chovom zubra v zajatí. Názory členov komisie na chov a budúcnosť zubrov boli však často protichodné, čo sťažovalo prácu celej komisie (Brtek 2007).

V roku 1980 bolo odchovaných 55 zubrov. V r. 1981 sa očakával prírastok 10-12 teliat. Najviac zubrov v topoľčianskej zvernici bolo v osemdesiatych rokoch minulého storočia. Počet zubrov v čriede bol 25 jedincov. Vysoký počet jedincov sa nepriaznivo prejavil na prostredí (písalo sa o devastácii študijnej plochy), vo zvyšovaní finančných nákladov na chov a zvyšovaní rizika nákaz (epizoócie a zoonózy), ktoré by mohli v krátkom čase celkom zlikvidovať chov (Brtek 2007, Šebo 2007). Obavy boli aj z príbuzenského kríženia zubrov a genetického znehodnotenia celej čriedy.

Po roku 1980 sa začína meniť názor na chov zubrov v zajatí, keďže počet zubrov vo svete dosiahol požadovaných 2000 jedincov (minimálna životaschopná populácia, veľkosť populácie nevyhnutná pre záchranu druhu) a zubor sa začal považovať za zachránený druh. Dokonca bol druh vyňatý z Červenej knihy ohrozených živočíchov (Pucek et al. 2004). V dôsledku toho záujem o chov zubra v zajatí na celom svete rýchlo a zreteľne klesol a neskôr sa celkom vytratil.

V r. 1981 bol do topoľčianskej zvernice privezený z Poľska býk Kasprowy II (narodil sa v r. 1974) na občerstvenie krvi. Až do roku 1991 bol vodcom čriedy v Topoľčiankach.

V októbri 1980 sa konalo rozšírené zasadnutie PK v Topoľčiankach (23 našich a zahraničných profesionálnych pracovníkov z 18-tich odborných a akademických pracovísk), ktoré jednoznačne odporučilo voľný chov zubra na Slovensku. Výsledky sú uverejnené v zborníku (Varga 1981) a závery opätovne pripomína Brtek (2007). Reštitúcia zubra je pre jeho záchranu ako druhu vo svete nevyhnutné. ČSSR prispe-

la závažnou mierou k záchrane genofondu vymierajúceho druhu. Slovenský chov do r. 1981 vyprodukoval 52 zubrov, ktoré sa využili na chovné, vedecké a kultúrno-výchovné účely. Ďalší chov zubrov v topoľčianskej zvernici je potrebný pre zachovanie genofondu druhu. Zámer predpokladal vypustiť do prírody 8-10 zubrov, vytvoriť tak čriedu, ktorá by sa každoročne dopĺňala z kmeňového stavu zo študijnej plochy v Topoľčiankach v počte 6-8 jedincov. Perspektívne sa uvažovalo aj o love zubra (Brtek 2007, Sládek 1982).

V zmysle záverov porady sa vypracoval projekt „***Návrh na záchranu zubra hôrneho jeho reaklimatizáciou vo voľnej prírode na území Slovenskej republiky***“, ktorý v r. 1984 posudzovalo celkovo 18 organizácií. Práce na vypustení zubra do voľnej prírody na Slovensku však marili niektorí členovia PK a Štátne lesy. Pre nesúhlas MLVH SSR a ONV v Humennom sa projekt nerealizoval (Pčola 1999, Brtek 2007). Boli obavy, že zubry budú robiť škody na lesných porastoch, ale aj z možných konfliktných stretnutí s ľuďmi. Chýbali aj financie na realizáciu projektu.

Od r. 1982 sa pracovná komisia stala **Osobitnou komisiou** pri Rade štátnej ochrany prírody. V r. 1986 bol vypracovaný **Osobitný režim ochrany zubra hôrneho v podmienkach SSR** a predložený na pripomienkovanie (Gregor 1987). Navrhoval viaceré opatrenia, konkrétne (1) zachovať základný plemenný chov zubrov v počte 12 jedincov v CHŠP Zubria obora, (2) vytvorenie 5 krvných línií v zoologických záhradách v celom Československu (Bratislava, Košice, Praha, Ostrava, Chomutov), v každej po 5-8 jedincov, a (3) pokusnú reaklimatizáciu vo voľnej prírode v oblasti horného toku Cirochy v CHKO Východné Karpaty, kde sa predpokladalo aj telemetrické sledovanie čriedy. Konštatovalo sa, že vysoký počet zvierat v obore viedol k jej devastácii, poškodeniu časti lesných porastov, narušeniu etologických prejavov zvierat a k prepuknutiu infekčných chorôb. V r. 1987 bolo v čriede 20 zubrov.[4] Do r. 1987 bolo v Zubrej obore odchovaných celkom 75 zubrov. Viaceré jedince sa zúčastnili záchrany v rôznych chovoch (zoologické záhrady) v bývalom Československu.

Na základe Uznesenia vlády č. 113/1987 ku Koncepcii rozvoja štátnej ochrany prírody SSR do roku 2005 bola **Osobitná komisia zrušená** a jej úlohy mal čiastočne prevziať Poradný zbor pre ochranu fauny riaditeľa Ústredia štátnej ochrany prírody (ÚŠOP). Súčasne boli zrušené aj príslušné predpisy, pretože sa považovali za zastarané.

Červená kniha ohrozených a vzácnych druhov rastlín a živočíchov (Baruš 1989), označuje zubra na našom území za vyhynutého, ktorý sa nevyskytuje vo voľnej prírode, ale je chovaný v odchovnom zariadení (obore) v Topoľčiankach a vo viacerých zoologických záhradách. Záchranu zubra pred priamym vymretím hodnotí ako najväčší úspech ochrany živočíchov z európskeho i celosvetového hľadiska. Konštatuje (nesprávne, a aj nerealisticky), že “*zubra už nemusíme považovať za ohrozený druh*“ (Baruš 1989, str. 113), ktoré sa vžilo a významne ovplyvnilo (nepriaznivo) stanoviská, resp. stratégiu štátnej ochrane prírody. Uvažuje sa o reštitúcii do voľnej prírody, možnostiach „čiastočného loveckého využívania“ (Baruš 1989, s. 113), preceňuje sa význam kríženia zubra s turom domácim (Baruš 1989, str. 114) a pod.

Štvrtá etapa: zmena stratégie, pochybenie a vyradenie z plemennej knihy (1989-2000)

V r. 1989 sa v zubrej zvernici narodilo až 12 zubrov, čo je najvyšší počet v celej histórii chovu. V r. 1991 bolo v čriede až 34 zubrov. Zmenili sa pomery vo zvernici (v r. 1989 odišiel do dôchodku dlhoročný správca zvernice, o dva roky neskôr aj krmička). Politické zmeny priniesli ďalšie personálne a organizačné zmeny v lesnom závode i v rezorte samotnom. Starostlivosť o zvieratá prevzala nová generácia a garnitúra lesníkov. Vysoký počet zubrov v obore a s tým spojené vysoké náklady na chov si vyžadovali prijať riešenie. Jedným z riešení mohlo byť aj vypustenie zubrov do voľnej prírody (polodivý chov).

Po roku 1990 sa zmenili aj podmienky chovu, postoj štátnej ochrany prírody a zrušil sa odborný dohľad nad chovom. Pokus o obnovenie pôvodnej komisie z iniciatívy Slovenskej komisie pre životné prostredie (SKŽP) na ustanovujúcej schôdzi v r. 1991 v Topoľčiankach bol neúspešný (Brtek 2007).

V r. 1995 bola na základe zákona č. 287/1994 Z.z. o ochrane prírody a krajiny zrušená kategória chránená študijná plocha a bola nahradená kategóriou **Chránený areál** a **Chránený areál Topoľčianska zubria zvernica** bol zaradený do štvrtého stupňa ochrany prírody.

V r. 1995 bolo v topoľčianskej čriede až 33 zubrov. Táto situácia si vyžadovala stanovisko štátnej ochrany prírody (ŠOP). Toto vzišlo z pracovnej porady k problematike repatriácie a chovu zubra na Slovensku z hľadiska ŠOP, ktorá sa uskutočnila v januári 1996 v Nitre, tentoraz bez odborníkov zo zahraničia. Závery vychádzali z nesprávnych predpokladov, nesprávneho zhodnotenia stavu celosvetovej populácie zubra, ako aj nedostatočných informácií, najmä koordinátora Špeciálnej skupiny pre bizónov/zubrov. Preto sa konštatovalo, že „*dnes už zubor nepatrí medzi ohrozené druhy*“ (Kassa 1996, str. 22). Porada ukázala malý záujem ŠOP o ďalší chov zubrov vo zvernici v Topoľčiankach a pripustila možnosť jej zrušenia (pozri poznámku na s. 23 k článku Kassa 1996). Odmietla možnosť premiestniť zubry z tejto zvernice do voľnej prírody pre ich „etologickú“ nevhodnosť („*v žiadnom prípade nemôžu byť vypustené do voľnej prírody*“, s. 23). Podcenila význam chovu všeobecne a chovu stáda zubrov v Topoľčiankach. A tak sa do popredia dostali nie odborné otázky, ale otázka finančného zabezpečenia chovu (Eliáš 2004). Porada otvorila cestu k odstrelom zubrov v Topoľčiankach, ponechala chov bez odborného dozoru a degradovala jeho úlohu iba na školské výchovné zariadenie, miesto poľovačiek a turistickú atrakciu.

V r. 1995 a v ďalších rokoch ŠL LZ Topoľčianky začali s radikálnym znižovaním počtu zubrov v čriede „na únosnú mieru“ (Šebo 2007). Vo zvernici v Topoľčiankach odstrelom väčšieho počtu zubrov riešili ťažkosti s financovaním chovu. Došlo k výraznej redukcii stáda odstrelom zvierat, ktoré sa stali trofejami (zahraničných) poľovníkov. OLZ Topoľčianky musel žiadať Ministerstvo životného prostredia SR o udelenie výnimiek na odstrel, pretože ide o chráneného živočícha. V r. 1996 dostali **výnimku „*na odlov nadpočetných 8 kusov zubra*“** a neskôr bola výnimka udelená ešte niekoľkokrát! Odlov sa uskutočňoval pod dohľadom pracovníkov Správy CHKO Ponitrie. V r. 1996 odstrelili 8 zubrov, v r. 1997 dostali povolenie na odstrel 6 zubrov. V r. 1998 odstrelili 12 zubrov, v čriede zostalo len 9 zubrov. V r. 2003 odstrelili ešte šesť jedincov. Cena jedného zubra vyšla na 3 až 12 tisíc mariek. „Poľovníci“ si ako trofej odniesli hlavu s krkom a kožu odstrelených zubrov. Finančné prostriedky získané z poplatkových

odstrelov sa použili na zlepšenie životných podmienok zubrov, genetickú rekonštrukciu čriedy a zlepšenie podmienok pre návštevníkov zvernice.

V tejto etape chovu zubra hrivnatého na Slovensku sa v topoľčianskej zvernici nedodržali podmienky čistokrvného chovu, neviedla sa chovná kniha, zvernica viac rokov neposkytovala požadované údaje sekretariátu Plemennej knihy (EBPB) v Bieloveži a preto bolo toto chovné zariadenie a celá črieda v r. 2000 vyradená z medzinárodnej plemennej knihy zubra hrivnatého EBPB (Eliáš 2004, 2006).[5]

V roku 2000 bolo topoľčianska črieda **vylúčená z Medzinárodnej plemennej knihy zubra (EBPB)** pre neplnenie podmienok a stratu kontaktu so sekretariátom EBPB v Poľsku. V úvode Plemennej knihy za rok 2000 sa uvádza, že v dôsledku absencie údajov o zubrovi v chovnom stredisku v Topoľčiankach/Slovenská republika, keďže sa nepodarilo napriek mnohým výzvam a pokusom získať veľmi potrebné informácie o čriede, edičný úrad rozhodol vymazať toto chovné stredisko s jeho zvieratami z registra Plemennej knihy zubra hrivnatého (Raczyński 2001, s. V, resp. VII). Po viac ako 40 rokoch Slovensko tak stratilo tradične dobrú pozíciu a účasť na medzinárodnom programe záchrany zubra. (Údajná) strata chovnej knihy je hanbou pre Slovensko v jeho novodobej histórii ochrany prírody. V EBPB sa uvádzajú iba zvieratá v dvoch zoologických záhradách (Bratislava dve, resp. tri v roku 2001, Košice jedno). Pritom v Českej republike sa v roku 2001 chovalo spolu 43 zubrov v 8 čriedach (!!!). V pražskom chove žije zubrica SILICIA a v Chomutove až do r. 2003 žil zubor SIDERITIS (Eliáš 2006). Celkový počet odchovaných zubrov (podľa doteraz publikovaných údajov) v Topoľčiankach je 125 jedincov.

Piata etapa: obnova účasti v medzinárodnom programe obnovy (2000-súčasnosť)

Na Slovensku naďalej pretrváva názor, že zubor je zachránený živočích, a preto bol vyškrtnutý z Červenej knihy ohrozených živočíchov sveta. Propagačný letáčik, ktorý ešte aj v súčasnosti rozdávajú návštevníkom v Topoľčianskej zubrej zvernici uvádza: „*zubor bol vyradený z červenej knihy a bol vyhlásený za chránený živočíšny druh*“.

Vo Vyhláške Ministerstva pôdohospodárstva SR č. 230/2001 Zb. je zubor zaradený ako **celoročne chránená zver**. Nádej prof. Sládeka z r. 1982 sa tak naplnila – zubor je na Slovensku lovná zver a ako taká je či môže byť predmetom lovu.

Skutočnosť je však iná. **Zubor hrivnatý je ohrozený živočích**. Bol opätovne zaradený do Červenej knihy ohrozených živočíchov (Eliáš 2003). Biosozologický status zubra európskeho (*Bison bonasus* L.) je v červenom zozname ohrozených druhov označený kódom **EN A2ce C2a(i)**, čo znamená, že **EN** – ohrozený, **A** Zmenšenie veľkosti populácie, **2** - očakávané, odhadované alebo očakávané zmenšenie veľkosti populácie o 50 % za posledných 10 rokov alebo tri generácie v dôsledku, **c** – poklesu v osídlenej oblasti, rozsahu rozšírenia a/alebo kvalite stanovišťa, **e** – vplyvov introdukovaných druhov, hybridizácie, patogénov, polutantov, konkurentov alebo parazitov. **C** Odhadovaná veľkosť populácie je menšia než 2500 dospelých jedincov a **2** – nepretržitý pokles (pozorovaný, projektovaný) v počtoch dospelých jedincov a **a** – populačná štruktúra je tvorená (**i**) subpopuláciami, z ktorých ani jedna nie je väčšia ako 250 dospelých jedincov (Eliáš 2003).

V novej Vyhláške MŽP SR č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva Zákon č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny (platí od 1.1.2003) sa zubor uvádza na zozname chrá-

nených druhov. Je zaradený v prílohe č. 4 (druhy, pre ktoré sa vyhlasujú chránené územia) a v prílohe č. 6 (chránené druhy). „Spoločenská hodnota“ jedného jedinca zubra podľa prílohy č. 6 činí až 100.000,- Sk.

Snaha o obnovu a genetickú rekonštrukciu stáda v Topoľčiankach viedli k dovozu zubrov z Poľska. V apríli, resp. máji r. 2002 doviezli štyri nové jedince z Poľska: dve kravy z Pszczyna (Polityka a Poślica) a dva býky z Niepolomice (Polder, Polster II), nar. 1999, zvieratá sú uvedené v EBPB. Od r. 2002 je topoľčianska črieda opätovne zaradené do EBPB, avšak iba s novými zubrami privezenými z Poľska. Sú to zvieratá nížinnej (bielovežskej) línie (Raczyński 2003, 2005)! V obore sa ešte chovajú pôvodné zvieratá nížinno-horskej línie. V tomto období žijú v topoľčianskej čriede zubry dvoch línií a ich krížence. Zámena línií (horskej a nížinnej) v Topoľčiankach je dôkazom neinfomovanosti, neodbornosti a podcenenia cieľov záchranného chovu zubra hrivnatého v súčasnosti.

V r. 2004 bol **Chránený areál Topoľčianska zubria zvernica** prekategorizovaný vyhláškou Krajského úradu životného prostredia v Nitre na **Chránený areál Topoľčianska zubria zvernica** s tretím stupňom ochrany.

V r. 2003 odstrelili ďalších 6 zubrov. V r. 2004 a 2005 bol vo zvernici kriticky nízky počet zubrov - iba 6 zubrov (údajne 1 býk a 5 kráv). Zníženie počtu zubrov vo zvernici a výrazné omladenie čriedy sa prejavili na zníženej reprodukcii čriedy. V r. 2003-2005 bola črieda bez prírastkov (mláďat). V r. 2005 tam žilo dvanásť zubrov. Päť býkov pôvodnej línie bolo údajne chovaných oddelene, perspektívne chceli ponechať v čriede iba štyri nové poľské zubry a ich potomkov.[6]

V r. 2006 boli prvé prírastky z obnovného chovu od všetkých dospelých zubíc v čriede (Šebo 2007). Prvé mláďa uhynulo, ďalšie štyri prežili (Silena, Sito, Simon a Sian). Matkami boli dve zubrice privezené v r. 2002 z Poľska (Poślica, Polityka), jedna slovenského pôvodu (Sisa) a Seňora (správne zrejme Signora). Otcami mali byť trinásťročný slovenský zubor Sigmund, prípadne Polder, osemročný býk z Poľska (Šebo 2007). V r. 2006 býk Sigmund už v čriede chýbal.

V r. 2006 sa konalo pracovné stretnutie ŠOP SR, Lesov SR, š.p. a poľských expertov, s cieľom znovuzaradenia topoľčianskej čriedy zubrov do Medzinárodnej plemennej knihy zubra hrivnatého (EBPB). Obnova postavenia topoľčianskej čriedy si bude vyžadovať, aby sa chovali zubry len jednej, t.j. nížinno-horskej (kaukazskej) línie. Zvernica musí preukázať čistotu čriedy. Preto je potrebné spracovať evidenciu všetkých chovaných, resp. odchovaných zubrov od založenia zvernice. Vo zvernici neboli chované americké bizóny a ani akékoľvek krížence zubra.

V r. 2007 v topoľčianskej zvernici žilo 15 zubrov (8 samcov a 7 samíc). Šesť patrí horskej línii, 5 nížinnej línii a 4 jedince sú krížence obidvoch línií. Najstarším zubrom je krava Signora. Domujúcim býkom je Polder. Býk Polster II uhynul v lete 2007. V tomto roku boli dva prírastky – krížence Sitana a Sinet. V Českej republike v r. 2007 žilo v chovoch 49 zubrov hrivnatých.

V topoľčianskej zubrej zvernici by sa v budúcnosti by sa mal chovať primeraný počet zubrov (10 – 15) nížinno-horskej línie a chovné zariadenie využívať aj naďalej na výchovné účely (a predísť snahám o prezentáciu zubrov ako turistickej atrakcie). Zubor je pozitívny príklad záchrany druhu, ktorý vymrel (bol „vyhubený“) vo voľnej prírode. Návštevníci ľahšie pochopia význam záchrany vymierajúcich druhov živočíchov. Prírastky z chovu by sa mohli využiť na dopĺňanie voľnej populácie v Poloninách, prípad-

ne pre potreby iných chovov zubra v Európe (podľa odporúčaní koordinátorky záchrany zubra v Európe).[7] Preto môžem ťažko chápať „odlov“ zubrov, nebodaj „nadbytočných kusov“. Výmena zubrov medzi chovmi a vypustenie do voľnej prírody áno. Odlov nie (s výnimkou „zmiešaných“ a „spríbuznených“ jedincov, čo sú však zlyhania v chove).

C. Chov zubra v zoologických záhradách

V zoologických záhradách na Slovensku sa začali chovať zubry z topoľčianskej zubrej obory už v druhej etape záchranného chovu. Do ZOO Bojnice bol v r. 1964 premiestnený zubor Silák. V r. 1966 postupne zubrice Silvina a Pumarka, ktorá tam uhynula v tom istom roku. Zubrica Silvina tam uhynula v nasledujúcom roku.

Na Slovensku sa v súčasnosti podľa EBPB (2007) zubry hrivnaté chovajú v dvoch zoologických záhradách – ZOO Bratislava dva jedince (0,2), ZOO Košice tri jedince (1,2). Stavy zvierat sa však menia. V r. 2001 chovali v ZOO Bratislava 3 zubry, v ZOO Košice 1 zubra.

D. Chov zubra vo voľnej prírode (2004-súčasnosť)

Zámery a snahy o chov zubra vo voľnej prírode na Slovensku sa nepodarilo realizovať (Brtek 2007). Až v r. 2003 sa zmenil postoj ŠOP SR[8] a ostatných účastníkov a začali sa práce na realizácii zámeru s podporou medzináorndého projektu (Eliáš 2003, 2004).

V r. 2004 ŠOP SR vypracovala projekt „**Založenie voľne žijúcej populácie zubra hrivnatého slovenských Karpatoch, NP Poloniny**“ (Adamec 2004), ktorý je integrálnou súčasťou celoeurópskeho projektu znovuzaloženia voľne žijúcej populácie zubra v Karpatoch (Poľsko, Rumunsko, Ukrajina), finančne podporovaný Large Herbivore Foundation (Eliáš 2003).

Projekt návratu zubra hrivnatého do voľnej prírody sa začal realizovať už v roku 2004, keď bolo do oblasti Vodného diela Starina privezených päť jedincov (3 samice, dva samce) z chovov v západnej Európe (Holandsko, Švajčiarsko, Taliansko), kde od leta 2004 žili v aklimatizačnej zvernici v Ruskom a v zime boli vypustené do voľnej prírody. K nim sa v decembri 2004 pripojil divožijúci býk z Poľska (volajú ho Pišta). Prechod a dočasný výskyt zubrov z Poľska na Slovensku v oblasti Laboreckej vrchoviny bol pozorovaný od r. 1973, v posledných rokoch častejšie (Adamec & Pčola 2003).

V r. 2005 boli zo Zooparku Chomutov privezené ďalšie dva zubry (1 býk Cvolin a jedna krava Cvinka). V r. 2005 bolo v čriede 9 zubrov (Raczyński 2007). V r. 2006 sa narodila prvá zubrica vo voľnej prírode na Slovensku, ktorá dostala meno Anna Valentína. Matkou je štvorročná talianska zubrica Pasquiline a otcom poľský býk Pišta. Na jeseň 2006 boli privezené dve mladé zubrice zo ZOO Bratislava (dvojročná Púpava) a zo Zooparku Chomutov (Cvrčala). V tomto roku žilo v NP Poloniny jedenásť zubrov. Založila sa nová miestna populácia zubra hrivnatého na území NP Poloniny a CHKO Východné Karpaty, ktorá by sa mala stať súčasťou karpatskej metapopulácie zubrov (Eliáš 2003, 2004).

Zvieratá sú telemetricky sledované pracovníkmi národného parku. Najviac sa zdržujú na zarastajúcich lúkach a pasienkoch a trávnatej bučine (Adamec & Pčola 2003). V decembri r. 2005 uhynula zubrica Isabella a v r. 2007 kravy Pasqualina a Ittina a dve mladé zubríčatá Jožko a samička. Stav čriedy koncom roka 2007 bol 5 jedincov.

Literatúra

Adamec M. 2004: Zubor európsky na Slovensku – súčasný stav. In: Adamec, Urban, (eds.), 2005, Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII, 2005, s. 165-167. Zborn. Referátov konferencie (Zvolen, 14.-15.10.2005). Banská Bystrica 2004.

Adamec M. & Pčola Š. 2003: Projekt reštitúcie zubra v NP Poloniny. In: Adamec, Urban, (eds.), Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI, 2003, s. 131-134. Zborn. Referátov konferencie (Zvolen, 10.-11.10.2003). Banská Bystrica 2004.

Baruš V. 1989: Červená kniha ohrozených druhov živočíchov. 2. zväzok. SZN, Praha.

Brtek Ľ. 2007: Zubor tu už bol. Poľovníctvo a rybárstvo, 59 (4): 10-11.

Čikovský L. 1968: K histórii zubra európskeho (*Bison bonasus*). Ochrana fauny, Bratislava, 2(1-2): 25-29.

Eliáš P. 2003: Koncepcia metapopulácie a jej uplatnenie v biosozológii. In: Ekologické štúdie V/03. Príspevky zo IV. Ekologické dni, vedecká konferencia SEKOS, Banská Štiavnica, 8. október 2003,

Eliáš P. 2003: Program záchrany zubra hrivnatého (*Bison bonasus*) v Karpatoch. Chránené územia Slovenska, Banská Bystrica, 56, s. 25-28

Eliáš P. 2004: Stav a perspektívy záchrany zubra na Slovensku. In: Adamec, Urban, (eds.), Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI, 2003, s. 119-129. Zborn. Referátov konferencie (Zvolen, 10.-11. 2003). Banská Bystrica 2004.

Eliáš P. 2006: Význam plemenných kníh na príklade zubra In: Adamec, Urban, (eds.), Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI, 2005, s.. Zborn. Referátov konferencie (Zvolen, 2005). Banská Bystrica 2007.

Gregor J. 1987: Osobitný režim ochrany zubra hôrneho (*Bison bonasus*) v podmienkach SSR. Rosalia, Nitra, 4, s. 327-337.

Kassa M. 1996: Problematika repatriácie a chovu zubra hrivnatého (*Bison bonasus bonasus*) na Slovensku z hľadiska štátnej ochrany prírody. Chránené územia Slovenska, 27: 22-23.

Mihálik a kol., 1971: Chránené územia a prírodné výtvory Slovenska. SUPSaOP, Bratislava, 232 + 32 s.

Olech W. & Pezanowski K. 2002: A genetic background for the reintroduction program of the European Bison in the Carpathians. Biol. Conserv. 108: 221-228.

Pčola Š. 1999: Zubor hôrny a jeho perspektívy v národnom parku Poloniny. Národné parky, č. 4/99, s. 16-17.

Pucek Z. (ed.) et al., 2004: European Bison. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, ix + 54pp.

Raczyński J. (ed.) 2001: Kniega rodowodova źubrów 2000. European Bison Pedigree Book 2000. Bialowieski Park Narodowy, Bialowieźa, VIII + 62 pp

Raczyński J. (ed.) 2004: Kniega rodowodova źubrów 2002. European Bison Pedigree Book 2002. Bialowieski Park Narodowy, Bialowieźa, VIII + 64 pp

Raczyński J. (ed.) 2005: Kniega rodowodova źubrów 2003. European Bison Pedigree

Book 2003. Bialowieski Park Narodowy, Bialowieźa, XVI + 64 pp.

Sládek J. 1982: Budeme loviť zubra ? Poľovníctvo a rybárstvo, 34, (5): 10, (6):11.

Šebo J. 2007: Silena, Sito, Simona a Sian. Naše poľovníctvo, Bratislava, 4 (3), s. 9.

Šrank V. 1999: Ochrana genofondu ohrozených živočíchov v ZOO. Enviromagazín, Banská Bystrica, 4, Mimoriadne číslo, s.24-25.

Varga J. ed. 1981: Záchrana zubra. Zb. z odborného seminára v Topolčiankach. Ref. Ministerstvo kultúry SR, Bratislava, 99 s.

Poznámky pod čiarou

1/ Pre vybudovanie trvalej obory pre chov zubrov bola z viacerých variant vybraná topoľčianska obora. Na polesí Piesky vznikla obora s výmerou 133 ha s viacerými menšími ohradami. Zubry sa tam aklimatizovali a dobre sa množili. Preto sa počítalo s ďalším rozširovaním a budovaním zariadení, dokonca aj o možnosti ich voľného chovu v rámci veľkej obory (Sládek in Rakovský et al. 1969).
Pri výbere tejto lokality zohrali úlohu nielen vhodné prírodné pomery a existencia oplotenej veľkej zvernice (starostlivosť o zver a poľovníctvo na úrovni štátnej reprezentácie), ale aj ďalšie skutočnosti, napr. blízkosť partizánskej obce Zlatno a miesto skonu sovietskych partizánov na Pieskoch v marci 1945.

2/ Zriadenie obory vyvolalo záujem miestnej verejnosti. Hoci objekt nebol sprístupnený verejnosti, informovali o ňom propagačné materiály. Turistický sprievodca ČSSR zv. 41 Tríbeč-Pohronský Inovec z r. 1963 informuje na s. 94 pri hesle Piesky, horáreň, o zriadení „rezervácie zubrov“ začiatkom roku 1958, keď tam „nasadili“ dva zubry; v obore vtedy žilo 5 zubrov. V monografii „Zlaté Moravce a okolie“ z r. 1969 sa „Rezervácia zubrov“ uvádza medzi turistickými zaujímavosťami a opise značkovaných miest. V knihe „CALEX jubiluje“ z r. 1970 je na viacerých obrázkoch dokumentovaná „zubria zver“, ktorá žije v areáli topoľčianskej zvernice na polesí Piesky; za posledných desať rokov tam vyrástlo základné stádo s počtom cca 16 zubrov.

3/ Vyhlásením zubrej obory za chránenú študijnú plochu sa vytvorili podmienky pre výskum zubrov. Výskum uskutočňovali diplomanti a ašpiranti viacerých univerzít (VŠP Nitra, UK Bratislava, VŠLD Zvolen), tiež výskumní pracovníci vysokých škôl, ale publikovaných je len niekoľko prác, napr. o správaní sa zubrov v topoľčianskej obore. Pod vplyvom zahraničných projektov (Poľsko, ZSSR) sa aj v Topoľčiankach pokúšali o medzidruhové kríženie zubra s domácim hovädzím dobytkom (prof. J. Kliment z VŠP v Nitre).

4/ K rozšíreniu infekčných chorôb v topoľčianskej čriede napomohli aj pokusy s krížením zubrov s domácim dobytkom. Neskôr sa pokusy preniesli do Nitry. Pre úhyn zvierat (v r. 1981-1984) sa neskôr ukončili.

5/ O vyradení topoľčianskej čriedy a chovného zariadenia (zvernice) z Plemennej knihy som sa dozvedel počas pracovnej návštevy Bieloveže vo februári 2003. Po návrate domov som konzultáciami s prof. Pucekom, dr. Olech a mgr. M. Bolbot zistil skutkový stav. V Plemennej knihe boli uvedené iba dva chovy – ZOO Bratislava a ZOO Košice.

To mi písomne potvrdila listom aj mgr. Bolbot (list zo dňa 27.2.2003). V našej lokálnej tlači sa písalo o odstrele zubrov v Topoľčiankach a o použití získaných financií na zabezpečenie chovu. Zubor sa označoval za zachránený druh a chov v topoľčianskej zvernici sa považoval skôr za turistickú atrakciu. Podcenili sa zásady plemenného chovu, neviedla sa chovná kniha, informácie sa neposkytovali do medzinárodného registra v Bielovieži. Štátna ochrana prírody sa od chovu dištancovala.

6/ O neodbornosti pri záchrannom chove zubra v topoľčianskej zvernici svedčí aj postup pri obnove čriedy dovozom štyroch zubrov z Poľska v r. 2002. Do Topoľčianok sa priviezli zubry nížinnej línie. Pritom dovtedy chované zubry boli nížinno-kaukazkej línie. Túto skutočnosť si neuvedomili ani naši genetici. Preto v súčasnosti sa v Topoľčiankach chovajú zubry obidvoch línií a ich kríženec. Porušili sa zásady plemenného chovu, narušila sa dôvera k čistote chovu v Topoľčiankach, znehodnotil sa chov.

7/ „Odlov nadbytočných zubrov“ považujem v prípade živočíšneho druhu, ktorý takmer vyhynul a je predmetom medzinárodného záchranného chovu, za nepochopiteľné. Odstrel zubrov poľovníkmi s cieľom získať finančné prostriedky na ďalší chov neospravedlňuje takýto postup. Je v rozpore s Akčným programom záchrany zubra z r. 2004, ktorý požaduje pokračovať v rozmnožovaní zubrov, vo zvyšovaní počtu zvierat chovaných v zajatí a vo voľnej prírode. Preto prijateľnou stratégiou je výmena zvierat medzi chovmi a vypustenie do voľnej prírody, napr. aj do NP Poloniny.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 141 - 158

ŠTRUKTÚRA A DYNAMIKA POPULÁCIE KAMZÍKA VRCHOVSKÉHO TATRANSKÉHO (RUPICAPRA RUPICAPRA TATRICA) V NÍZKYCH TATRÁCH

STRUCTURE AND DYNAMICS OF THE TATRA CHAMOIS (RUPICAPRA RUPICAPRA TATRICA) POPULATION IN THE LOW TATRAS

Robin Rigg[1] & Stanislav Ondruš[2]

[1] SWS – Slovak Wildlife Society, Spoločnosť pre výskum, vzdelávanie a spolužitie s prírodou,
P.O. Box 72, SK - 033 01 Liptovský Hrádok; e-mail: info@slovakwildlife.org
[2] Štátna ochrana prírody, Správa Národného parku Nízke Tatry, Zelená 5, SK - 974 01 Banská Bystrica; e-mail: stanislav.ondrus@sopsr.sk

Abstract

The Tatra chamois *(Rupicapra rupicapra tatrica)* was reintroduced to the Nízke Tatry (Low Tatras) in 1969–1976 using 30 individuals from the autochthonous population in Tatranský National Park (TANAP). After reaching a peak of 120–150 individuals, numbers declined after 1996. On the basis of an annual census conducted in late June, during which we counted a minimum of 72 different individuals each year, we estimate the size of the Nízke Tatry population in 2001–2005 at between 93 and 103 individuals. Young of the year comprised an average of 25% of the population, yearlings and 2-year olds accounted for 16%, and the remaining 59% of individuals were 3 years old or older with a female:male ratio of 4:1. The population decline in the late 1990s was preceded by 4 years of low recruitment (young of the year averaged 5% of all individuals) whereas the recent higher reproductive rates have been associated with a stabilizing of the population. A similar pattern was identified in TANAP. We therefore conclude that population dynamics have been driven largely by fluctuations in reproductive success, rather than variation in mortality. We discuss factors which could influence fecundity. We also report observations of large alpine predators as well as an unusual case of a yearling chamois lacking external ears, possibly due to a genetically-induced birth defect. We suggest focusing future work on determining the degree of inbreeding in the two populations of Tatra chamois and analyzing their genetic viability.

Key words: Low Tatras National Park, population dynamics, predation, reproductive success, Rupicapra rupicapra tatrica, Tatra chamois

Úvod

Kamzík vrchovský tatranský (*Rupicapra rupicapra tatrica,* Blahout 1971) vyhynul v Nízkych Tatrách v období stredného holocénu, pravdepodobne v dôsledku prirodze-

ných klimatických zmien. Jeho úspešná reštitúcia prebehla v r.1969–1976, keď bolo do centrálnej časti tohoto pohoria vypustených 30 jedincov z Tatranského národného parku (Ondruš 2002).

Po dosiahnutí odhadovaného stavu 120–150 jedincov od r.1996 začala početnosť kamzíka v Národnom parku Nízke Tatry klesať (Ondruš 2002). Autochtónna populácia v TANAP-e zaznamenala výraznejší pokles už koncom 80-tych rokov (Jurdíková 2000, Koreň et al. 2002). Za možné príčiny bol stanovený celý rad antropických, antropogénnych aj prirodzených faktorov (Janiga & Švajda 2002). Medzi najčastejšie patria: negatívny vplyv neregulovanej turistiky, skialpinizmus a horolezectvo, motorové a bezmotorové lietanie ponad stanovištia kamzíkov, pytliactvo, kontaminácia biotopov, klimatické pomery, zmena trofických pomerov, zdravotný stav kamzíkov a zvýšený tlak predátorov.

Projekt na záchranu tatranského kamzíka sa v TANAP-e realizoval v r.1999–2000 (Radúch 2002a). Nasledoval päťročný Program záchrany kamzíka vrchovského tatranského na roky 2001–2005 (Koreň et al. 2002), do ktorého bola pojatá aj reintrodukovaná, „náhradná“ populácia v Nízkych Tatrách (Ondruš 2002). Naším cieľom bolo prispieť nasledujúcimi aktivitami:

- určiť celkovú početnosť populácie v NAPANT-e
- spočítať tohoročné mláďatá (prírastok) do konca júna
- odhadnúť stupeň prežitia v prvých dvoch rokoch života
- určiť trend populácie kamzíkov (klesajúci, stabilný, rastúci)
- zbierať vzorky na genetický rozbor
- zaznamenávať znaky potencionálnych predátorov ako aj alternatívnu korisť nachádzajúcu sa v subalpínskom a alpínskom vegetačnom pásme
- popísať a percentuálne rozlíšiť zložky potravy veľkých šeliem v NAPANT-e
- realizovať praktické opatrenia (vynášky žrďoviny a montáž zábran na uzatvorenie chodníka)
- prispieť k výchove a vzdelávaniu (príprava informačných materiálov).

V tejto správe prezentujeme niektoré výsledky z monitoringu v teréne realizovanom v r. 2001 až 2005 pracovníkmi NAPANT-u a Slovak Wildlife Society spolu s dobrovoľníkmi BTCV – British Trust for Conservation Volunteers.

Materiál a metodika

Početnosť, populačná štruktúra

Kamzíky sa v Nízkych Tatrách vyskytujú v malých počtoch na obmedzených územiach, na ktorých je ich rozšírenie nerovnomerné. Použitím transektov, prepočítanie z hustoty v modelových územiach a podobne (Lancia et al. 1996, Gibbs 2000) by preto mohlo dôjsť ku značne skresleným výsledkom. Tradičná metóda sčítania závisí od počasia a dostatočného počtu personálu. Napríklad v r. 2000 sa sčítanie podarilo až na tretí pokus, ani vtedy nebolo počasie ideálne a výsledky neboli získané zo všetkých spočítacích úsekov (Ondruš 2002).

Vyvinuli sme preto vlastnú metódu, ktorá mala niekoľko výhod v porovnaní s jednodňovým resp. víkendovým sčítavaním. Keďže prieskum bol plánovaný na obdobie dvoch týždňov, počas piatich rokov nebol ani raz odvolaný kvôli zlému počasiu. Oproti tradičnému sčítaniu bolo potrebných menej ľudí, čím sa redukovalo aj vyrušovanie kamzíkov a iných zvierat. Opakovaním pozorovaní toho istého jedinca v dlhšom ča-

sovom období sa zvyšovala možnosť rozpoznať jednotlivé jedince a klasifikovať ich presnejšie.

Sčítanie sa vykonávalo ročne počas dvoch týždňov do konca júna. V každom roku 2–4 skúsení pracovníci viedli skupinu 3–9 dobrovoľníkov. Dvakrát denne, ráno a večer, sa pozorovatelia rozostavili pozdĺž hrebeňa vo vzdialenostiach cca.200–500m a počas 2–4 hodín hľadali a pozorovali kamzíkov binokulárnym resp. monokulárnym ďalekohľadom. Práca v teréne sa zameriavala najprv na oblasť od Králičky a Štiavnice až po Chopok, postupne sa presunula smerom na západ po Bôr a Kotliskú, do menšej miery aj na Skalku a Chabenec. Pozorovatelia boli ubytovaní v chatách pod Ďumbierom a na Chopku, aby sa redukovala strata času pri každodennom výstupe do cieľovej lokality a taktiež, aby bolo možné vykonávať pozorovanie od úsvitu až do súmraku.

Poznámky sme zaznamenávali do štandardizovanej tabuľky s údajmi lokality, aktivity, pohybu atď. Celkový počet pozorovaných jedincov bol udávaný spolu s klasifikáciou každého jedinca, ktorého bolo možné s istotou určiť. Okrem tohoročných mláďat, ktoré sa v júni ľahko rozlišujú vďaka malému vzrastu a odlišnému sfarbeniu, sme na klasifikáciu ostatných jedincov podľa vekovej kategórie (ročné, dvojročné, staršie) využívali tvar, relatívnu hrúbku a dĺžku rožkov (Koubek & Hrabě 1984). Avšak rožky neboli vždy spoľahlivým indikátorom pohlavia, takže na dôveryhodné rozlíšenie samcov od samíc bolo niekedy potrebné vidieť spôsob močenia (Blahout 1976). Prvý rok sme len získavali skúsenosti s metódou a termín výskumu (24.6.–6.7.) sa odlišoval od ostatných rokov, takže sme do výsledkov zahrnuli len počet mláďat.

Aby sme odhadli celkový počet rozličných jedincov, ktorých sme pozorovali a tiež aby sme predišli prípadnému započítaniu jedinca dvakrát, pri hodnotení sme brali do úvahy celkový počet kamzíkov, ktoré boli pozorované v tom istom čase rôznymi pozorovateľmi. Taktiež sa určil celkový počet jedincov určitej vekovo-pohlavnej skupiny v danej oblasti. Pri nejasnostiach, čo sa týka možnej duplicity, sa určil minimálny a maximálny počet pozorovaných jedincov.

Súčasnú štruktúru sme porovnali pomocou neparametrických štatistík s údajmi z predchádzajúcich rokov (Ondruš 2002) v štatistickom programe Minitab for Windows Release 13.30 (Minitab Inc., State College PA, USA).

Prírastok, prežitie a trend

Termín v druhej polovici júna bol zvolený preto, aby sme zistili nielen celkový stav, ale aj skutočnú natalitu. Väčšina vrhov je dovtedy už ukončená, kamzice s kamzíčatami sa zhromažďujú v tzv. materinských skupinách (Blahout 1976). Pri odhadovaní stupňa prežitia sme v každej skupine používali minimálne počty a porovnávali ich v rámci tej istej generácie (napr. počet dvojročných mláďat v r.2004 bol porovnaný s jednoročnými v r.2003 a narodenými v r.2002). Skutočný stupeň prežitia mohol byť vyšší, pretože v porovnaní s mláďatami, bolo ťažšie identifikovať subadultov, ktoré sa viac zdržiavali v malých skupinách alebo osamotene a možno sa pohybovali na širšom území. Na druhej strane niektoré novonarodené jedince mohli uhynúť ešte pred obdobím nášho výskumu.

Aby sme určili celkový trend populácie (klesajúci, stabilný, rastúci), doplnili sme výsledky tradičných jedno- alebo dvojdňových sčítaní kamzíkov (Ondruš 2002) s poslednými údajmi získanými tou istou metodikou (Ondruš 2004).

Výskyt a potrava predátorov a ich alternatívna korisť

Dvojtýždňový pobyt v teréne umožňoval pozorovanie predátorov ako aj iných druhov, ktoré mohli byť ich potencionálnou korisťou. Tie sme zaznamenávali podľa priameho pozorovania počas sčítania kamzíkov. V prípade veľkých šeliem *(Canis lupus, Ursus arctos, Lynx lynx)*, ktoré sú zriedkavejšie pozorované, sme zaznamenali aj ich pobytové znaky. Vzorky trusu sme zozbierali od marca do októbra v podhorskom až alpínskom vegetačnom pásme (700–2 025m n.m.v.), aby sme mohli porovnať potravu šeliem v areáli kamzíkov so širším okolím. Obsah trusu sme analyzovali použitím štandardných metód (Rigg & Gorman 2004, 2006). Hodnotili sme aj nahlásený úhyn kamzíka počas celého obdobia r. 2001–2005.

Charakteristika sledovaného územia

Areál kamzíka v NAPANT-e zaberá prevažne odlesnené subalpínske a alpínske biotopy nad hornou hranicou lesa v centrálnej časti pohoria. Možno ho vymedziť úsekom hlavného hrebeňa od sedla Ďurkovej po Králičku, vrátane priľahlých severných (Bôr, Prašivá, Ludárova hoľa, Matúšovské hole) a južných (Skalka, Žiarska hoľa) rázsoch. Územia s výskytom kamzíka boli podrobnejšie opísané nedávno (Bačkor & Gálfyová 2006).

Výsledky

Početnosť a štruktúra populácie

Počas 22 dní pozorovania v júni r. 2002–2005 sme videli jedného alebo skupinu kamzíkov spolu 246-krát. Po vylúčení možnosti duplicity, sme spočítali minimálne 72–85 rozličných jedincov ročne (tab. 1). Ak pripustíme aj menej jednoznačné poznámky, je možné, že bolo pozorovaných až 85–92 rôznych jedincov v každom roku.

S istotou sme klasifikovali 88% pozorovaných jedincov, v porovnaní so 67% pri tradičných sčítaniach v r. 1978–2000. V tabuľke 1. sú evidované rozmedzia od minimálne po maximalne možné pozorované počty, ak zahrnieme aj neidentifikované jedince. Ak berieme do úvahy len najspoľahlivejšie určenia, polovicu (48%) tvorili samice najmenej v treťom roku života, kamzíčatá tvorili 25% populácie, jednoročné a dvojročné dokopy 16% a zvyšných 12% boli trojročné a staršie samce.

Počet vodiacich samíc s mláďatami v r. 2002–2005 bol aspoň 15–17, v priemere 52% zo všetkých samíc najmenej v treťom roku života. Počet kamzíčat pozorovaných za rok vzrástol z 13 v r. 2001 na 16–21 v r. 2002–2005.

Je pravdepodobné, že sme vynechali niektoré jedince, takže považujeme uvedené počty jedincov za minimálne prítomné na skúmanom území. Napríklad v r. 2005 sme spočítali do konca júna 17–19 mláďat, avšak podľa monitoringu pracovníkov NAPANT-u zameraného hlavne na mláďatá, ich bolo 21–23 (Ondruš in Jasík et al. 2005), teda o 21–24% viac. Prepočítanie s touto odchylkou naznačuje celkovú početnosť populácie 93–103 jedincov.

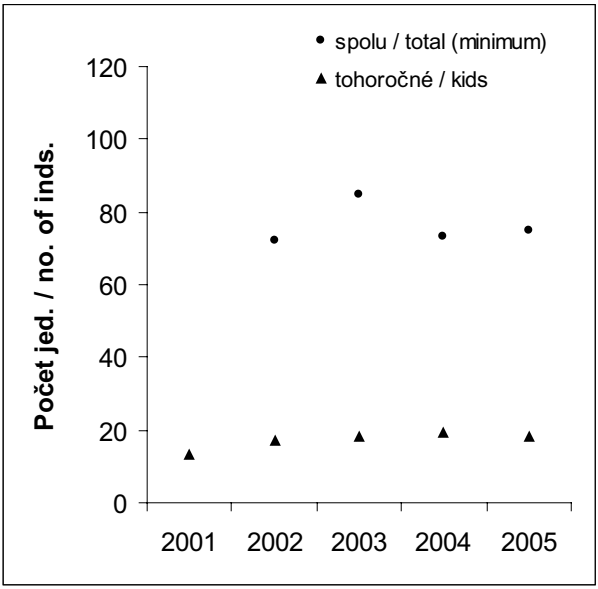
Pre porovnanie, počas tradičného jednodňového sčítania bolo dňa 17.7.2004 priamo pozorovaných 82–85 kamzíkov, z toho 20–23 mláďat, na základe čoho sa celková početnosť odhadovala v rozmedzí 95–105 (Ondruš in Jasík et al. 2004).

Tab. 1 Početnosť a zloženie kamzíkov v NAPANT-e po spočítaní v júni. Dolná hodnota ukazuje minimálny počet pozorovaných jedincov, horná hodnota označuje maximálny možný počet vrátane neklasifikovaných jedincov
Table 1 Number and age-sex class of chamois seen in Nízke Tatry in June. The lower figures represent the minimum number of individuals seen; the upper figure is the maximum possible if unclassified individuals are included

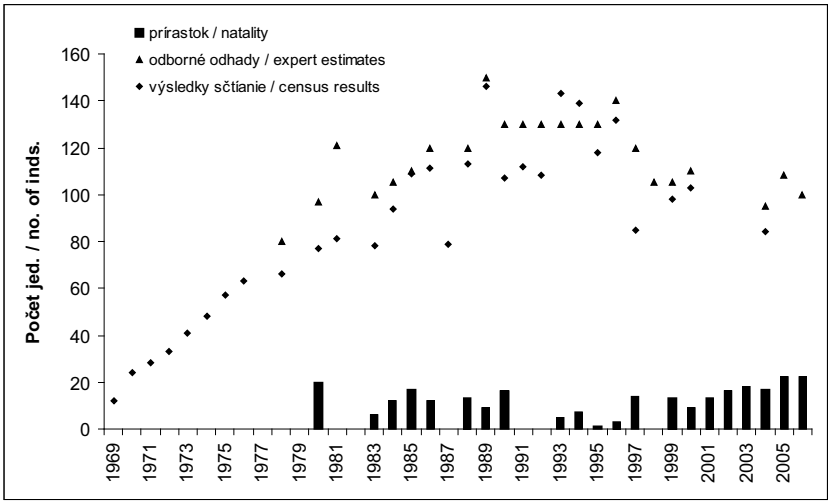
rok / year	capy / males	kozy / females	tohoročné / kids	ročné / 1-yr olds	2-ročné / 2-yr olds	spolu / total
2001	-	-	13	-	-	-
2002	6–12	34–57	16–18	3–13	2–9	72–92
2003	12–22	31–44	18	10	1–9	85–91
2004	9–17	32–45	17–21	5–14	6–14	73–87
2005	4–17	31–44	17–19	14–23	1–13	75–85
Priemer / mean (minimum, %)	7,8 11,6%	32,0 47,5%	17,0 25,3%	8,0 11,9%	2,5 3,7%	

Populačný trend

Počas nášho výskumu nebol viditeľný žiadny trend v celkovej početnosti populácie, t.j. celková početnosť bola stabilná (obr. 1). Päť rokov je však krátky čas na hodnotenie dlhodobejšieho vývoja. Tradičné sčítania a na nich založené odborné odhady naznačujú, že od konca 90-tych rokov sa populácia stabilizovala na úrovni okolo 100 jedincov (obr. 2).



Obr. 1 Tohoročné mláďatá a celkový (minimálny) počet jedincov po spočítaní v júni
Fig. 1 Young of the year and total (minimum) number of individuals seen in June



Obr. 2 Výsledky tradičných jedno- alebo dvojdňových sčítaní kamzíkov a odborné odhady početnosti populácie v Nízkych Tatrách od reštitúcie v 1969-1976
Fig. 2 Results of traditional 1- or 2-day censuses of chamois and expert estimates of population size in the Nízke Tatry since reintroduction in 1969–1976

Prírastok a prežitie

Za rok sme identifikovali minimálne 13–18 mláďat a 3–14 prvoročiakov. Ak berieme do úvahy nižšiu hranicu v každej generácii, ako minimum prežitia (angl. „survival rate“) do konca prvého roka života bolo zistených 49% (tab. 2). Identifikovali sme aj 1–6 dvojročiakov, čo predstavuje 17% mláďat t.j. 34% prvoročiakov prežilo do konca druhého roka života. Prežitie do konca prvého aj druhého roka bolo veľmi podobné u mláďat narodených v r. 2001 a 2003, ale vyšší stupeň pre mláďatá narodené v r. 2002 (X^2 = 5,272, d.f. = 2, p = 0,072).

Tab. 2 Počet mláďat pozorovaných v júni a ich minimálny stupeň prežitia v prvom a druhom roku života
Table 2 Number of kids observed in June and their minimum survival rates in the first and second years of life

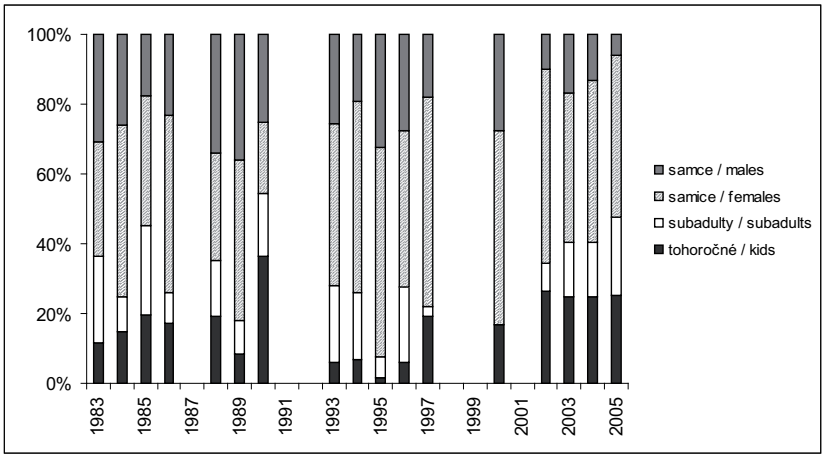
	pozorovaný prírastok / observed natality	*prežitie / survival (minimum)*			
		do 1. roka / 1st year		*do 2. roka / 2nd year*	
mláďatá z roku	*n*	*n*	*%*	*n*	*%*
2001	*13*	*3*	*23*	*1*	*8*
2002	*16*	*10*	*63*	*6*	*38*
2003	*18*	*5*	*28*	*1*	*6*
2004	*17*	*14*	*82*	*-*	*-*
priemer / mean	*16,0*	*8,0*	*49*	*2,7*	*17*

Zmeny v štruktúre populácie a vzťah s jej dynamikou

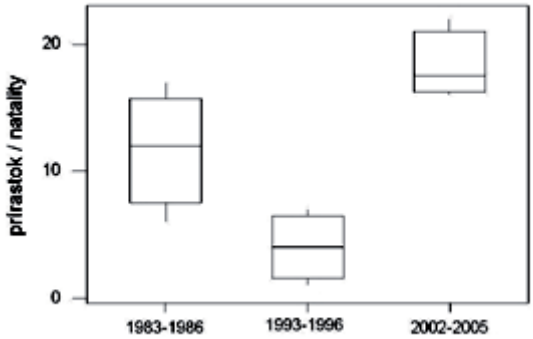
Podiel samíc a subadultov pozorovaných v r. 2002–2005 bol veľmi podobný so záznamami z r. 1983–2000 (tab. 3, obr. 3). Avšak počty samcov, ktoré sme pozorovali v r. 2002–2005 tvorili menej ako polovicu počtov pred 10 rokmi (Mann-Whitney U test, W = 26,0, p = 0,030). Zaznamenaný počet mláďat klesol na veľmi nízku úroveň v r. 1993–1996 (obr. 4), nasledoval pokles v populácii (obr. 2). Prírastok bol zásadne vyšší počas nášho výskumu v r. 2002–2005 (Kruskal-Wallis test, H = 8,43, d.f. = 2, p = 0,015), kedy bola početnosť populácie stabilná.

Tab. 3 Porovnanie štruktúry populácie zistenej počas 4-ročného obdobia v intervale 10 rokov. Údaje z r.1983-1996 sú odvodené z tradičných jedno- alebo dvojdňových sčítaní, z r.2002-2005 sú údaje založené na našich pozorovaniach
Table 3 Comparison of population structure determined during 4-year periods at intervals of 10 years. Data for 1983–1996 are derived from traditional 1- or 2-day censuses, those for 2002–2005 are based on our observations

		priemerný počet a podiel / mean number and proportion				
roky / years		*capy / males*	*kozy / females*	*tohoročné / kids*	*subadulty / subadults*	*Spolu / Total*
1983–1986	*n*	*17,0*	*31,0*	*11,8*	*12,3*	*72,1*
	%	*24%*	*43%*	*16%*	*17%*	*-*
1993–1996	*n*	*19,0*	*39,3*	*4,0*	*13,3*	*75,6*
	%	*25%*	*52%*	*5%*	*18%*	*-*
2002–2005	*n*	*7,8*	*32,0*	*17,0*	*10,5*	*67,3*
	%	*12%*	*48%*	*25%*	*16%*	*-*



Obr. 3 Populačná štruktúra zistená v rokoch, počas ktorých bolo klasifikovaných aspoň 40 jedincov (v rozmedzí 44–106). Údaje z r.1983-2000 sú odvodené z tradičných jedno- alebo dvojdňových sčítaní, z r.2002-2005 sú údaje založené na našich pozorovaniach
Fig. 3 Population structure as determined for years in which at least 40 individuals (range 44–106) were classified. Data for 1983–2000 are derived from traditional 1- or 2-day censuses, those for 2002–2005 are based on our observations



Obr. 4 Počet kamzíčat pozorovaných za rok počas 4-ročného obdobia v intervale 10 rokov (median a medzikvartálne rozpätie)
Fig. 4 Number of kids observed per year during 4-year periods at intervals of 10 years (median a interquartile range)

Výskyt a potrava predátorov

Počas našich prieskumov sme nevideli úspešnú predáciu na kamzíkov ani nebol zaznamenaný jednoznačný nepriamy dôkaz. Nahlásených bolo v r.2001–2005 aspoň 16 prípadov uhynutých kamzíkov v Nízkych Tatrách, z nich 47% v marci–apríli a 27% v máji–júni (n = 15). Až 9 prípadov (56%) bolo v roku 2001. V troch prípadoch boli pri zvyškoch nájdeného kadáveru aj stopy rysa a 3-krát stopy vlka. Avšak väčšinou to boli nálezy fragmentov kadáverov, príčinu úhynu nebolo možné zistiť. Vek uhynutých jedincov bol v rozmedzí 3–7r. (n = 3), až 86% bolo samcov (n = 7).

Počas 22 dní pozorovania v júni r.2002–2005 sme výskyt vlka v areáli kamzíka zaznamenali 9-krát (tab. 4), z toho 4-krát boli priamo pozorované a 5-krát nájdené pobytové znaky (trus). Dňa 18.6.2002 o 07.30 prešiel cez Králičku vlk a smeroval k hornej hranici lesa, kde bola súčasne aj črieda 8 diviačíc s aspoň 4 diviačatami. Dňa 24.6.2002 o 08.10 prešla Demänovským sedlom cez hlavný hrebeň zo Širokej doliny srna, ktorej po stope šiel vlk o 20 minút neskôr. Dňa 26.6.2003 o 14.30 sa vlk chystal prejsť z Vajskovskej doliny cez sedlo Poľany, avšak sa vrátil, keď zbadal turistu. Dňa 29.6.2003 o 05.30 R. Rigg a S. Beťková počuli zavýjanie 2–3 vlkov v Ludárovej doline. Kamzica na Ďumbieri bola z toho zjavne nervózna.

Jeleňovité *(Cervus elaphus, Capreolus capreolus)* sa vyskytli v 77% vzoriek trusu vlka (n = 35) zbieraných od marca do októbra. Po samotnom kamzíkovi bol v areáli kamzíka najčastejšie sa vyskytujúci kopytník jeleň (tab. 4). Najväčšia pozorovaná črieda mala aspoň 10 členov (Zákľuky, 22.6.2004 o 19.30). Druhou najčastejšou zložkou v truse vlka boli rôzne druhy malých mäsožravcov (*2x Vuples vulpes, 1x Meles meles,* 1x lasicovité, 1x iné), nájdené v 14% vzoriek, všetky mimo areálu kamzíka. Zvyšky diviaka *(Sus scrofa)* boli zistené 4-krát (11%). Relatívny výskyt jeleňovitých verzus diviak (Fisherov Exact Test, 2-Tail, p = 1) a kopytníkov verzus iné (p = 0,340) sa v truse zozbieranom priamo v areáli kamzíka s ostatným v Nízkych Tatrách štatisticky neodlišoval, hoci sme k dispozícii mali pomerne málo vzoriek. Avšak potrava vlkov sa

zdala byť pestrejšia v nižších polohách, kde sa v truse vyskytlo až 8 druhov oproti 3 v areáli kamzíkov.

Výskyt medveďa sme v júni zaznamenali 30-krát, z toho 10-krát boli priame pozorovania a zvyšok pobytové znaky (trus). Výsledky sú však značne ovplyvnené prítomnosťou synantropnej medvedice, ktorá v období 15.–28.6.2002, spravidla od 23 hod. niekoľkokrát navštívila chatu pod Ďumbierom, kde sme boli ubytovaní. V ostatných prípadoch sa medvede pásli na tráve a bylinách ráno do 10 hod. alebo večer od 19 hod.

Ani v truse medveďa (n = 217) neboli nájdené žiadne zvyšky kamzíka. Zozbierané vzorky z areálu kamzíkov aj jeho okolia obsahovali v júni–júli prevažne trávu a byliny (spolu 81–86% priemerného obsahu vzorky trusu). Avšak 13/23 vzoriek trusu z areálu kamzíka obsahovalo mravce, zatiaľ čo mimo areálu kamzíka ich obsahovalo len 2/20 (Fisherov Exact Test, 2-Tail, p = 0,002). Naopak, vzorky mimo areálu kamzíka obsahovali častejšie cicavce (p = 0,039).

Orla skalného *(Aquila chrysaetos)* sme videli aspoň 9-krát. Napríklad dňa 25.6.2002 o 13.30 krúžil nad Bôrom, kde bola črieda 13 kamzíkov vrátane tohoročných mláďat. Orol nemal žiadny zreteľný zaujem o kamzíkov a ani oni o neho. Podobný prípad bol 27.6.2003, keď 2 orly preleteli nízko nad samcom, ktorý bol ďaleko od skál. Ďalej bol orol pozorovaný ako sa vznášal 2–3 metre nad čriedou kamzíkov, ktorá sa nervózne zoskupila (E. Oriol osobná komunikácia), ako aj počas neúspešných útokov na svište *(Marmota marmota latirostris)*. Z alternatívnej koristi bol napríklad zajac *(Lepus europaeus)* pozorovaný večer 18.6.2002 vo výške cca 1 900 m na južnom svahu Štiavnice. Zaujímavé pozorovanie bolo dňa 27.6.2005, keď o 10 hod. letel orol nízko nad Prašivou a pred ním utekali 2 medvieďatá. Medvedica sa vrátila k poslednému mláďaťu, orol stúpal a medvedia rodina ušla do kosodreviny (pozri Sørensen et al. 2008).

Z ostatných potenciálnych predátorov v alpínskom pásme sa denne vyskytli krkavce *(Corvus corax)*, ale interakcie s kamzíkmi neboli zaznamenané. Trus líšky *(Vuples vulpes)* bol nájdený v okolí Ďumbiera 25.6.2002. V areáli kamzíka sme prítomnosť rysa v júni nezaznamenali.

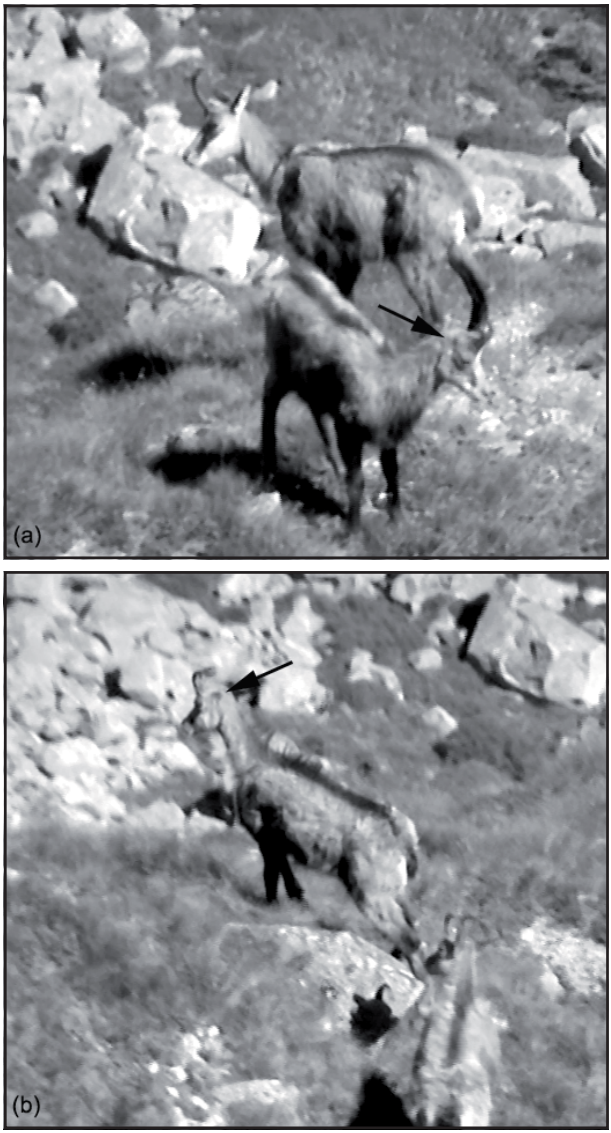
Tab. 4 Počet pozorovaní a veľkosť skupín kopytníkov a veľkých šeliem v areáli kamzíkov v Nízkych Tatrách počas 22 dní pozorovania v termíne 15–29.6. v r. 2002–2005
Table 4 Number of sightings and group size of ungulates and large predators seen within the chamois range in Nízke Tatry during 22 days from 15th to 29th June 2002–2005

	kamzík	*jeleň*	*diviak*	*srnec*	*medveď*	*orol*	*vlk*	*rys*
priame pozorov. (n-krát)	*246*	*11*	*1*	*1*	*10*	*9*	*4*	*0*
počet v skupine	*1–27*	*1–10*	*12*	*1*	*1–3*	*1–2*	*1–3*	*-*
priem. počet v skupine	*4,7*	*2,3*	*12,0*	*1,0*	*1,2*	*1,1*	*1,5*	*-*
nájdené pobytové znaky	*-*	*-*	*-*	*-*	*20*	*-*	*5*	*0*

Nezvyčajný jav: kamzík bez ušnice

Dňa 29.6.2005 v čriede šiestich jedincov v lokalite Krížske sedlo R. Rigg pozoroval ročného kamzíka bez externej časti pravého ucha a iba s malou časťou ľavého ucha. V teréne sa to nedalo určiť, ale je možné, že vnútornú časť zvukovodov mal v poriadku. Rožky neboli poškodené, nebolo vidieť ani žiadne známky zranenia či bolesti. Kamzík bol pozorovaný ďalekohľadom (8–16 x 40) zo vzdialenosti menej ako 50 m pri dobrej viditeľnosti v čase od 9 hod. do 10 hod. Počas tohto sledovania ho bolo možné podrob-

ne porovnávať s druhým jedincom podobného veku, s ktorým práve zápasil a natočiť videozáznam (obr. 5a, b).



Obr. 5 Ročný kamzík bez externej časti pravého ucha (a) a s malou časťou ľavého ucha (b) v lokalite Krížske sedlo dňa 29.6.2005 (z videozáznamu R. Rigga)
Fig. 5 Yearling chamois lacking its right external ear (a) and with only a small part of the left ear (b), Krížske sedlo, 29.6.2005 (from video footage by R. Rigg)

Diskusia

Výsledky získané našou metodikou, ktorá si vyžaduje oveľa menej ľudí a je do menšej miery ohrozená nepriaznivým počasím, boli podobné tradičným sčítavaniam.

Hoci niektoré jedince vždy chýbajú vo výsledkoch sčítania, trend populácie je pre manažment často dôležitejší ako jej presná celková veľkosť. Zistili sme, že zmeny v štruktúre populácie kamzíkov, hlavne v podiele prírastkov, súvisia so stupňom rastu populácie. Výsledky našej analýzy naznačujú, že pokles počtu kamzíkov v NAPANT-e od r.1996 predovšetkým súvisel so zníženým prírastkom. Aj v TANAP-e bol rapídny pokles počtov kamzíkov v prvej polovici 90-tych rokoch spojený so zníženými prírastkami, ktoré vtedy tvorili len 9–10% z celkového stavu (Kováč 1996, Koreň et al. 2002). Pokles natality bol tiež zaznamenaný, keď sa znížil početný stav populácie v 60-tych rokoch (Koreň et al. 2002). Naopak, nárast celkových počtov bol evidentný hneď, ako sa od r.2001 zvýšil prírastok (Radúch 2004). Prírastok za obdobie 1947–1963, keď počet kamzíkov na pôvodnom území TANAP-u prudko stúpal, bol odhadnutý na 20% (Blahout 1975).

Za úbytok kamzíka v TANAP-e ako aj v NAPANT-e obvinili viacerí autori zvýšený predačný tlak (Kováč 1996, Chovancová 2001, Ballo 2002b, Koreň et al. 2002, Radúch 2002b). Predácia sa na kamzíkov v Tatrách určite vyskytuje (Radúch 2002c, 2003) a zrejme má podiel na vysokej strate v prvých dvoch rokoch života (Linnell et al. 1995). Diskutabilné je, do akej miery straty spôsobené predátormi obmedzujú či redukujú celkový počet kamzíkov. Malý podiel capov v Tatrách, vysvetlený niektorými autormi ako dôsledok pytliačenia (Ballo 2002a, Koreň et al. 2002), môže byť následkom selektívnej predácie rysa (Molinari-Jobin et al. 2002) alebo zraniteľnosti samcov do konca zimy (Togo & Gaillard 2003). Keďže sú kamzíky prevažne konzumované v zimnom a skorom jarnom období (Janiga & Hrkľová 2002, Radúch 2002c, 2003), koľko zo strhnutých jedincov by kvôli vyčerpaniu svojej rezervy aj tak neprežilo zimu (Coulson et al. 2001) resp. po nižšej zdatnosti („fitness“) bolo náchylných na predáciu? (Barber-Mayer & Mech 2008).

Hlavným predátorom kamzíka v Tatrách je rys (Chudík 1974, Bališ & Chudík 1976), počty rysov a kamzíkov však nekorelujú (Chovancová & Gömöry 1999, 2000). V pohorí Jura vo Švajčiarsku a Francúzsku boli mladé kamzíky a srny strhnuté rysom najčastejšie od 1. júna do 15. augusta (Molinari-Jobin et al. 2004). Náš výskum bol realizovaný práve počas tohto obdobia, ale nenašli sme žiadny dôkaz úspešnej predácie na kamzíkov. V Belianskych Tatrách sa počas piatich rokov celoročného monitoringu nepodarilo dohľadať evidentne strhnuté kamzíky, napriek pravidelnému výskytu predátorov (Ksiažek & Sedláková 2006). Podobná správa bola za rok 2002 publikovaná aj z NAPANT-u (Bačkor 2003). Na Poľskej strane Tatier počas obdobia 1980–2003 mali lavíny (30%) a pytliactvo (26%) spolu na účte trojnásobne vyšší podiel zaznamenanej mortality kamzíka ako predácia rysom (14%) a vlkom (3%) (Zięba & Kozica 2004). Vlk môže byť úspešný za určitých okolností, napríklad keď sa kamzíky vyskytujú v nižších polohách, ďalej od skál a strmých svahov pripadne za zlej viditeľnosti (Blahout 1976, Ballo 2002b, Radúch 2003). Avšak v talianskych Alpách sa napriek vyššej populačnej hustote a početnosti kamzíka vlci orientovali na jelene a zapríčinili iba 6–9% mortality kamzíka ročne (Gazzola et al. 2007). Orol skalný loví kamzíčatá (Bertolino 2003), ale vo väčšine prípadov v Tatrách kamzice mláďatá úspešne ochránia (Blahout 1976).

Otázkou potom zostane, prečo sa prírastky medzi obdobiami do takej miery líšia? V populácii alpských kamzíkov *(R. r. rupicapra)* vo Francúzsku bola väčšina variácií v prírastkoch medzi rokmi vysvetlená prevalenciou protilátok proti baktériám *Salmonella enterica serovar Abortusovis, Chlamydophila abortus a Coxiella burnetii* spolu s klimatickými podmienkami (Pioz et al. 2008). Zaujímavé je, že zvýšenie natality sa u tatranských kamzíkov paralelne udialo v oboch izolovaných populáciách. V Belianskych Tatrách bol počas toho istého obdobia ako náš výskum prírastok takmer identický, ako sme zistili v Nízkych Tatrách, t.j. cca.25% z celkového stavu (Ksiažek & Sedláková 2006), čo je v tatranských podmienkach pomerne vysoká hodnota. V jarných mesiacoch r.2002 a 2003 boli v Tatrách mimoriadne priaznivé klimatické podmienky (Radúch 2004) na rozdiel od 90-tych rokov, keď mohli hrubá snehová pokrývka aj silné vetry v máji v r.1991 a 1995 zapríčiniť redukciu stavov o 15–20% (Chovancová & Gömöry 1999, 2000). Oneskorené jarné ochladenie a sneženie počas obvyklého obdobia rodenia mláďat (máj–jún) môžu byť zodpovedné za značný úhyn v dôsledku podchladenia. Priemerná hĺbka snehovej pokrývky je dôležitým obmedzujúcim faktorom pre ibex (Capra ibex) v Národnom parku Gran Paradiso (Jacobson et al. 2004). Zložitá kombinácia zimného počasia, populačnej hustoty a štruktúry vysvetlila výrazné kolísanie aj v počtoch divožijúcich oviec Soay (Jones et al. 2005). Nepriaznivé počasie na jar znižuje natalitu, počet a hmotnosť mláďat a ich prežitie aj u rôznych druhov svišťa (Armitage 2000).

Druhý rok života sa javí ako obzvlášť obtiažny, keďže len jedna tretina prvoročiakov v NAPANT-e prežila do druhého roka života. Štádium nedospelosti má dôležitý vplyv na populačnú dynamiku veľkých bylinožravcov (Gaillard et al. 2000). Pozorovanie niekoľkých ďalších generácií a určenie príčin mortality by umožnili podrobnejšiu analýzu populačnej dynamiky (Elkinton 2000).

Existujú aj ďalšie možné faktory. Rovnaké trendy vo vývoji početnosti kamzíkov v súvislosti s vylúčením pastvy hospodárskych zvierat na slovenskej a poľskej strane Tatier naznačujú, že únosná kapacita biotopu (angl. „habitat carrying capacity“) sa kvôli sukcesii zmenila (Janiga & Zámečniková 2002). Pokles početnosti kamzíkov na pôvodnom území TANAP-u nastal v r.1965, 10 rokov po definitívnom ukončení pasenia. V poľskom Tatrzańskom Parku Narodowom trvalo pastierstvo legálne do r.1978. Počet kamzíkov začal klesať až od r.1987 (Zięba 2002), podobne ako v susedných Západných Tatrách, kde sa tiež prestalo pásť neskôr ako vo Vysokých či Belianskych Tatrách.

Je celkom možné, že existuje genetický problém, ktorý znižuje zdatnosť tatranského kamzíka. Populácia kamzíkov v Nízkych Tatrách pochádza z maximálne 30 jedincov (všetky vypustené jedince sa nemuseli podieľať na reprodukcii) z Vysokých a Belianskych Tatier. Autochtónna populácia samotná dvakrát prešla obdobím, keď jej počet prudko klesol: na cca. 300 jedincov po 1. svetovej vojne a menej ako 200 po 2. svetovej vojne (Randi et al. 2002). Pre izolované populácie a obzvlášť také, ktoré prešli takýmito tzv. „bottleneckmi“, je typická nízka hodnota genetickej diverzity, aká bola zistená u kamzíkov v Tatrách (Martinková 2001, Janiga 2004). Strata genetickej diverzity znižuje schopnosť populácií vyvíjať sa pod vplyvom zmien v prostredí ako sú klimatické extrémy, znečistenie ťažkými kovmi, globálne otepľovanie, choroby, parazity a predácia. V súvislosti s poklesom kamzíčej populácie v TANAP-e sa uvažovalo práve o týchto faktoroch (Janiga & Švajda 2002, Koreň et al. 2002).

Menšie prírastky mohli byť dôsledkom tzv. „inbreeding depression“ zníženej miery reprodukcie spôsobenej párením príbuzných jedincov (Crnokrak & Roff 1999) – čo

je riziko v malej, izolovanej populácii (Eldridge et al. 1999). Napríklad neplodnosť novozélandského druhu vtáka *Porphyrio mantelli* bola dvakrát vyššia u populácie introdukovanej na ostrove, napriek absencii predátorov (Jamieson & Ryan 1999). Navyše mláďatá príbuzných jedincov mávajú menšiu šancu prežitia (Ralls et al. 1979, Dietz et al. 2000, Armitage 2004). Následky príbuzenského kríženia bývajú väčšie v nepriaznivom prostredí (Roff 1997, Crnokrak & Roff 1999), akým sú vysokohorské oblasti tatranských kamzíkov (Janiga & Zámečniková 2002).

Inbreeding môže spôsobiť nielen nižšiu reprodukciu ale aj deformitu (Martinková 2001). Jedinec v NAPANT-e, ktorému chýbali ušnice, mohol mať vrodenú vadu zapríčinenú genetickou abnormalitou. (Výnimočne sa môže stať, že horné časti uší alpínskych kopytníkov odmrznú, ale spodná časť zostane.) V početnejšej populácii vo švajčiarskych Alpách neboli registrované podobné prípady (M. Baumann, WildARK, Bern, osobná komunikácia). Súvislosť so stratou variability a inbreedingu by bola pravdepodobnejšia pri viacerých postihnutých jedincoch (M. Festa-Bianchet, IUCN/SSC – Caprinae Specialist Group, osobná komunikácia). V r.2002–2005 bola zistená deformácia rožkov u cca.12% kamzíkov v NAPANT-e (Bačkor & Gálfyová 2006). I keď sa predpokladá, že väčšinu abnormalít rožkov spôsobuje mechanické poškodenie pri páde alebo dopade skaly na hlavu (Blahout 1976, Ráduch 2001), v niektorých prípadoch neboli vylúčené genetické príčiny.

Malé populácie majú väčšie riziko vyhynutia kvôli demografickej, environmentálnej, a genetickej stochasticite a kalamitám (Berger 1990). Vo viacerých prípadoch bolo zistené, že pri nižšej populačnej veľkosti či hustote došlo ku zníženej priemernej reprodukcii na jedinca – tzv. „Allee effect“ (Courchamp et al. 1999). Naše výsledky potvrdzujú, že u tatranského kamzíka sa stal práve opak. Prečo? Následné zvýšenie natality po poklese populácie môže naznačovať jav súvisiaci s hustotou (angl. „density dependent effect“) (Johnson 1996). Následky inbreedingu boli menšie pri nižšej populačnej hustote oviec Soay (Coltman et al. 1999). Avšak najjednoduchším vysvetlením príčiny by bola už spomenutá zmena v klimatických podmienkach (Chovancová & Gömöry 2000). Pri priaznivých podmienkach prostredia môžu populácie narásť aj napriek inbreedingu. Napríklad, tuleň *Mirounga angustirostris* sa rozmnožil z 20–30 na viac ako 100 000 jedincov (Campagna 2008).

Oživenie populácií postihnutých inbreedingom býva pomalšie a je väčšie riziko, že ďalšia zmena v podmienkach znovu spôsobí ich úbytok (Frankham et al. 2002). Primigrácia alebo introdukcia jedincov, ktoré nie sú príbuzné, tzv. „outbreeding“, môže napomôcť spamätaniu sa populácie (Madsen et al. 1999). Do budúcnosti je žiadúce, aby sa viacej venovalo ochranárskej genetike (Bryja & Hájková 2006), vrátane zistenia koeficientu inbreedingu a genetickej životoschopnosti (angl. „genetic viability“) populácií tatranského kamzíka. Ak by sa potvrdilo, že inbreeding je závažným problémom, pomôcť by mohla napríklad výmena jedincov medzi pohoriami. Existuje možnosť, že by došlo k outbreedingu, ak by sa skrížili s jedincami alpského pôvodu z Veľkej Fatry alebo Slovenského raja, i keď z hľadiska ochrany tatranského kamzíka je to nežiaduce.

Poďakovanie

Práca sa realizovala vďaka dobrovoľníkom a finančnej podpore organizácie BTCV: ďakujeme predovšetkým N. Cripps, C. Herring, M. Baker, J. Bradley a L. Bielby. Naša vďaka patrí tiež Ľ. Čillagovi, Ľ. Dzurikovej, Z. Kaliskej a ďalším pracovníkom zo sprá-

vy NAPANT-u, E. Oriolovi, ako aj niekoľkým nezávislým dobrovoľníkom. P. Ballo zo Slovenského múzea ochrany prírody a jaskyniarstva v L. Mikuláši nám pomohol vytvoriť digitálnu fotografiu z videozáznamu. Za preklad ďakujeme S. & S. Beťkovej.

Literatúra

Armitage K.B. 2000: The evolution, ecology, and systematics of marmots. — Oecologia Montana, 9: 1-18.

Armitage K.B. 2004: Lifetime reproductive success of territotrial male Yellow-Bellied Marmots. — Oecologia Montana, 13(1-2): 23-29.

Bačkor P. 2003: Pôsobenie antropických negatívnych faktorov v roku 2002 na subpopuláciu kamzíka tatranského v závislosti od jeho populačnej dynamiky v NPR Skalka. — Chránené úzmenie Slovenska, 55: 30-34.

Bačkor P. & Gálfyová Z. 2006: Morfologické abnormality rožkov druhu Rupicapra rupicapra tatrica, Blahout 1971, v Národnom parku Nízke Tatry. — Pp. 49–56. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník z konferencie (Zvolen, 14 – 15.10.2005). Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 239 pp.

Bališ M. & Chudík I. 1976: Účasť rysa ostrovida (Lynx lynx L.) na stratách divožijúcich párnokopytníkov v Tatranskom národnom parku. — Zborník prác o Tatranskom národnom parku, 18: 66-79.

Ballo M. 2002a: Početný stav kamzíkov v Nízkych Tatrách a ich sexuálna skladba, (ms), S-NAPANT-u, Liptovský Hrádok, 6 pp. (nepubl.)

Ballo M. 2002b: Moje praktické skúsenosti z terénneho monitoringu tatranských kamzíkov. — Pp. 40–44. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.): Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.

Barber-Mayer S.M. & L.D. Mech 2008: Factors influencing predation on juvenile ungulates and natural selection implications. — Wild. Biol. Pract., 4(1): 8-29.

Berger J. 1990: Persistence of different sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. — Conservation Biology, 4: 91-98.

Bertolino S. 2003: Herd defensive behaviour of chamois, Rupicapra rupicapra, in response to predation on the young by a golden eagle, Aquila chrysaetos. Z. Jagdwiss, 49: 233-236.

Blahout M. 1975: Príčiny úbytku kamzičej zveri v TANAP-e, záverečná správa, Tatranská Lomnica, 90 pp.

Blahout M. 1976: Kamzíčia zver. Príroda, Bratislava, 171 pp.

Bryja J. & Hájková P. 2006: Ochranářská genetika a její využití při studiu a ochraně savcu. — Pp. 109–113. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník z konferencie (Zvolen, 14 – 15.10.2005). Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 239 pp.

Campagna, C. 2008: Mirounga angustirostris. In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species.

Coltman D.W., Pilkington J.G., Smith J.A. & Pemberton J.M. 1999: Parasite-mediated selection against inbred Soay sheep in a free-living island population. — Evolution, 53: 1259-1267.

Coulson T., Catchpole E.A., Albon S.D., Morgan B.J.T., Pemberton J.M., Clutton-

Brock T.H., Crawley M.J. & Grenfell B.T. 2001: Age, sex, density, winter weather, and population crashes in Soay sheep. Science, 292: 1528-1531.

Courchamp F., Clutton-Brock T. & Grenfell B. 1999: Inverse density dependence and the Allee effect. — Trends in ecology and evolution, 14(10): 405-410.

Crnokrak P. & Roff D.A. 1999: Inbreeding depression in the wild. — Heredity, 83: 260-270.

Dietz J.M., Baker A.J. & Ballou J.D. 2000: Demographic evidence of inbreeding depression in wild golden lion tamarins. — Pp. 203-211. In: Young A.G. & Clarke G.M. (eds.): Genetics, demography and viability of fragmented populations. Cambridge University Press, Cambridge.

Eldridge M.D.B., King J.M., Loupis A.K., Spencer P.B.S., Taylor A.C., Pope L.C. & Hall G.P. 1999: Unprecedented low levels of genetic variation and inbreeding depression in an island population of the black-footed rock-wallaby. — Conservation Biology, 13: 531-541.

Elkinton J.S. 2000: Detecting stability and causes of change in population density. — Pp. 191-212. In: Boitani L. & Fuller T.K. (eds.): Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, 442 pp.

Frankham R., Ballou J.D. & Briscoe D.A. 2002: Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press, Cambridge, 617 pp.

Gaillard J.-M., Festa-Bianchet M., Yoccoz N.G., Loison A. & Togo C. 2000: Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. — Annual Review of Ecology and Systematics, 31: 367-393.

Gazzola A., Avanzinelli E., Bertelli I., Tolosano A., Bertotto P., Musso R. & Apollonio M. 2007: The role of the wolf in shaping a multi-species ungulate community in the Italian western Alps. — Italian Journal of Zoology, 74(3): 297-307.

Gibbs J.P. 2000: Monitoring populations. — Pp. 213-252. In: Boitani L. & Fuller T.K. (eds.): Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, 442 pp.

Chovancová B. 2001: Kamzík – objekt výskumu. — Tatry, XL(2): 5.

Chovancová B. & Gömöry D. 1999: Vplyv prírodných činiteľov na populáciu kamzíka vrchovského tatranského (Rupicapra rupicapra tatrica, Bl. 1971) v Tatranskom národnom parku. — Folia Venatoria, 28-29: 85-97.

Chovancová B. & Gömöry D. 2000: Influence of some climatic factors and predators on the population size of Tatra chamois in the Tatra National Park. — Ibex J. Mt. Ecol., 5: 173-183.

Chudík I. 1974: Príčiny strát a vplyvu veľkých šeliem (Carnivora) na populácie raticovej zveri v TANAP-e. — Folia Venatoria, 4: 83-94.

Jacobson A.R., Provenzale A., von Hardenberg A., Bassano B., & Festa-Bianchet M. 2004: Climate forcing and density dependence in a mountain ungulate population. — Ecology, 85(6): 1598-1610.

Jamieson I.G. & Ryan C.J. 1999: Causes of low reproductive success of translocated takahe (Porphyrio mantelli) on predator free islands. Science for Conservation 125, Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 65 pp.

Janiga M. & Hrkľová G. 2002: Kamzík (R. rupicapra) v potrave vlkov (C. lupus) v Tatrách a Nízkych Tatrách. — Pp. 51–55. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.):

Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.
Janiga M. 2004: Analýza a porovnanie mitochondriálnej DNA u kamzíka vrchovského (Rupicapra rupicapra, Linné 1758) u populácií z Vysokých Tatier, Nízkych Tatier a z Veľkej Fatry, (ms), záverečná správa, Výskumný ústav vysokohorskej biológie Žilinskej university, Tatranská Javorina, 9 pp.
Janiga M. & Švajda J. (eds.) 2002: Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.
Janiga M. & Zámečniková H. (eds.) 2002: Zoologická charakteristika historických údajov o kamzíkoch (Rupicapra rupicapra tatrica Blahout, 1971) v Tatrách ako poklad pre vyhodnotenie ich súčasnej početnosti. — Pp. 99–182. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.): Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.
Jasík M., Kaliská Z., Kaliský M., Galfyová Z., Hubková M., Dzúriková Ľ., Hančin M. & Kuna F. (eds.) 2004: Ročenka 2004. Štátna ochrana prírody SR – Správa Národného parku Nízke Tatry, Liptovský Hrádok, 62 pp.
Jasík M., Kaliská Z., Hubková M., Galfyová Z., Mezei A., Kaliský M., Klaučo M. & Kuna F. (eds.) 2005: Ročenka 2005. Štátna ochrana prírody SR – Správa Národného parku Nízke Tatry, Liptovský Hrádok, 58 pp.
Johnson D.H. 1996: Population analysis. — Pp. 419-444. In: Bookhout T.A. (ed.): Research and management techniques for wildlife and habitats. 5th ed., rev. The Wildlife Society, Bethseda, Md., 740 pp.
Jones O.R., Crawley M.J., Pilkington J.G. & Pemberton J.M. 2005: Predictors of early survival in Soay sheep: cohort-, maternal- and individual-level variation. — Proc. Biol. Sci., 272(1581): 2619–2625.
Jurdíková N. 2000: The decline of the Tatra chamois. — Caprinae Newsletter of the IUCN/SSC Caprinae Specialist Group 2000 (December): 4-6.
Koreň M., Chovancová B., Radúch J., Šturcel M. & Kováč J. 2002: Výber z dokumentov na záchranu kamzíka vrchovského tatranského. — Štúdie o Tatranskom národnom parku, 5(38): 113-146.
Koubek P. & Hrabě V. 1984: Morphological characteristics and horn growth dynamics in Rupicapra rupicapra tatrica (Mammalia, Bovidae). — Folia Zoologica, 33(4): 289-301.
Kováč J. 1996: Kamzík vrchovský tatranský a jeho minulosť, prítomnosť a budúcnosť. — Poľovníctvo a rybárstvo, 48(1): 8.
Ksiažek J. & Sedláková B. 2006: Súčasný stav populácie kamzíkov v Belianskych Tatrach. — Pp. 33–37. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník z konferencie (Zvolen, 14 – 15.10.2005). Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 239 ppLancia R.A., Nichols J.D., & Pollock K.H. 1996: Estimating the number of animals in wildlife populations. — Pp. 215-253. In: Bookhout T.A. (ed.): Research and management techniques for wildlife and habitats. 5th ed., rev. The Wildlife Society, Bethseda, Md., 740 pp.
Linnell J.D.C., Aanes R. & Andersen R. 1995 Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperature ungulates. — Wildlife Biology, 1(4): 209-223.
Madsen T., Shine R., Olsson M. & Wittzell H. 1999: Restoration of an inbred adder population. — Nature, 402: 34-35.
Martinková N. 2001: Genetické konzekvencie nízkeho počtu populácie tatranských

kamzíkov. In: Tretie Západokarpatské fórum vysokohorskej biológie, Slovenska republika, zamerané na tému Ochrana kamzíka. Prezentácia z konferencie (Tatranská Štrba, 24 – 28.10.2001).

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. 2002: Significance of lynx Lynx lynx predation for roe deer Capreolus capreolus and chamois Rupicapra rupicapra mortality in the Swiss Jura mountains. — Wildlife Biology, 8: 109-115.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Loison A., Gaillard J.-M. & Breitenmoser U. 2004: Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators. — Ecography, 27(3): 323-329.

Ondruš S. 2002: Poznámky k programu záchrany kamzíka vrchovského tatranského v NAPANT-e. — Pp. 183–194. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.): Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.

Pioz M., Loison A., Gauthier, D., Gibert P., Jullien J.-M., Artois M. & Gilot-Fromont E. 2008: Diseases and reproductive success in a wild mammal: example in the alpine chamois. — Oecologia, 155(4): 691-704.

Radúch J. 2001: Kamzíčie rožky a ich abnormality. — Poľovníctvo a rybárstvo, 53(12): 6-7.

Radúch J. 2002a: Príprava a štruktúra projektu ochrany kamzíka v rokoch 1999–2000. — Pp. 163–168. In: Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku V. Zborník z konferencie (Zvolen, 12 – 13.10.2001). Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 174 pp.

Radúch J. 2002b: Význam predátorov v ekológii tatranského kamzíka. — Pp. 56–66. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.): Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.

Radúch J. 2002c: Tatranské kamzíky a ich predátory. — Poľovníctvo a rybárstvo, 54(1): 6-7.

Radúch J. 2003: Vlk siaha po náhrade. — Poľovníctvo a rybárstvo, 55(2): 8-9.

Radúch J. 2004: Prvé dobré signály. — Poľovníctvo a rybárstvo, 56(1): 6-7.

Ralls K., Brugger K. & Ballou J. 1979: Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates. — Science, 206(4422): 1101-1103.

Randi E., Mucci N. & Janiga M. 2002: Mitochondrial DNA analyses on Tatra chamois. — Pp. 31–34. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.): Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.

Rigg R. & Gorman M. 2004: Spring–autumn diet of wolves (Canis lupus) in Slovakia and a review of wolf prey selection. — Oecologia Montana, 13(1-2): 30-41.

Rigg R. & Gorman M. 2006: Potrava medveďa hnedého (Ursus arctos): nové vysledky z Tatranskej oblasti a porovnanie metód výskumu. — Pp. 61–79. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník z konferencie (Zvolen, 14 – 15.10.2005). Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 239 pp.

Roff D.A. 1997: Evolutionary quantitative genetics. Chapman and Hall, New York, 516 pp.

Sørensen O.J., Totsås M., Solstad T. & Rigg R. 2008: Predation by a golden eagle on a brown bear cub. — Ursus, 19(2): 190-193.

Togo C. & Gaillard J.-M. 2003: Causes of sex-biased adult survival in ungulates:

sexual size dimorphism, mating tactic or environment harshness? — Oikos, 101(2): 376-384 .

Zięba F. 2002: Aktualny stan populacji kozicy w Tatrzańskim Parku Narodowym, jej zagrożenia i ochrona. — Pp. 70–78. In: Janiga M. & Švajda J. (eds.): Ochrana kamzíka. TANAP, NAPANT, IHAB, 265 pp.

Zięba F. & Kozica T.Z. 2004: Capy, kozy a koźlęta, czyli prawie wszystko o kozicach. Tatrzański Park Narodowy, Zakopane, 72 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 159 - 164

INICÁLNA ŠTÚDIA GENETICKEJ ŠTRUKTÚRY POPULÁCIÍ JELEŇA LESNÉHO (CERVUS ELAPHUS L.) V KARPATOCH

INITIAL STUDY OF THE GENETIC STRUCTURE OF RED DEER (CERVUS ELAPHUS L.) POPULATION IN CARPATHIANS

Margaréta Tullová
Katedra fytológie, Technická univerzita, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: mtullova@vsld.tuzvo.sk

Abstract

The initial study of genetic diversity and genetic differentiation of red deer populations *(Cervus elaphus L.)* was carried out using nuclear DNA microsatellites of 44 individuals. DNA was extracted from various type of biological material (heart, liver, muscle, ear, antlers). For amplification of nuclear microsatellites the six primers published by Kühn et al. (2003) for Bavarian red deer populations were used.

All studied loci were polymorphic. Mean value of average number of observed alleles (n_a) in six loci was 5,00±1,549 and average effective number of alleles (n_e) was 2,676±1,154. Mean value of observed heterozygosity (H_o) was 0,516±0,241 and expected heterozygosity (H_e) 0,564±0,206. The observed and effective number of loci and observed heterozygosities are comparable with the Bavarian population.

Key words: *Cervus elaphus*, microsatelites, genetic diversity, genetic differentiation

Úvod

Jeleň lesný *(Cervus elaphus)* ako najrozšírenejší zástupca rodu Cervus a jeho príbuzný jeleň wapiti *(Cervus canadensis)* bol v posledných rokoch dosť často stredobodom genetických štúdií.

O genetickej variabilite populácií jelenej zveri existuje teda množstvo prác, ktoré ju skúmali pomocou krvných skupín a proteínov, izoenzýmov a molekulárnych markérov. Väčšina prác skúmajúca genetickú variabilitu populácií jeleňa bola uskutočnená v Amerike a Nemecku a venovala sa domácim poddruhom jeleňa. Na našom území ešte nebola uskutočnená taká rozsiahla štúdia, boli poskytnuté iba vzorky pre práce Hartl et al. (1993), Hartl et al. (1995).

Predpokladá sa, že na Slovensku sa stretávajú dva poddruhy jeleňa lesného, jeleň lesný západoeurópsky *(Cervus elaphus hippelaphus)* a jeleň lesný karpatský *(Cervus elaphus montanus)*. Existencia týchto poddruhov nebola dosiaľ dokázaná mokelulárnymi markérmi. Výskumu populácií jelenej zveri v Karpatoch sa venoval len Feulner et al. (2004), ktorý sústredil pozornosť na jeleňa lesného karpatského len na území Srbska a Rumunska.

Cieľom tejto štúdie je otestovať variabilitu a použiteľnosť vybraných mikrosatelitných primérov pre budúci rozsiahly výskum.

Materiál a metodika

Vzorky boli zozbierané z krajín karpatského oblúka a krajín mimo Karpát, konkrétne zo Slovenska, Poľska, Ukrajiny, Bulharska, Rumunska, Ruska, Kazachstanu, Rakúska, Maďarska a Českej republiky. Bolo zozbieraných a izolovaných 638 vzoriek (obr. 1), pre úvodnú štúdiu však boli použité len tri populácie zo Slovenska.

Obr. 1 Miesta odberu vzoriek
Fig. 1 Sample localities

DNA bola izolovaná z tkanivových vzoriek pečene, srdca a svaloviny, ušníc ako aj zo vzoriek parožia a trusu. Vzorky sa po odobratí uskladňovali v 96 % etanole, okrem vzoriek z parožia. Prášok, ktorý dostaneme po navŕtaní parohu skladujeme v papierových vreckách alebo skúmavkách na suchom mieste. Na izoláciu celkovej DNA z tkanív sa použila modifikovaná metóda fenol−chloroformovej deproteinizácie a etanolovej precipitácie podľa Sambrooka (SAMBROOK et al. 1989). Na izoláciu vzoriek z parožia bol použitá izolačná sada NucleoSpin Tissue Kit (Machery Nagel). Kvalita DNA bola zisťovaná na 0,8%-om agarózovom géle. Na spektrofotometri Nanodrop bola zmeraná koncentrácia DNA a následne boli vzorky DNA zriedené na približne rovnakú koncentráciu. Na amplifikáciu DNA sme vybrali 6 primérov, ktoré navrhli Anastassiadis et al. (1996), Grosse et al. (1995), Moore et al. (1992), Mommens et al. publikované boli Kühnom v jeho dizertačnej práci (Kühn, 1998). V gradientovom PCR cykléri bola optimalizovaná annealingová teplota pre jednotlivé priméry. Zmesi boli pripravené v objeme 12,5 µl, pričom koncentrácia komponentov bola 0,03 µM forward-priméru, 0,03 µM revers-priméru, 1×PCR pufru, 0,2 mM dNTPs, 3,0 mM $MgCl_2$, 0,04 U.μl^{-1}Taq polymerázy a 50 µg. μl^{-1} DNA. Cyklus začínal predhrievaním na 95 ºC 3 min., denaturáciou pri 94 ºC 45 sekúnd, hybridizáciou 45 sekúnd pri teplote od 50 ºC do 60 ºC, elongácia trvala 45 sekúnd pri 72 ºC. Cyklus sa opakoval 35 krát, končil sa 3 minútovou expanziou pri teplote 72 ºC a následným ochladením na 10 ºC. PCR produkty boli elektroforeticky separované na 2 % agarózovom géle s prídavkom etídiumbromidu (0,5 µg.μl^{-1}) a následne vizualizované pod UV svetlom, čím sa zistila

optimálna teplota, pri ktorej dochádza k amplifikácii DNA pre jednotlivé priméry v polymerázovej reťazovej reakcii.

V iniciálnom štádiu nášho výskumu sme určili genotypy populácií z Medzilaboriec, Poľany a Podspád v lokusoch CSSM22, CSSM16, CSSM14, MM12, IOBT965, RME25. Vzorky DNA amplifikované pomocou PCR sa separovali vo vertikálnej elektroforéze na 6% polyakrylamidovom nosiči, ktorej výsledkom je gél so separovanými mikrosatelitmi s repetíciou 2 bp. Po separácii boli gély vyfarbené metódou podľa Bassama et al. (1991) a na základe dĺžkového štandardu sa určujú dĺžky alel v bp.

Populačno-genetické analýzy (pozorovaný počet alel, efektívny počet alel, pozorovaná a očakávaná heterozygotnosť, percento polymorfných lokusov, index fixácie a genetické vzdialenosti) sme vypočítali pomocou programového balíka POPGENE (Yeh et al. 1997) Genetický polymorfizmus sme hodnotili pomocou počtu alel na lokus (n_a), efektívneho počtu alel (n_e), pozorovanej heterozygotnosti (H_o) a očakávanej heteozygotnosti (H_e), genetickú diferenciáciu pomocou Nei-ových genetických vzdialeností (Nei, 1972).

Tab. 1 Charakteristika použitých mikrosatelitných primérov
Table 1 Characteristic of used mictosatellites primers

Systém		*Sekvencie primérov 5´-3´*	*Teplota annealingu v °C*	*Ref.*
IOBT965	*F*	*GGGGTTGTGGGTAAGCGGAGTT*	*57*	*1*
	R	*GATCTAGCGCCAGACAGACGTGTCAT*		
CSSM16	*F*	*AGAGCCACTTGTTACACCCCAAAG*	*55*	*3*
	R	*GATGCAGTCTCCACTTGATTCAAA*		
MM12	*F*	*CAAGACAGGTGTTTCAATCT*	*54*	*4*
	R	*ATCGACTCTGGGGATGATGT*		
RME25	*F*	*AGTGGGTAAAGGAGCCTGGT*	*54*	*2*
	R	*TTAAAGATCCCAGCCTGTGC*		
CSSM22	*F*	*TCTCTCTAATGGAGTTGGTTTTTG*	*56*	*3*
	R	*ATATCCCACTGAGGATAAGAATTC*		
CSSM14	*F*	*AAATGACCTCTCAATGGAAGCTTG*	*53*	*3*
	R	*GAATTCTGGCACTTAATAGGATTCA*		

1: Anastassiadis et al. (1996), 2: Grosse et al. (1995), 3: Moore et al. (1992), 4: Mommens et al. (1994) in Kühn (1998) a Kühn et al. (2003).

Výsledky

Genetická diverzita

Všetky použité lokusy boli polymorfné. Skutočný pozorovaný počet alel (n_a) sa u skúmaných lokusov sa pohyboval od troch (CSSM14) do sedem (CSSM16), efektívny počet alel (n_e) sa nachádzal v intervale 1,301 (CSSM14) do 4,124 (IOBT965). Ďalšie charakteristiky genetickej diverzity ako pozorovaná (H_o) a očakávaná (H_e) heterozygotnosť na skúmaných lokusoch (tab. 2) sa pohybovali v intervale H_o od 0,317 lokus RME25 do 0,796 lokus CSSM16, H_e sa pohybujú medzi 0,234 (CSSM14) a 0,768

(IOBT965). Indexy fixácie pre jednotlivé alely uvedené v tab. 3 poukazujú na nadbytok heterozygotov na lokusoch CSSM22 a CSSM16 a na ostatných lokusoch (CSSM14, MM12, IOBT965, RME25) na nadbytok homozygotov. Na základe tohto pomeru možno povedať, že rovnováha podľa Hardy-Weinbergovho zákona nie je teda dodržaná v žiadnom z lokusov v uvedených čiastkových populáciách.

Tab. 2 Charakteristiky genetickej štruktúry slovenských populácií jeleňa lesného
Table 2 Characteristics of genetic structure of Slovak red deer population

Lokus	*n*	n_a	n_e	H_o	H_e
CSSM22	*88*	*4*	*1,705*	*0,546*	*0,418*
CSSM14	*78*	*3*	*1,301*	*0,179*	*0,234*
MM12	*84*	*4*	*2,533*	*0,500*	*0,612*
IOBT965	*74*	*6*	*4,124*	*0,757*	*0,768*
RME25	*82*	*6*	*2,433*	*0,317*	*0,596*
CSSM16	*88*	*7*	*3,959*	*0,796*	*0,756*
Priemer	*82*	*5*	*2,676*	*0,516*	*0,564*
		±1,549	*±1,154*	*±0,241*	*±0,206*

kde: n − počet jedincov, n_a *− počet pozorovaných alel,* n_e *− efektívny počet alel,* H_o *− pozorovaná heterozygotnosť,* H_e *− očakávaná heterozygotnosť.*

Tab. 3 Indexy fixácie na sledovaných lokusov (Wright 1978)
Table 3 Fixation indices on studied loci (Wright 1978)

Lokus	*CSSM22*	*CSSM14*	*MM12*	*IOBT965*	*RME25*	*CSSM16*
A	*-0,0233*	*-0,0541*	*0,2821*	*-0,0673*	*1,0000*	*0,0228*
B	*-0,0115*	*0,3118*	*0,2202*	*-0,0571*	*0,6985*	*0,1877*
C	*-0,3750*	*0,2778*	*-0,0909*	*-0,1746*	*0,3387*	*0,0351*
D	*-0,3134*		*-0,0769*	*0,2686*	*-0,0789*	*-0,0115*
E				*-0,0725*	*-0,0250*	*-0,3619*
F				*-0,1045*	*-0,0250*	*-0,0476*
G						*-0,0115*
Total	*-0,3192*	*0,2244*	*0,1738*	*0,0010*	*0,4616*	*-0,0643*

A-G sú alely na jednotlivých lokusoch

Genetická diferenciácia

Genetická diferenciácia populácií jeleňa lesného na vybraných vzorkách zo Slovenska poukázala na rozdiely v populáciách. Genetická vzdialenosť populácie Podspády od Medzilaboriec je 0,0698, od Poľany 0,0890 podľa Neia. Medzilaborce a Poľana sú vzdialené 0,1436. Tieto výsledky hovoria o relatívnej podobnosti medzi populáciami v Podspádoch a Medzilaborciach, ktoré majú rozdiel iba v 6,98 % všetkých génov, na rozdiel od Poľany ktorá je od oboch viac geneticky vzdialená. Od Podspád v 8,90 % a Medzilaboriec dokonca v 14,36 % génov.

Tab. 4 Genetické vzdialenosti podľa Neia (Nei 1972)
Table 4 Genetic distances by Nei (Nei 1972)

Populácia	*Podspády*	*Medzilaborce*	*Poľana*
Podspády	******	*185*	*173*
Medzilaborce	*0,0698*	******	*313*
Poľana	*0,0890*	*0,1436*	******

Nad diagonálou sú geografické vzdialenosti a pod diagonálou genetické vzdialenosti.

Diskusia

Štúdie, napr. Hartl et al. (1993, 1995), sa zameriavali na výskum v juhovýchodnej a strednej Európe a im boli poskytnuté aj vzorky zo Slovenska. V prvej štúdii skúmali izoenzýmovú diverzitu troch druhov párnokopytníkov *(Cervus elaphus, Capreolus capreolus, Sus scrofa)*. Na základe genetických vzdialeností a výskytu zriedkavých alel autori prišli k záveru, že bulharská populácia sa odlišuje od stredoeurópskeho poddruhu *Cervus elaphus hippelaphus* a predstavuje samostatný poddruh. V roku 1995 použili metódu štiepenia DNA so 16 reštrikčnými enzýmami a vzorkami z jeleních populácií z celkovo 15 oblastí západnej, strednej a juhovýchodnej Európy, boli poskytnuté aj vzorky zo slovenských populácií. Bolo dokázaných 9 haplotypov a ich rozdelenie bolo väčšinou zhodné z geografickou distribúciou. Autori zlúčili populácie do severozápadnej, východnej a juhovýchodnej línie. Sú si však vedomí toho, že zisťovanie genetických vzdialeností pomocou jedného typu markérov môže viesť k chybám v interpretácii. Feulner et al. (2004) zatiaľ ako jediný skúmali cielene iba poddruh *Cervus elaphus montanus* pomocou 9 mikrosatelitných lokusov a mtDNA. U 120 individuí z 10 oblastí Srbska, rumunskej nížiny a rumunských Karpát našiel v mtDNA 36 variabilných miest a detekoval 14 haplotypov, 4 zo 6 mitochondriálnych haplotypov sa vyskytovali výlučne iba v Karpatoch. Mikrosatelitné lokusy boli všetky polymorfné so 16 až 37 alelami. Fylogenetické stromy preukazujú, že karpatské populácie jeleňa sa spájajú do jedného zväzku, ale nebola štatisticky potvrdená korelácia medzi genetickou a geografickou vzdialenosťou.

Porovnanie našich výsledkov s výsledkami uvedených autorov nie je možné pre rozdielnosť použitých markérov. Čiastočne možno výsledky porovnať s prácami Kühna (Kühn 1998, Kühn et al. 2003), keďže sme skúmali len niektoré z ním použitých lokusov. Hodnoty očakávaných a pozorovaných heterozygotností v populáciách jelenej zveri Bavorska sa približujú našim hodnotám.

Záver

Iniciálnu štúdiu genetickej diverzity a diferenciácie populácií jeleňa lesného *(Cervus elaphus L.)* sme uskutočnili pomocou mikrosatelitov nukleárnej DNA na 44 vzorkách tkaniva jedincov jelenej zveri, ulovených v poľovníckej sezóne 2004. Pre amplifikáciu nukleárnych mikrosatelitov sme použili 6 primérov z 19 publikovaných v práci Kühna et al. (Kühn 2003). Boli preukázané rozdiely medzi slovenskými populáciami jeleňa lesného a genetické charakteristiky skúmaných lokusov sú porovnateľné s bavorskými populáciami.

Plánovaná rozsiahla štúdia sa bude zaoberať cielene karpatskými populáciami jeleňa lesného zo všetkých oblastí Karpát na rozdiel od doterajších štúdií, kedy boli vzorky

odoberané len na niektorých územiach a nie komplexne.

V priebehu ďalšieho výskumu je potrebné dokončiť zber vzoriek zo všetkých plánovaných lokalít, uskutočniť komplexnú genotypizáciu vzoriek nukleárnej aj mitochondriálnej DNA pomocou automatického genetického analyzátora ABI 3130, vyhodnotiť výsledky a na ich základe vypracovať genetické charakteristiky pre jednotlivé populácie Karpát. Porovnať karpatské populácie navzájom a aj porovnať so vzorkami zhromaždenými z populácií mimo územia Karpát.

Tieto analýzy by mali poskytnúť dostatočný materiál pre potvrdenie alebo vyvrátenie hypotézy o samostatnom poddruhu jeleňa lesného karpatského *(Cervus elaphus montanus)*, ale aj informácie o genetickej diverzite a diferenciácii skúmaných karpatských i nekarpatských populácií jelenej zveri.

Poďakovanie

Za poskytnutie vzoriek ďakujem poľovníckym združeniam a zamestnancom štátneho podniku Lesy SR.

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja prostredníctvom finančnej podpory č. APVV-18-032105

Literatúra

Bassam B. J., Caetano-Anollés G. & Gresshoff P. M. 1991: Fast and sensitive silver staining of DNA in polyacrylamide gels. Analytical Biochemistry 196: 80–83.

Feulner P.G.D., Bielfeld W., Zachos F.E., Bradvarovic J., Eckert I. & Hartl G.B. 2004: Mitochondial DNA and microsatellite analyses of the genetic status of the presumed subspecies *Cervus elaphus montanus* (Carpatian red deer). Heredity 93: 299–306.

Hartl G. B., Markov G., Rubin A., Finďo S., Lang G. & Willing R. 1993: Allozyme diversity within and among populations of three ungulate species *(Cervus elaphus, Capreolus capreolus, Sus scrofa)* of Southeastern and Central Europe. Zeitschrift für Säugetierkunde 58: 352–361.

Hartl G. B., Nadlinger K., Apollonio M., Markov G., Finďo S., Klein F., Lang G. & Markowski J. 1995: Extensive mitochondrial DNA differentiation among European red deer *(Cervus elaphus)* populations: implications for conservation and management. Zeitschrift für Säugetierkunde 60: 41–52.

Kühn R. 1998: Morphologische und genetische Differenzierung bayerischer Rotwildpopulationen. Disserationsarbeit, Technische Universität München.

Kuhn R., Anastassiadis C. & Pirchner F. 1996: Transfer of bovine microsatellites to the cervine *(Cervus elaphus)*. Animal Genetics 27: 199–202.

Kühn R., Schröder W., Pirchner F. & Rottman O. 2003: Genetic diversity, gene flow and drift in Bavarian red deer population. Conservation Genetics 4: 157–166.

Sambrook J., Fritsch E. & Maniatis T. 1989: Molecular Cloning. Cold Spring Habor Laboratory Press, USA.

Yeh F.C., Yang R. C., Boyle T. B. J., Ye Z.H. & Mao J.X. 1997: POPGENE – the user friendly shareware for population genetic analysis. Molecular Biology and Biotechnology Centre, University of Alberta, Edmonton, Canada.

METODIKA PRE ODHAD POČETNOSTI POPULÁCIE MEDVEĎA HNEDÉHO (URSUS ARCTOS) METÓDOU NEINVAZÍVNEHO ODBERU VZORIEK

METHODS FOR ESTIMATION OF POPULATION SIZE OF BROWN BEAR (URSUS ARCTOS) BY USE OF NONINVASIVE SAMPLING

Martin Straka, Ladislav Paule & Diana Krajmerová
Katedra fytológie, Lesnícka fakulta TU vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, SK-960 53 Zvolen; e-mail: straka@vsld.tuzvo.sk

Abstract

Noninvasive genetic sampling (NGS) is a tool for estimation of population size of brown bear (*Ursus arctos*) and has been applied in Poľana Mountains, Slovakia. Genotypes are identified by analysis of 6 microsatellite loci from collected fecal samples. Sex of individuals is determined by analysis of SRY locus. Employed methods for calculation of census size are compared with field census method. Sexual structure, mating system and pedigree of bear population are also determined. NGS represents an ethical approach to solve to problem of estimation of population size of elusive species. This method is applicable also for larger geographical areas.

Key words: *Ursus arctos,* non-invasive genetic sampling, fecal DNA, population size, Slovakia

Úvod

Poznanie početnosti populácie je základnou podmienkou pre účinnú ochranu a manažment ohrozených druhov. Odhad početnosti je však pomerne náročnou úlohou a to najmä v prípade druhov so skrytým spôsobom života a veľkým teritóriom, medzi ktoré patrí aj medveď hnedý (*Ursus arctos*). Terénne metódy sčítavania zveri sú ekonomicky i časovo náročné a vzhľadom na veľkosť teritória medveďa môže dôjsť k skresleniu odhadu početnosti. Riešenie prinášajú metódy molekulárnej genetiky, rozvoj ktorých nastal najmä od objavu metódy PCR (Mullis et al. 1986), vďaka ktorej je možné amplifikovať dostatočné množstvo špecifických úsekov DNA i zo stopových množstiev. Takto je možné určiť identitu jedinca z neinvazívnych vzoriek, ako sú napríklad vzorky trusu, srsti, peria, moču, vývržkov a podobne. Genetický profil jedinca teda možno stanoviť bez potreby odchytu, či dokonca vyrušenia a pozorovania sledovaného živočícha (Taberlet & Luikart 1999). Genotyp jedinca je určený na základe analýzy

viacerých lokusov z čoho možno určiť počet jedincov v súbore vzoriek (minimálna veľkosť populácie) a následne použitím štatistických metód odhadnúť celkovú veľkosť populácie (Bellemain et al. 2005). V praxi sa používajú dve hlavné prístupy pre štatistický výpočet veľkosti populácie. Prvou je metóda „rarefaction", ktorej podstatou je vyjadrenie počtu jedinečných genotypov ako funkcie počtu odobraných vzoriek. Na základe asymptoty krivky funkcie možno odhadnúť veľkosť populácie (Kohn et al. 1999). Druhou typickou metódou je metóda CMR (Capture-Mark-Recapture). Je založená na viacerých odchytoch, pričom pri prvom odoberaní vzoriek sa označkuje istý počet jedincov (v prípade neinvazívneho prístupu značku predstavuje genotyp jedinca) a následne pri ďalších odoberaniach vzoriek sa zistí pomer novoodchytených a opakovane odchytených jedincov. Z tohto pomeru je možné odhadnúť početnosť populácie. Porovnaním týchto dvoch metód s dátami z terénneho výskumu (Bellemain et al. 2005) bolo zistené, že presnejší odhad početnosti poskytuje práve metóda CMR s využitím programu MARK (White & Burnham 1999).

Ako sa neskôr ukázalo, metodika neinvazívneho zberu vzoriek má svoje nevýhody, vďaka ktorým môže byť výsledný odhad nespoľahlivý. Dôležitou podmienkou pri analýze vzoriek musí byť schopnosť jednotlivé vzorky od seba spoľahlivo odlíšiť. Existuje totiž pravdepodobnosť, že dve indivíduá v populácii majú zhodný genotyp. Táto pravdepodobnosť sa nazýva pravdepodobnosť identity – P(ID) (Paetkau & Strobeck 1994, Waits et al. 2001). Táto pravdepodobnosť je tým menšia, čím je väčšia variabilita v populácii a čím viacej je sledovaných lokusov. Pre spoľahlivé odlíšenie jedincov je potrebné, aby bola P(ID) dostatočne nízka, ináč dochádza k tzv. „efektu tieňa". V tomto prípade môže byť nová vzorka (capture) identifikovaná ako opätovne zaznamenaná (recapture) čo má za následok zníženie počtu nových genotypov a zvýšenie pravdepodobnosti opätovného odchytu. Výsledkom je podhodnotenie početnosti populácie (Mills et al. 2000). Riešením tohto problému je v použití dostatočného množstva polymorfných markérov tak, aby bola P(ID) dostatočne nízka.

Najväčším problémom pri práci s neinvazívnymi vzorkami sú však chyby pri genotypovaní, keďže DNA z týchto vzoriek je často nízkej kvality a kvantity. Stanovenie miery genotypových chýb by malo byť súčasťou každej štúdie s použitím neinvazívnych vzoriek. Najčastejším problémom býva detekcia iba jednej alely u heterozygota (allelic dropout) alebo naopak vznik nesprávnej alely na základe nízkej kvality amplifikovanej DNA pri PCR reakcii – „false allele" (Taberlet et al. 1996). Takýto chybný genotyp zvyšuje počet nanovo označených jedincov a znižuje pravdepodobnosť odchytu už označeného jedinca v druhom odchyte, pričom obe skutočnosti vedú k nadhodnoteniu odhadu početnosti populácie. Tento problém môže byť riešený viacerými prístupmi. Jedným z nich je použitie analýzy jednej vzorky vo viacerých skúmavkách –„multiple tubes approach" (Navidi et al. 1992, Taberlet et al. 1996). Každá vzorka je analyzovaná v ôsmych skúmavkách, pričom jedinec sa považuje za homozygota v danom lokuse, ak vo všetkých ôsmych skúmavkách vznikne homozygotný genotyp. Naopak jedinec je považovaný za heterozygota, ak je daná alela pozorovaná minimálne 2 krát. Táto metodika predpokladá rovnomerné rozdelenie chýb pri genotypovaní medzi vzorkami a zvyšuje finančné náklady laboratórnych analýz. Ďalším možným prístupom je vylúčenie vzoriek s nízkym obsahom DNA na základe kvantitatívnej PCR (Morin et al. 2001). Takto sa z experimentu vylúčia vzorky náchylné na chyby pri genotypovaní. So zvyšujúcim sa počtom štúdií s využitím neinvazívnych vzoriek pribudlo aj viacero po-

čítačových programov, ktoré sú schopné genotypové chyby odhaliť a navrhnúť postup na ich odstránenie. Spomenuté programy, medzi ktoré patria napríklad Dropout (McKelvey & Schwartz 2004, 2005), alebo Reliotype (Miller et al. 2002) týmto spôsobom identifikujú problematické vzorky, vďaka čomu nie je potrebné viackrát analyzovať všetky vzorky a tým dochádza k finančnej úspore laboratórnych analýz.

Početnosť medveďa na Slovensku bola doposiaľ odhadovaná na základe terénnych sčítaní, avšak tieto metódy nie sú vždy relevantné a dochádza k obrovským nezhodám v cenzuse medzi poľovníckymi a ochranárskymi odhadmi. Riešenie môže priniesť použitie metodiky analýzy neinvazívnych vzoriek, ktoré pri správnom použití prinesie pomerne presné a spoľahlivé výsledky. Územie Poľany je pre takýto výskum výhodné vďaka svojim fyzicko-geografickým vlastnostiam ako aj vďaka možnosti porovnania výsledkov populačno-genetickej analýzy s výsledkami terénnych sčítaní.

Materiál a metodika

Vzorky trusu medveďa z pohoria Poľana sú zbierané pracovníkmi Lesov SR, OZ Kriváň, ŠOP SR, Technickej univerzity vo Zvolene ako aj dobrovoľníkmi. Ponechané sú len vzorky, ktoré sú menej ako 5 dní staré. Vzorka je odoberaná z povrchovej vrstvy trusu, ktorá bola vystavená kontaktu so sliznicou čreva živočícha. Manipulácia vyžaduje dodržiavanie pravidiel pre prácu s neinvazívnymi vzorkami. Vzorky sú uchovávané v 96 % etanole až do extrakcie DNA. Izolácia DNA prebieha v priestore vyhradenom pre manipuláciu s neinvazívnymi vzorkami kvôli prevencii kontaminácie. Na izoláciu sa používa Qiagen Stool Kit (Qiagen) špeciálne vyvinutý pre izoláciu DNA zo vzoriek trusu. Pri každej sérii vzoriek je použitá negatívna kontrola na odhalenie prípadnej kontaminácie. Následná metodika je prebratá od autorov Bellemain & Taberlet (2004). Všetky vzorky sú najprv skúmané na prítomnosť medvedej DNA pomocou markéru G10P, ktorý je druhovo špecifický. Reakčná zmes pre PCR s objemom 15 µl obsahuje 3 µl DNA templátu, 2 mM $MgCl_2$; 0,040 U DNA polymerázy (Finnzymes), 160 µM priméru; 0,1 µg/µl BSA a 1x PCR pufor (10mM Tris-HCl; pH 8,8; 1,5 mM $MgCl_2$; 50 mM KCl a 0,1 % Triton X-100). PCR produkt je následne separovaný na agarózovom gély a vizualizovaný pomocou etídium bromidu pod UV zdrojom. Pre ďalší výskum sú ponechávané iba vzorky s viditeľným prúžkom dokazujúcim prítomnosť medvedej DNA. V prebiehajúcej štúdii je k dispozícii 13 mikrosatelitných markerov – Mu10, Mu23, Mu50, Mu51, Mu59, G10L (Bellemain & Taberlet 2004), G10B, G10C, G1D, G10J, G10M, G10P, G10X (Paetkau & Strobeck 1994, Paetkau et al.1995). Na základe analýzy tkanív ulovených medveďov z územia Slovenska je pre individuálnu identifikáciu vybraných 6 markerov s najmenšou hodnotou P (ID). Pohlavie jedinca je určené na základe analýzy lokusu SRY (prítomnosť produktu tohto lokusu značí samčie pohlavie jedinca). Jednotlivé priméry sú použité v multiplex PCR. Zloženie reakčnej zmesi je nasledovné: 4 µl DNA templátu, 1 x Qiagen Multiplex HotStart Mix; 0,5 x Q Solution, 0,4-0,6 µM priméru. Použité sú fluorescenčné priméry, pričom produkty PCR sú detekované na automatickom sekvenátore ABI 3130 (Applied Biosystems). Všetky produkty z PCR reakcie sú zmiešané a 0,7 µl tejto zmesi je naložených do sekvenátora spolu 9,1 µl formamidu a 0,2 µl veľkostného štandardu.

Pre bezpečnú identifikáciu jedincov musí byť pravdepodobnosť identity dostatočne nízka. Na jej výpočet je použitý program GIMLET (Valie`re 2002). Počet neidentických genotypov predstavuje minimálnu veľkosť populácie. Odhad početnosti populá-

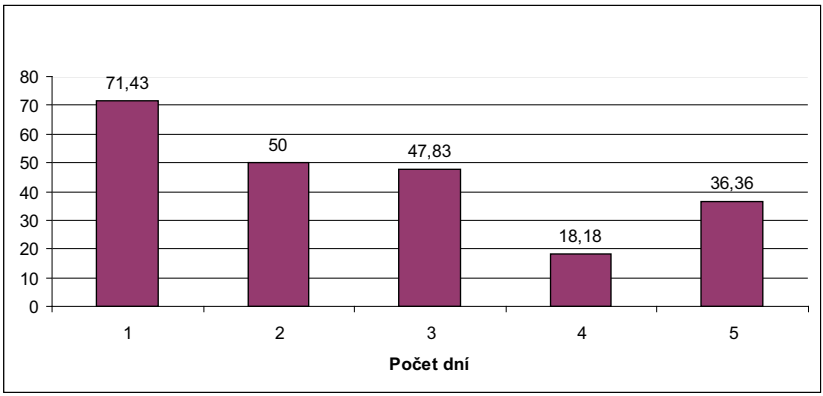
cie vychádza z pomeru jedinečných genotypov k celkovému počtu vzoriek.

Na detekciu a odstránenie genotypových chýb je použitý program Reliotype (Miller et al. 2002). Program využíva alelické frekvencie známe z predchádzajúcich štúdií, v našom prípade sme použili údaje z analýz vzoriek tkanív, ktoré sú zaťažené genotypovými chybami v zanedbateľnej miere.

V tejto pilotnej štúdii bola sledovaná závislosť úspešnosti získania genotypu vzorky od jej čerstvosti pomocou logistickej regresie.

Výsledky

Z pomedzi 13 dostupných mikrosatelitných lokusov bolo vybraných 6 najviac informatívnych (Mu23, Mu51, G10D, G10C, Mu10 a G10J), to znamená s najnižššou pravdepodobnosťou identity a tieto spolu s pohlavne špecifickým markerom SRY boli použité na analýzu vzoriek trusu. Doposiaľ bolo zozbieraných 248 vzoriek trusu. Na základe analýzy lokusu G10P bola zistená medvedia špecifická DNA v 119 vzorkách, čo predstavuje približne 48 % úspešnosť. Pomerne nízku úspešnosť možno hypoteticky vysvetliť zberom menej čerstvých vzoriek, u ktorých úspešnosť izolácie výrazne klesá (T. Skrbinšek in verb.) Negatívny vplyv na úspešnosť analýzy vzoriek mohli mať aj nepriaznivé poveternostné podmienky. Zistený pomer pohlaví bol približne 1:1. Závislosť úspešnosti získania genotypu vzorky od jej čerstvosti bola skúmaná u 94 vzoriek, u ktorých bola k dispozícii informácia o čerstvosti. Preukázaný bol pokles úspešnosti získania genotypu so znižujúcou sa čerstvosťou vzorky (obr. 1) a zistená závislosť bola štatisticky významná ($p = 0,0123$). Napriek subjektívnosti hodnotenia zberačov ohľadom čerstvosti vzoriek sa preukázalo, že tento odhad odráža reálnu čerstvosť vzoriek.



Obr. 1 Závislosť úspešnosti získania genotypu od čerstvosti vzorky
Fig. 1 Relation of successful genotype solving to freshness of the sample

Súhrn

Metodika neinvazívneho odberu vzoriek prináša veľké očakávania ohľadom možnosti pomerne presne odhadnúť početnosť populácie medveďa hnedého. Pohorie Poľana predstavuje vhodné prostredie pre pilotnú štúdiu tejto metodiky vzhľadom na možnosť porovnania výsledkov z terénneho prieskumu z viacerých rokov (jesenné

sčítavanie šeliem) s výsledkami populačno-genetickej štúdie, ako aj pre výhodné fyzicko-geografické vlastnosti tejto oblasti. Kľúčovým faktorom pre relevantný odhad je dostatočné množstvo vzoriek dobrej kvality vzhľadom k nízkej kvalite i kvantite DNA vo vzorkách pochádzajúcich z trusu. Na základe zistených predbežných výsledkov doporučujeme zber vzoriek najviac 3 dni starých, aby bola zabezpečená úspešnosť získania genotypu aspoň 50 %. Pri splnení podmienok rovnomerného zberu trusu z celého sledovaného územia v krátkom časovom období možno očakávať, že získané údaje prispejú k poznaniu početnosti populácie, sexuálnej štruktúry ako aj veľkosti domovských okrskov a migrácie jedincov.

Poďakovanie

Autori ďakujú za spoluprácu pri zbere trusu zamestnancom Lesy SR a.s., OZ Kriváň; Ing. Slavomírovi Finďovi, zamestnancom ŠOP SR ako aj dobrovoľníkom. Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja prostredníctvom finančnej podpory č. APVV-18-032105.

Literatúra

Bellemain E., Swenson J.E., Tallmon D., Brunberg S. & Taberlet P. 2005: Estimating population size of elusive animals with DNA from hunter-collected faeces: comparing four methods for brown bear. — Conservation Biology 19: 150-161.

Bellemain E. & Taberlet P. 2004: Improved noninvasive genotyping method: application to brown bear (*Ursus arctos*) feces. — Molecular Ecology Notes 4: 519–522.

Kohn M.H., York E.C., Kamradt D.A., Haught G., Sauvajot R.M. & Wayne R.K. 1999: Estimating population size by genotyping faeces. — Proceedings of the Royal Society of London 266: 657–663.

McKelvey K.S. & Schwartz M.K. 2004: Genetic errors associated with population estimation using non-invasive molecular tagging: problems and new solutions. —Journal of Wildlife Management 68: 439–448.

McKelvey K.S. & Schwartz M.K. 2005: DROPOUT: a program to identify problem loci and samples for noninvasive genetic samples in a capture-mark-recapture framework. — Molecular Ecology Notes 5: 716–718.

Miller C.R., Joyce P. & Waits L.P. 2002: Assessing allelic dropout and genotype reliability using maximum likelihood. — Genetics 160: 357–366.

Mills L.S., Citta J.J, Lair K., Schwartz M. & Tallmon D. 2000: Estimating animal abundance using noninvasive DNA sampling: promise and pitfalls. — Ecological Applications 10: 283–294.

Morin P.A., Chambers K.E., Boesch C. & Vigilant L. 2001: Quantitative polymerase chain reaction analysis of DNA from noninvasive samples for accurate microsatellite genotyping of wild chimpanzees (*Pan troglodytes verus*). — Molecular Ecology 10: 1835–1844.

Mullis K., Faloona F., Scharf S., Saiki R., Horn G. & Erlich H. 1986: Specific enzymatic amplification of DNA in vitro: the polymerase chain reaction. — Cold Spring Harbor Symposium in Quantitative Biology 51: 263-73.

Navidi W., Arnheim M. & Waterman M.S. 1992: A multiple-tubes approach for accurate genotyping of very small DNA samples by using PCR: statistical considerations. — The American Journal of Human Genetics 50: 347-359.

Paetkau D., Calvert W., Stirling I.& Strobeck C. 1995: Microsatellite analysis structure of population structure in Canadian polar bears. —Molecular Ecology 4: 347–354.

Paetkau D. & Strobeck C. 1994: Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. — Molecular Ecology 3: 489-495.

Taberlet P. & Luikart G. 1999: Non-invasive genetic sampling and individual identification. — Biological Journal of the Linnean Society 68: 41-55.

Tabelet P., Griffin S., Goosens B. Questiau S., Manceau V., Escaravage N., Waits L.P. & Bouvet J. 1996: Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. — Nucleic Acids Research 24 (16): 3189–3194.

Valie`re N. 2002: GIMLET: a computer program for analyzing genetic individual identification data. — Molecular Ecology Notes 2: 377-379.

Waits L.P., Luikart G. & Taberlet P. 2001: Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. — Molecular Ecology 10: 249-256.

White G.C. & Burnham K.P. 1999: Program MARK: Survival estimation from populations of marked individuals. — Bird Study Supplement 46: 120–138.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 171 - 187

STAV A MANAŽMENT MEDVEĎA HNEDÉHO (*URSUS ARCTOS*) NA SLOVENSKU

STATUS AND MANAGEMENT OF THE BROWN BEAR (URSUS ARCTOS) IN SLOVAKIA

Robin Rigg[1] & Michal Adamec[2]

[1] SWS – Slovak Wildlife Society, Spoločnosť pre výskum, vzdelávanie a spolužitie s prírodou, P. O. Box 72, SK - 033 01 Liptovský Hrádok; e-mail: info@slovakwildlife.org

[2] Štátna ochrana prírody SR, Riaditeľstvo štátnej ochrana prírody, Tajovského 28B, P.O. Box 5, SK - 974 01 Banská Bystrica; e-mail: michal.adamec@sopsr.sk

Abstract

The brown bear (*Ursus arctos*) in the Western Carpathians has recovered from the brink of extermination in the 1930s to a current estimate of c.800–900 individuals in a total area of 16 500 km^2, mostly within Slovakia. The average density is c.5 inds./100 km^2, reaching 11 inds./100 km^2 in some core areas. The average annual growth rate since 1932, based on expert estimates of population size, has been 4.5% per year. Numbers have continued to increase despite legal hunting of more than 1 300 individuals during the last 50 years. Male-biased trophy hunting is believed to have distorted the population structure in the 1970s and so quotas based on weight categories were introduced from 1980. The proportion of males harvested fell from 79% in 1958–1980 to 62% in 1994–2005. Despite an intended focus on hunting bears up to 100 kg, 32% of 155 bears shot in 2000–2005 weighed 101–150 kg and 6% were over 150 kg. Spring hunting and baiting with carcasses have been banned since 2000. These restrictions are very unpopular with hunters and are often blamed for declining numbers of bears shot since 1992. We estimate the maximum sustainable yield at 8.5% p.a. (currently c.70 bears), whereas in 2000–2006 only 11–35 bears were shot per year, representing 15–52% (mean 35%) of quotas set. Compensation has been paid for damage caused by bears to agriculture since 1962. The real cost of total annual payments has declined since the 1980s, probably due to a reduction in livestock grazing and beekeeping. However, conflicts can be locally significant and affect public opinion, so should be addressed. We recommend placing a greater emphasis on prevention, including the use of electric fences, livestock guarding dogs and bear-proof bins as well as raising awareness of bear safety advice. Research using telemetry and genetic analysis began only recently. In particular, there is a need for better monitoring of population parameters and more reliable data on home range, activity and movements as well as habitat use and selection. Unless adequate mitigation measures are taken, degradation, fragmentation and loss of habitat are likely to become important problems in the mid- to long-term due to road construction, increased traffic volume and development. Slovakia has a substantial protected area network but connection of the West and East Carpathian subpopulations of bears appears to be tenuous and is not fully safeguarded by the NATURA 2000 network.

Key words: favourable conservation status, hunting management, Natura 2000, population size, *Ursus arctos*, Western Carpathians

Úvod

Neúnosný športový lov a prenasledovanie v 19. storočí takmer vyhubili medvede na Slovensku (Jamnický 1993). Zákaz lovu od r. 1932 ochránil zvyšky izolovanej populácie v Západných Karpatoch a umožnil jej prirodzenú obnovu (Hell & Slamečka 1999). Vďaka ochrane ale aj dostatku vhodných biotopov sa početnosť a areál výskytu medveďa začali zvyšovať, najprv len pomaly, ale v druhej polovici 20. storočia už výraznejšie.

Koncom 50-tych rokov sa vyskytovalo na Slovensku cca 200 medveďov (Sabadoš & Šimiak 1981). Na základe zvýšených škôd na včelstvách, úrode a dobytku bol lov opäť povolený (Janík 1997). Napriek tomu početnosť medveďov ďalej vzrastala. So zámerom brzdiť vývin sa kvóta postupne zvýšila, no populácia stále narastala. Keďže neboli určené nijaké obmedzenia lovu, čo sa týka veku, pohlavia a hmotnosti, poľovníci sa orientovali na najväčšie jedince, aby mali čo najväčšiu trofej a zisk (Teren 1987, Janík 1997). Ako výsledok toho v 70-tych rokoch z niektorých oblastí trofejový lov eliminoval 80–90% veľkých starých samcov (Jamnický 1987).

S úmyslom zamerať sa na nedospelé jedince, zväčšiť pomer odstrelu samíc (bez mláďat) a chrániť zostávajúcich veľkých samcov, od r. 1980 Štátna ochrana prírody začala zavádzať požiadavku plánu lovu pre hmotnostné kategórie, ktoré sa postupne sprísnili (Kassa 1998). Opravením štruktúrovaných plánov lovu sa podarilo znížiť podiel ulovených samcov medveďov zo 79% v r. 1958–1980 na 64% v r. 1980–1991 (Janík 1997).

Do platnosti bolo uvedených niekoľko ďalších reštrikcií. Pretože sa v minulosti kadávery ako návnady často neodstraňovali po tom ako boli využité pri love medveďa, (Kassa 1997), bolo zakázané používanie mäsitých návnad v chránených územiach v r. 1999 a úplne v r. 2000 (Kassa 2001a). Od r. 1999 bol lov medveďa vylúčený z územia s tretím a vyšším stupňom ochrany (Kassa 1999b, 2000), čo dnes predstavuje cca 7,7% územia Slovenska (SMOPAJ 2006). Jarný odstrel nebol povolený od r. 2000, aby sa predišlo riziku ulovenia medvedíc s mláďatami (Kassa 2001a). Tiež od roku 2000 sa legálne môžu loviť iba medvede s hmotnosťou do 100 kg alebo so šírkou prednej laby do 12 cm a dĺžkou zadnej laby do 21 cm.

V súčasnosti je medveď hnedý na Slovensku zároveň zaradený medzi poľovnú zver i medzi chránené druhy. Vo vyhláške MŽP SR č. 24/2003 Z.z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov, je zaradený v prílohe 4B ako prioritný druh európskeho významu, pre ktorý sa vyhlasujú chránené územia a aj v prílohe 6A ako pôvodný druh so spoločenskou hodnotou 80 000 Sk/jedinca Avšak podľa článku 16 Smernice o biotopoch (92/43/EEC) je povolené odobratie obmedzeného počtu jedincov, keď sú určité podmienky splnené, *„Za predpokladu, že neexistuje žiadna iná uspokojujúca možnosť a výnimka neohrozí zachovanie populácií dotknutých v priaznivom stave z hľadiska ich ochrany v ich prirodzenom areáli.“* Slovensko si uplatnilo výhradu z Bernského dohovoru, ktorá znie, že *„...súčasná úroveň ich populácie na Slovensku povoľuje regulácie ich početnosti bez negatívneho vplyvu na ich prežitie a na funkcie týchto druhov v ich prirodzených ekosystémoch“* (Rada Európy 2002).

Manažment je prevažne na národnej úrovni v kompetencii dvoch ministerstiev, životného prostredia (MŽP SR) a pôdohospodárstva (MP SR), ktoré majú veľmi odlišné prístupy. Zámerom MŽP SR a ŠOP SR je stabilizovať populáciu, alebo dovoliť jej malý nárast manažmentom tak, aby sa napravila predpokladaná deformácia v pohlavnej a vekovej štruktúre spôsobená v minulosti (Adamec et al. 2005). Kritériá priaznivého stavu medveďa hnedého boli zadefinované tak, že súčasný stav je posúdený ako „priaznivý – priemerný" vo väčšine z 9 kategórií, napr. početnosť má byť najmenej 500–800 jedincov (Kropil & Hell 2005, Polák & Saxa 2005).

Podľa zástupcov MP SR, Slovenského poľovníckeho zväzu a ďalších je medveď už „premnožený", lebo jeho početnosť presiahla počet považovaný poľovnými hospodármi za „optimálny" pre územie Slovenska – čo bolo počas socializmu 300–400 jedincov (napr. Teren 1987, Hell 2003). Kým MŽP SR udáva kvótu ako maximálnu hranicu, Národné lesnícke centrum (NLC, v minulosti Lesnícky výskumný ústav) považuje regulovanie populácie za nevyhnutné a preto vidí kvótu ako plán, ktorý je nutný splniť (Hell et al. 2004). Obmedzenia lovu sú neobľúbené medzi poľovníkmi a najmä zákaz lovu na jar, používanie mäsitej návnady a odstrel jedincov nad 100 kg sa často cituje ako príčina zníženia odstrelu (napr. Hell et al. 2005, Dugovič et al. 2008). Pretrváva intenzívny tlak na uvoľnenie reštrikcií, poľovníci a niektoré sektory médií propagujú lov, ako hlavný, resp. jediný spôsob manažmentu medveďa. No na druhej strane sú protesty a žaloby radikálnych environmentalistov proti lovu vôbec (napr. Baláž 2003).

Hoci škody v poľnohospodárstve spôsobené medveďom sú na národnej úrovni zanedbateľné, môžu byť významné lokálne. Takmer každý rok sa vyskytnú prípady útokov medveďa na ľudí, niektoré skončili aj vážnym zranením (Šebo 2004). Podľa prieskumu verejnej mienky si väčšina Slovákov myslí, že je dobré, že sú v krajine medvede, ale strach z útoku, osobná skúsenosť so škodami, socio-demografické vplyvy a úroveň vedomostí sú všetko faktory, ktoré ovplyvňujú názory (Wechselberger et al. 2005). Pre dosiahnutie aspoň čiastočnej tolerancie musia byť zapojení miestni obyvatelia a vyvinuté konkrétne kroky na zmiernenie problémov vznikajúcich z prítomnosti šeliem (Sillero-Zubiri & Laurenson 2001).

Cieľom tejto práce bolo vypracovať správu o stave medveďov na Slovensku z biologického, legislatívneho, sociálno-ekonomického aj poľovníckeho hľadiska, hodnotiť výsledky manažmentu a prispieť k diskusii o problematike medveďov predovšetkým s návrhmi, ako nájsť kompromis medzi ochranou a riešením konfliktov.

Materiál a metodika

Početnosť, trend a výskyt

Jediným rozsiahlym sčítavaním je systém poľovníckej štatistiky Poľov 1-01. Podľa tohto systému sa odhad veľkosti populácie medveďov odvodzuje na základe počtov medveďov hlásených z každého poľovného revíru, ktorých v r. 2005 bolo 1 806, spolu približne na 90% územia Slovenska. Prevláda názor, že tieto údaje sú značne nadhodnotené vzhľadom na viacnásobné započítanie tých istých jedincov vo viacerých poľovných revíroch. Preto sme ich opravili výsledkami sčítania v modelových oblastiach získaných hlavne stopovaním na snehu. Dlhodobý populačný trend počas obdobia 1932–2005 sme vypočítali pomocou prirodzených logaritmov (Swenson et al. 1994) na základe odborných odhadov z literatúry (napr. Sabadoš & Šimiak 1981, Halák 1993, Hell & Slamečka 1999).

Poľovné obhospodarovanie

Časť je syntézou už predtým publikovaného materiálu (napr. Kassa 1997, 1998, 1999a, 1999b, 2000, 2001a, 2001b, 2002a, 2002b, 2003, 2005, 2006) v snahe ho doplniť a sprístupniť. Cenné informácie boli získané z pozorovaní lesníkov a poľovníkov, hoci nie vždy boli z vedeckého hľadiska kompletné. Úlohu komplikovalo veľa rozporuplných a neopodstatnených tvrdení medzi zdrojmi. Snažili sme sa vyhnúť chybe vyvodzovať kvázi presné závery z neadekvátnych údajov, ale objektívne vyhodnotiť čo najviac materiálu zo širokého spektra zdrojov. Tiež boli použité rozsiahle, ale vo veľkom nepublikované záznamy ŠOP SR v Banskej Bystrici a NLC vo Zvolene.

Rozsah konfliktov

Údaje o výške náhrady škôd spôsobených medveďmi od r. 1965 sme získavali z literatúry aj iných zdrojov (napr. Šprocha 1977, Sabadoš & Šimiak 1981, Servheen 1990, Somorová 1997, Kassa 1999a, 2001b, 2002b, Pilinský 2001, záznamy ŠOP SR). Údaje neboli k dispozícii za všetky roky a zdroje sa niekedy nezhodujú, napr. Sabadoš & Šimiak 1981 udávajú náhradu v roku 1974 spolu 502 805 Kčs, zatiaľ čo Šprocha 1977 udáva 420 930 Kčs. Absolútne sumy (za r. 1965–1985 v Kčs, od r. 1995 v Sk) sme upravili na súčasné a stále ceny s použitím ročných mier inflácie poskytnutých Štatistickým úradom SR.

Výsledky a Diskusia

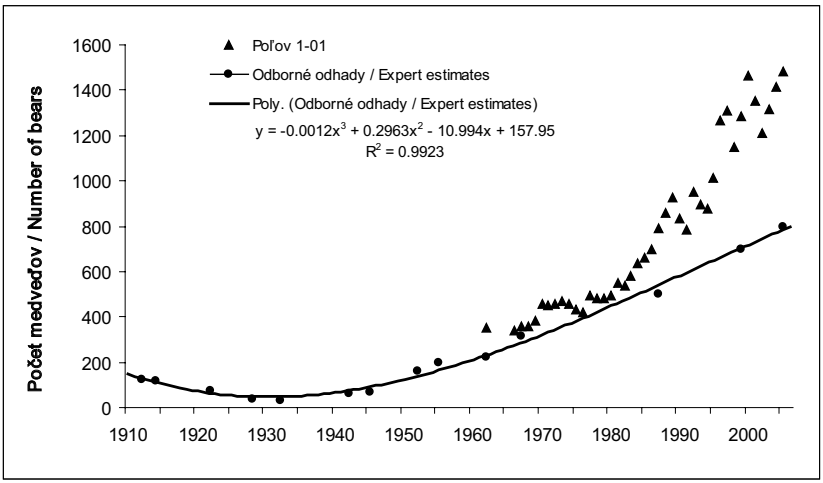
Početnosť, trend

Pri sčítaní realizovanom v poľovnej oblasti Poľana (cca 730 km^2) v decembri 2001 bol zistený výskyt 90 medveďov, kým počet uvedený za danú oblasť v štatistike Poľov 1-01 bol 140, až o 56% vyšší (Lehocký 2002). Štatistika Poľov 1-01 uvádzala celkový počet medveďov v SR 1 350 v marci 2001 a 1 211 v marci 2002. Extrapoláciou 56% chyby zistenej v prípade Poľany na národnú úroveň, je výsledkom počet 779–868 medveďov, ktorý sa veľmi podobá na odhady 700–800 odborníkov LVÚ vo Zvolene (Lehocký et al. 2003) aj ŠOP SR (Kassa 2003).

Rozdiel medzi štatistikami Poľov 1-01 a odbornými odhadmi bol v minulosti oveľa menší, ako je teraz (obr. 1). Počty medveďov evidované v poľovníckych štatistikách najvýraznejšie stúpli počas dvojročného obdobia 1994–1996, keď bol zaznamenaný až 50% nárast. Je prakticky nemožné, že by populácia medveďa skutočne zaznamenala takýto prudký nárast. Narastajúci nesúlad medzi oficiálnymi a odbornými odhadmi mohla spôsobiť aj reštrukturalizácia poľovných revírov v polovici 90. rokov, po ktorej vznikli menšie, no početnejšie poľovné revíry, čím sa zvýšila možnosť viacnásobného započítania tých istých medveďov.

Dlhodobý trend v západokarpatskej subpopulácii od roku 1932 predstavuje priemerný rast cca 4,5% ročne, alebo zdvojnásobenie populácie každých 15–16 rokov. (Rýchlosť rastu by bola nižšia, keby počet medveďov v 30. rokoch nebol taký nízky, ako ho naznačovali vtedajšie odhady.) Pre porovnanie, dlhodobý prírastok populácie medveďa v Rumunsku sa odhadoval na 4,2% za rok (Şelaru & Ionescu 2005) a vo Švédsku v období 1998–2005 to bolo 5,5% za rok (J. Swenson osobná komunikácia). Úspešná reprodukcia medveďov značne súvisí s dostupnosťou potravy (Herrero 1985). Neustály rast medvedej populácie v SR poukazuje na to, že biologicky únosná kapacita, z pohľadu dostupnosti potravy vo všetkých biotopoch, nebola ešte dosiahnutá.

Hoci počet medveďov sa odhaduje na cca 800 jedincov, geneticky efektívna populácia môže byť oveľa menšia. Napríklad u najjužnejšej škandinávskej populácie je veľkosť efektívnej populácie pri celkovom počte 700 medveďov odhadovaná na menej ako 100 jedincov. Vzhľadom na nízku imigráciu, sa strata genetickej variácie a tzv. „fitness“ následkom príbuzenského párenia („inbreeding“) môžu stať problémom u tejto populácie v priebehu niekoľkých desaťročí (Tallmon et al. 2004). Dá sa predpokladať nízka imigrácia do západokarpatskej subpopulácie, nakoľko je stále temer izolovaná.



Obr. 1 Počet medveďov na Slovensku podľa odhadov odborníkov a oficiálnych poľovníckych štatistík Poľov 1-01
Fig. 1 Number of bears in Slovakia according to expert estimates and official hunting statistics (Poľov 1-01)

Výskyt, populačná hustota, biotop

V súčasnosti sa medvede nachádzajú vo väčšine pohorí stredného a severného Slovenska (obr. 2). Veľkosť plochy v slovenských Západných Karpatoch obývanej medveďmi je okolo 13 000 km^2 (Minďáš et al. 2006). Číslo 3 000 km^2 z roku 1996 uvedené v *Akčnom pláne na ochranu medveďa hnedého v Európe* je zjavne chybné. V slovenských Východných Karpatoch sa medvede vyskytujú na území s rozlohou cca 1 200 km^2 (Minďáš et al. 2006).

Ak je na Slovensku v súčasnosti 800 medveďov na celkový areál s rozlohou 14 200 km^2, predstavovalo by to priemernú hustotu 5,6 jedincov/100 km^2. Dozaista je tu aj značná variácia. Výskyt medveďov úzko súvisí s lesnatosťou a nadmorskou výškou nad 300m (Rigg & Adamec 2007). Najvyššia hustota je v regiónoch stredného Slovenska, v ktorých sa obnovila populácia. Z výsledkov sčítaní v Tatrách, Malej a Veľkej Fatre a na Poľane vyplýva, že chránené oblasti s veľmi kvalitnými biotopmi a relatívne nízkym rušením majú tendenciu mať najvyššiu hustotu výskytu medveďov, niekde až 11 jedincov/100 km^2. V susediacich oblastiach je hustota spravidla nižšia, rovnako aj v okrajových častiach pohoria, kde je menšia lesnatosť a vyššia úroveň ľudskej činnosti (Rigg & Adamec 2007).

Pre porovnanie sa odhady priemernej hustoty populácie v Rumunsku pohybujú od cca 8 do 25 jedincov/100 km^2 a podľa niektorých odborníkov môžu v najlepších biotopoch presiahnuť 30 jedincov/100 km^2 (Şelaru & Ionescu 2005, Anon 2005), v prípade prikrmovania až 50 jedincov/100 km^2 (van Maanen et al. 2006). V Chorvátsku kolíše predpoklad hustoty medveďov od 5 jedincov/100 km^2 v zónach s občasným výskytom medveďov až do 15–20 jedincov/100 km^2 v najkvalitnejších biotopoch. Biologická nosná kapacita životného priestoru v Chorvátsku s rozlohou cca 12 000 km^2 (čo sa veľmi podobá veľkosti areálu v SR) sa odhaduje na 1 100 medveďov, sociálna kapacita je okolo 900 jedincov (Dečak et al. 2005, Grubešić et al. 2005).

Západokarpatská subpopulácia siaha aj do južného Poľska (Tatry, Pieniny, Beskid Żywiecki, Wysoki, Sądecki, Gorce), kde sa počet odhaduje na cca 20–30 medveďov na 3 000 km^2 (Frackowiak et al. 1999, Jakubiec 2001, Zięba & Kozica 2005) a do východnej časti Českej republiky, kde je pravidelný výskyt 2–5 medveďov na ploche 540 km^2 (Bartošová 2003, Červený et al. 2004, 2006). V Západných Karpatoch má teda celkový areál medveďa rozlohu cca 16 500 km^2 s priemernou hustotou 5,0 jedincov/100 km^2.

Západokarpatská subpopulácia sa už nepovažuje za izolovanú, ale za napojenú na východokarpatskú subpopuláciu (Jakubiec 2001) i keď je pravdepodobné, že výmena jedincov je pomerne zriedkavá. V slovenských Východných Karpatoch sa vyskytuje približne 20–30 medveďov (Pčola 2003), v juhovýchodnom Poľsku (Beskid Niski, Bieszczady) sa počet odhaduje na 60–75 jedincov na 4 000 km^2 (Frackowiak et al. 1999, Jakubiec 2001, Frackowiak & Perzanowski 2002, Zięba & Kozica 2005), a v ukrajinských Karpatoch je 300–400 medveďov (Y. Dovhanych, osobná komunikácia). Telemetrickým výskumom v Poľsku sa potvrdilo, že niektoré medvede majú domovské okrsky presahujúce hranice štátov (Zięba & Kozica 2005). Cezhraničný charakter medvedej populácie si vyžaduje ako dôležitý aspekt manažmentu úzku medzinárodnú spoluprácu vlád, štátnych inštitúcií a vedcov na Slovensku, v Poľsku, Čechách a na Ukrajine (Linnell et al. 2007).

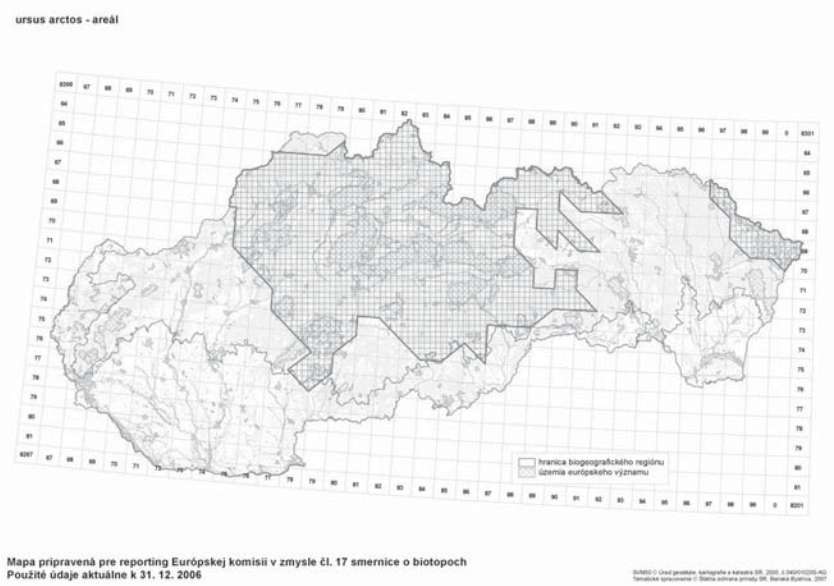
V nedávnej minulosti bol výskyt medveďa rozsiahlejší ako je dnes. Rozptýlené jedince sa v rokoch 1980–1999 dostali aj do ďalších pohorí mimo Karpát ako Sudety, Krkonoše a Jizerské hory v Poľsku a Českej republike, no nikdy sa v nich nezabývali (Červený et al. 2004). Rozptyľovanie môže začať ešte pred „nasýtením“ biotopu medveďmi – tzv. „pre-saturation dispersal“ (Swenson et al. 1998). Od r. 2000 sa medvede akoby rozptyľovali menej ako predtým, no niekoľko jedincov sa usadilo na Morave trvalejšie. Aj na Slovensku došlo po roku 1984 k zmenšeniu územia obývaného medveďmi napriek zvyšujúcemu sa počtu (Hell & Slamečka 1999).

Okrem listnatých, zmiešaných a ihličnatých horských lesov sa zahrňujú medzi dôležité biotopy pre medveďa aj subalpínske a alpínske lúky a tiež otvorené plochy so zdrojmi potravy v nižších polohách (napr. Dečak et al. 2005, van Maanen et al. 2006). Z ekologického pohľadu nie je žiadny dôvod vylúčiť biotopy v nižších nadmorských výškach, hoci niektorí autori (napr. Hell 2003) považujú výskyt medveďa v týchto oblastiach za nežiadúci kvôli ekonomickým dôvodom a bezpečnosti ľudí. Lesy s prevahou duba (*Quercus petraea*) alebo buka (*Fagus sylvatica*) pod 800 m n.m. pokrývajú 65% lesov SR, v porovnaní s 30% zmiešaných lesov medzi 500 a 1300 m n.m. a len 3% smrekových a kosodrevinových porastov nad 1250 m n.m. (Minďáš et al. 2006). Historické dokumenty dokazujú, že v 16. storočí medvede žili v bukových lesoch na severe Maďarska (Teren 1987). Dá sa teda povedať, že po obnove populácie sa medve-

de čiastočne usídlili v časti svojich pôvodných stanovíšť.

Populácia medveďa bola schopná sa obnoviť vďaka dostupnosti vhodných biotopov, ich zachovanie má rozhodujúci význam aj v budúcnosti. V súčasnosti je na Slovensku približne 23% územia s druhým a vyšším stupňom ochrany (SMOPAJ 2006). Najväčšie percento z uvedeného tvoria národné parky, ich ochranné pásma a chránené krajinné oblasti. V rámci implementácie Smernice o biotopoch na Slovensku, pripravila ŠOP SR zoznam 382 navrhovaných území európskeho významu (ÚEV) s celkovou rozlohou 5 700 km^2, čo tvorí 11,6% rozlohy krajiny (obr. 2). Prekrytie navrhovaných ÚEV s existujúcou sústavou chránených území je 86%.

Jednotlivé chránené územia nie sú dostatočne veľké, aby dokázali zabezpečiť životaschopnú populáciu veľkých šeliem v izolácii. Medvede majú veľké domovské okrsky, v Západných Karpatoch 50–266 km^2 a viac (Jakubiec 2001, Zięba & Kozica 2005), potrebujú prístup do rôznych biotopov v priebehu roka a často sa vyskytujú mimo chránených území (Huber & Roth 1993). Odporúča sa, aby jadrové územia pre ochranu medveďa mali rozlohu minimálne 3 500 km^2 (van Maanen et al. 2006), ako napr. v Slovinsku (Kryštufek et al. 2003), so zabezpečením konektivity. Na Slovensku, 61 ÚEV navrhovaných pre ochranu medveďa pokrýva spolu 4 110 km^2 (Kassa 2005), problém je však s prepojením. Horské oblasti s hlavnými biotopmi medveďov sú rozdelené oblasťami s hustejším ľudským osídlením v kotlinách (Salvatori 2004). Fragmentácia, zmenšovanie a strata biotopu, spôsobené najmä rastúcim rozvojom v horských oblastiach a budovanie diaľnic, by mohli viesť k väčším problémom pre medvede v niektorých častiach Slovenska (Finďo et al. 2007) a to nie v príliš ďalekej budúcnosti. Zrejmý nedostatok sústavy NATURA 2000 z hľadiska ochrany medveďa je, že chýba konektivita medzi subpopuláciami v Západných a Východných Karpatoch.



Obr. 2 Výskyt medveďa hnedého v r. 2006 a územia sústavy NATURA 2000
Fig. 2 Brown bear distribution in 2006 and NATURA 2000 sites in Slovakia

Poľovné obhospodarovanie

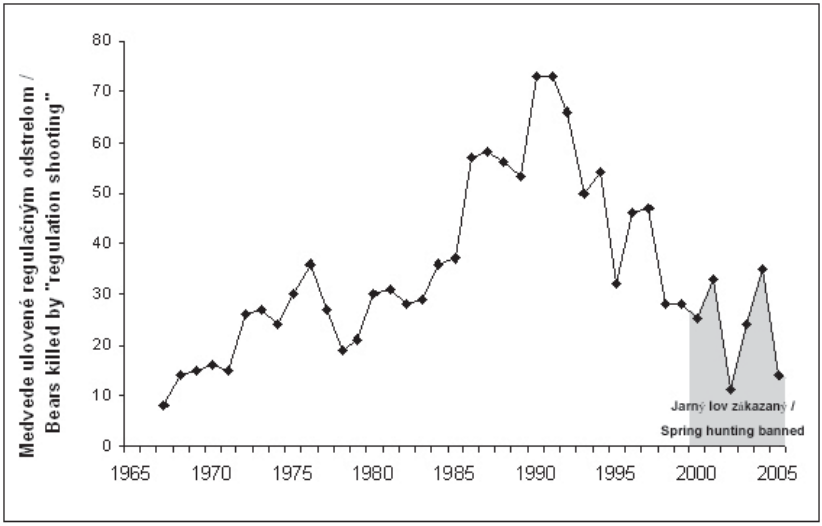
Od obnovenia lovu koncom 50-tych rokov bolo ulovených vyše 1 300 medveďov. Legálny lov predstavuje najväčšiu príčinu známych úmrtí, avšak zdá sa, že počty medveďov stále vzrastajú a to najmä v okrajových oblastiach. Za 13 rokov od 1994 do 2006 bolo regulačným odstrelom usmrtených spolu 418 medveďov (v rozmedzí 11–48/rok), čo predstavuje 72% celkovej známej mortality. To sa rovná asi 4%/rok celkovej odhadovanej populácie. Hrubý odhad udržateľného legálneho lovu by teda bol 4% (odlovený) + 4,5% (skutočný prírastok) = 8,5%/rok, čo sa v súčasnosti rovná až 70 jedincom. Pre porovnanie v prípade škandinávskej populácie sa maximálny udržateľný úlovok odhadoval na cca 7% za rok (Swenson et al. 1994).

Trend legálneho odstrelu, ako aj všeobecne známej mortality, je od r. 1992 klesajúci, zatiaľ čo jarný lov na mäsitú návnadu bol zakázaný až od r. 1999–2000 (obr. 3). Preto sa zdá byť odôvodnený záver, že stupeň splnenia plánu lovu bol na prvom mieste ovplyvnený inými faktormi a to hlavne zacielením na menšie hmotnostné kategórie a väčšou kontrolou splnenia podmienky regulačného odstrelu.

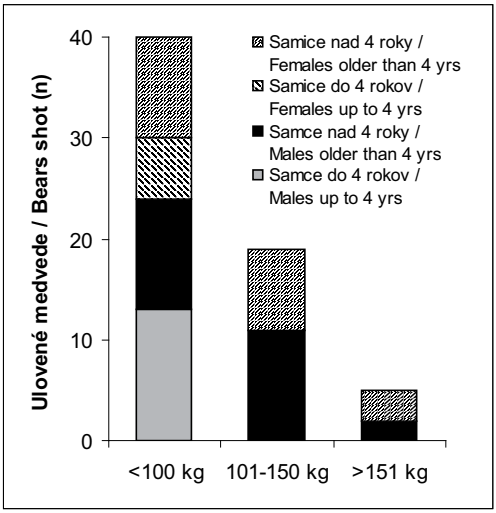
Problematika používania mäsitej návnady je kontroverzná. Hoci u škandinávskych medveďov sa zdá, že ostávajú ostražité pred človekom, ak sú ďalej od miest kŕmenia (Swenson et al. 2000), medvede v Slovinsku boli častejšie agresívne voči človeku v oblasti, kde boli prikrmované kadávermi (Adamič 2003).

Na Slovensku kvóty zvyčajne neboli splnené dokonca ani vtedy, keď jarný lov na mäsitú návnadu bol najpoužívanejšou metódou (Bevilaqua 1985). Podľa údajov z r. 1961–1971 to činilo 77 zo 115 (67%) medveďov povolených na odstrel (Jerguš 1972). Hlavnou príčinou bolo, že platiaci hostia nezasvätili dosť času poľovačke (Hell & Sabadoš 1995, Hell & Slamečka 1999), podobná situácia sa niekedy vyskytne aj dnes. Ani vo Švédsku, Chorvátsku a Rumunsku sa často plán lovu nesplní (Swenson et al. 1994, Dečak et al. 2005, Grubešić et al. 2005, Şelaru & Ionescu 2005). Ako hlavný dôvod sa uvádza nepriaznivé počasie, ťažkosti zabezpečenia dosť vysokých poplatkov za odstrel a menší záujem zo zahraničia.

Obmedzenia lovu úspešne zredukovali podiel ulovených samcov na 58% v r. 2000–2005. Napriek zamýšľanému zacieleniu (na lov medveďov do 100 kg), bolo zo 155 ulovených a odvážených medveďov v r. 2000–2005, 62,6% do 100 kg, 31,6% medzi 101–150 kg a 5,8% bolo nad 150 kg. Ich priemerná váha bola 96,5 kg (od 28 do 200 kg), v porovnaní s priemernou váhou 102 kg medveďov ulovených v r. 1989–1991 (Hell & Sabadoš 1993). Zástancovia poľovníctva tvrdia, že zákaz lovu ťažších medveďov viedol k tomu, že sa sústredil iba na nedospelé jedince. Avšak podľa zápisov ŠOP SR 70% medveďov zastrelených v r. 2003–2005 malo aspoň 4 roky, t.j. mohli byť už dospelé jedince (obr. 4).



Obr. 3 Počty medveďov ulovených v rámci regulačného odstrelu v r. 1968–2006
Fig. 3 Numbers of bears shot by „regulation shooting“ in Slovakia in 1968–2006



Obr. 4 Hmotnosť, pohlavie a vek 64 medveďov ulovených v r. 2003–2005
Fig. 4 Weight, age and sex of 64 bears shot legally in 2003–2005

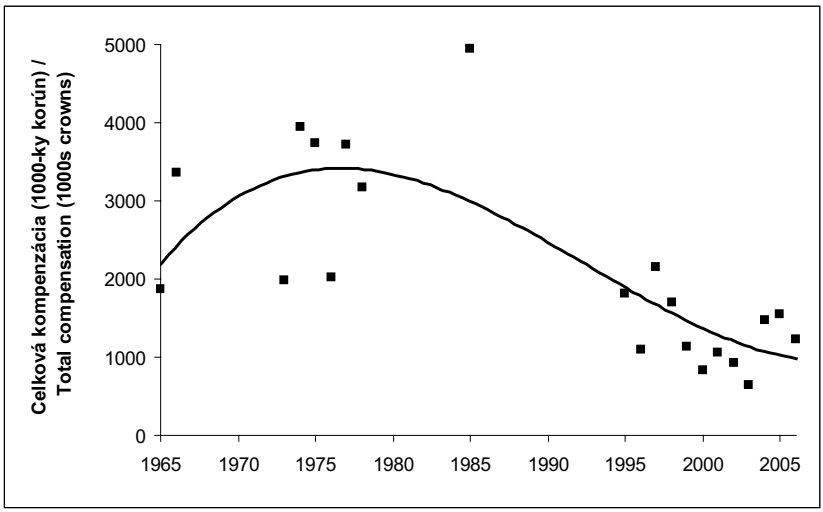
Rozsah konfliktov

Poskytovanie náhrady škôd spôsobených medveďom na hospodárskych zvieratách a včelstvách, za splnenia určitých podmienok, je súčasťou poľovnej legislatívy od roku 1962. Zákon č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov rozšíril toto poskytovanie náhrady ostatných foriem škôd vrátane škôd na úrode a nákladov na liečenie zranení spôsobených ľuďom medveďmi.

V celoštátnom meradle nie sú ekonomické škody významné. Ročná suma za náhradu škôd málokedy prekročila milión korún. Navyše, kým sa ročná suma za náhradu škôd v absolútnych hodnotách zvýšila, skutočná hodnota ekonomických škôd spôsobených medveďmi po upravení o infláciu sa znížila na 44% hodnôt zo 60.- až 70.-tych rokov (obr. 5). Škody na dobytku, ktoré boli hlavným zdrojom konfliktu v časoch, keď bol lov na medveďa obnovený (Janík 1997), sú v posledných rokoch zanedbateľné.

Takmer každý rok sa vyskytnú prípady útokov medveďa na ľudí, niektoré skončili aj vážnym zranením. Avšak podľa publikovaných údajov nie je ich viac ako v minulosti (pozri napr. Bevilaqua 1995). V rokoch 1985–1987 bolo zranených 26 ľudí, ročne priemerne 8,7 (Hell & Bevilaqua 1988), zatiaľ čo v posledných rokoch to bolo 1–5 ročne (Šebo 2004).

Sú pomerne veľké možnosti na zlepšenie preventívnych opatrení: elektrické ohradníky, strážne pastierske psy, medveďom nedostupné kontajnery, ale aj osveta o tom, ako sa vyhnúť stretnutiu či prilákaniu medveďa (Rigg & Baleková 2003).



Obr. 5 Celková náhrada škôd spôsobených medveďmi upravená na súčasné a stále ceny s použitím ročných mier inflácie poskytnutých ŠÚ SR

Fig. 5 Total annual compensation payments for damage attributed to bears at constant current prices using annual inflation rates provided by the Statistical Office of the Slovak Republic

Záver

Obmedzenia lovu umožnili prirodzený návrat medveďov v Západných Karpatoch po ich takmer vyhubení trofejovým lovom a prenasledovaním pred 75 rokmi. Je dôležité rozlíšiť lov, ktorý úmyselne resp. z dôvodu nedostatku účinnej regulácie ohrozuje prežitie určitých druhov od lovu, ktorý aspoň principiálne má za cieľ udržať populáciu za účelom využitia natrvalo. Druhý prípad nemusí byť v rozpore s ochranou ohrozených živočíchov (LCIE 2002). Za obdobie 1932–2005 bol priemerný nárast počtov medveďov na Slovensku 4,5% ročne, čo je porovnateľné s inými rastúcimi populáciami v Európe, aj napriek uloveniu vyše 1 300 jedincov od roku 1958.

Spoľahlivé údaje sú základnou požiadavkou a to nielen pre efektívnu ochranu a poľovnícke obhospodarovanie, ale aj pre informovanie verejnosti a kľúčových zainteresovaných skupín. Prioritou je najmä kvalitnejší monitoring veľkosti, trendu a štruktúry populácie. O sociálnych vzťahoch, rozptyle mladých jedincov a výbere biotopov a domovských okrskov sa vie pomerne málo, keďže výskum modernými metódami, predovšetkým telemetriou a genetikou, sa na Slovensku len začína. Taktiež by do budúcnosti pomohol podrobnejší prieskum vekovo-pohlavnej štruktúry populácie a získanie spoľahlivých údajov o tom, v akom veku majú samice prvý vrh, v akom intervale mávajú mláďatá, priemerný počet mláďat a koľko z nich prežije. Tiež je podstatný výskum ekológie a to pre lepšiu znalosť potrieb medveďov ako aj príčin konfliktov medveď–človek.

Napriek nedostatočnej presnosti pri odhadovaní veľkosti populácie niet pochýb o tom, že v súčasnosti je v Západných Karpatoch viac medveďov ako kedykoľvek za ostatných vyše 150 rokov (Hell 2003). Súčasná veľkosť a trend populácie naznačujú len minimálnu krátkodobú hrozbu. Minulosť však ukázala, že je jasná potreba prísnej regulácie lovu. Okrem toho sociálno-ekonomické zmeny prinesú nové problémy. Strata, fragmentácia a narušenie biotopu sú potenciálne veľké hrozby pre prírodu v Karpatoch. Aby sa zabránilo trvalej izolácii a fragmentácii západokarpatskej subpopulácie, je nevyhnutné aj naďalej umožniť migráciu medveďov medzi jadrovými oblasťami, napr. výstavbou „zelených mostov“ (van Maanen et al. 2006). Znamená to aj tolerovať aspoň prechodný resp. sezónny výskyt medveďa v oblastiach s vyššou činnosťou a osídlením človeka, kde je ale samozrejme potrebné nájsť kompromis medzi ochranou prírody a minimalizovaním konfliktov (Woodroffe et al. 2005).

Existujú zreteľné hlboko rozdielne názory na manažment medveďa na Slovensku. V diskusiách sa kladie dôraz na početnosť medveďov a rozsah, do akého by mali byť lovené. Rozličné prístupy majú za následok zlyhanie implementácie dôležitých odporúčaní v ochrane. Národný plán manažmentu medveďa hnedého doposiaľ nebol schválený i napriek opakovaným výzvam Stáleho výboru Bernskej konvencie a Rady Európy. Dôležité odporúčania sú v *Akčnom pláne na ochranu medveďa hnedého v Európe* (Swenson et al. 2000). Okrem iných, neboli dostatočne implementované nasledujúce kroky:

- krajiny, zdieľajúce spoločné populácie medveďa hnedého vypracujú programy starostlivosti spoločne,
- vyhodnotiť vplyv existujúcej a plánovanej infraštruktúry na biotop medveďa hnedého a zmierniť negatívne vplyvy,
- obmedziť vznik problémových medveďov,
- koordinovať vedecký výskum.

Konflikty medveď–človek (skutočné aj vnímané) musia byť adekvátne riešené. Vytvorenie pohotovostného tímu by mohlo pomôcť znížiť strach verejnosti. Umožnením rýchlejšieho a efektívnejšieho zásahu by sa tiež ukázalo, že sa problém berie vážne. Ochranný odstrel alebo odchyt by mali byť naďalej používané na odstránenie konkrétnych problémových jedincov z populácie. Avšak oveľa väčší dôraz treba klásť na odstránenie príčin problémového správania sa medveďa, ako sú nesprávne uloženie potravy či odpadu, nechránené včelíny, ovce v zalesnených oblastiach a podobne. Často preventívne opatrenia nie sú dostatočne realizované. Osveta by sa mala sústrediť na zvýšenie informovanosti o týchto opatreniach.

Chovatelia a pastieri majú stále tendenciu mať negatívny postoj voči medveďom, napriek možnosti získať od roku 1962 odškodné za straty (Wechselberger et al. 2005). Situácia by sa mohla zlepšiť zjednodušením úradných postupov a rozšírením schémy, ktorá by zahrňovala odškodné aj za straty v produkcii, nielen nahradenie hodnoty zvieraťa. Rastúce dôkazy naznačujú, že podstatná časť problémov sa vyskytuje na pomerne malom počte kritických lokalít (Rigg & Gorman 2006). Zlepšený výskum a monitorovanie by mohli pomôcť identifikovať takéto „riskantné miesta“, kde by mohlo byť investovanie do preventívnych opatrení kompenzované znížením nákladov na odškodné. Ďalšie možnosti sú dotovanie poistenia, vyplatenie náhrady na základe tolerovania prítomnosti šeliem, skôr ako nahradenie škôd a poskytovanie náhradných zvierat.

Oddelenie manažmentu trofejového lovu od prevencie škôd by mohlo pomôcť redukovať mylné ponímanie, že odstrel je jediným riešením. Je zrejmé, že na love medveďa sa zúčastňujú ľudia z rôznych dôvodov, nielen kvôli redukcii hrozby pre človeka a škody na poľnohospodárstve. Niektoré motivácie, napríklad túžba získať medailovú trofej a zisk od platiacich klientov, nemusia byť v súlade s cieľmi udržiavať štruktúru populácie blízkej prírode a zamerania lovu na odstránenie najproblematickejších (než najväčších) jedincov.

Jeden z možných prístupov by bolo používanie lepších metód na monitorovanie populácie, na stanovenie udržateľných kvót pre trofejový lov, nesúvisiac s výškou škôd, vo veľkoplošných zónach (napr. jadrové časti výskytu resp. kde sa prítomnosť medveďa považuje za nežiadúcu). Odhadujeme maximálne udržateľný odstrel na 8,5% populácie, v súčasnosti 70 medveďov ročne. Vo švédskom systéme, povolenia nie sú viazané na jednotlivé poľovnícke revíry, ale kvóty sa udávajú podľa okresov (orografických celkov, poľovných oblastí), avšak je dôležitá komunikácia, okamžité nahlásenia počtu ulovených medveďov.

Ak to zhrnieme, zachovanie priaznivého stavu medveďa hnedého i napriek rastúcemu tlaku súvisiaceho s rozvojom Slovenska si vyžaduje nasledovné opatrenia:

- dostatočne chrániť jadrové biotopy,
- identifikovať, zachovať a zlepšovať biokoridory a ich prepojenia,
- tolerovať prítomnosť medveďov v niektorých oblastiach mimo jadrových biotopov,
- aj naďalej prísne regulovať lov,
- pri riešení konfliktov sa menej spoliehať na odstrel a viac využívať preventívne opatrenia,
- pozorne monitorovať populačný trend,
- modernými metódami viesť podrobnejší výskum ekológie a kľúčových populačných parametrov,
- poskytovať spoľahlivé informácie pre širokú verejnosť dôveryhodnými vzdelávacími aktivitami.

Poďakovanie

Radi by sme sa poďakovali WWF v Dánsku a Danube-Carpathian programu za možnosť pripraviť správu (Rigg & Adamec 2007), v rámci projektu BEARS (pozri www.medvede.sk), z ktorej vychádza tento príspevok. Pomohli nám viacerí ľudia a to svojimi informáciami, poskytnutím článkov či referátov alebo opravením textov. Predovšetkým by autori chceli poďakovať J. Swensonovi.

Literatúra

Adamec M., Rajtar R. & Urban P. 2005: Rozšírenie, stav a ochrana veľkých šeliem na Slovensku. — Pp. 63-72. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.

Adamič M. 2003: The brown bear in Slovenia: a brief summary of the 20th century population dynamics and future conservation issues. — Pp. 157-171. In: Kryštufek B., Flajšman B. & Griffiths H.I. (eds.): Living with bears: a large carnivore in a shrinking world. Ecological Forum LDS, Ljubljana, 368 pp.

Anon 2005: Management and action plan for the bear population in Romania. Ministry of Agriculture, Forestry and Rural Development and Ministry of Environment and Water Management, Bucharest, 79 pp.

Baláž E. 2003: Možnosti predchádzania vzniku synantropných jedincov medveďa hnedého. — Pp. 7-16. In: Rigg R. & Baleková K. (eds.): Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Zborník z konferencie (Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002). Sloboda zvierat, Bratislava, 141 pp.

Bartošová D. 2003: Zkušenosti s medvědem hnědým v Chráněné krajinné oblasti Beskydy. — Pp. 41-51. In: Rigg R. & Baleková K. (eds.): Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Zborník z konferencie (Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002). Sloboda zvierat, Bratislava, 141 pp.

Bevilaqua F. 1985: O medveďoch očami praxe. — Chránené územia Slovenska, 5: 69-71.

Bevilaqua F. 1995: Zoči-voči s medveďom. PaRPress, Bratislava, 194 pp.

Červený J., Bartošová D., Anděra M. & Koubek P. 2004: Současné rozšíření medvěda hnědého (*Ursus arctos*) v České republice. — Lynx, 35: 19-26.

Červený J., Koubek P., Marhoul P., Nová P., Volf O., Bartošová D., Bufka L. & Bláha J. 2006: Large carnivores: wolf, brown bear and lynx in the Czech Republic. — Environmental Encounters Series 60. Council of Europe Publishing, Strasbourg: 45-48.

Dečak Đ., Frković A., Grubešić M., Huber Đ., Iviček B., Kulić B., Sertić D. & Štahan Ž. 2005: Brown bear management plan for the Republic of Croatia. Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management and Ministry of Culture, Zagreb, 90 pp.

Dugovič L., Hlásnik J. & Bučko J. 2008: Zmenia sa podmienky lovu medveďov? — Poľovníctvo a rybárstvo, 60(2): 8-9.

Finďo S., Skuban M. & Koreň M. 2007: Brown bear corridors in Slovakia. Carpathian

Wildlife Society, Zvolen, 68 pp.

Frackowiak W., Gula R. & Perzanowski K. 1999: Status and management of the brown bear in Poland. — Pp. 89-93. In: Servheen C., Herrero S. & Peyton B. (eds.) Bears. Status survey and conservation action plan.. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK, x + 309 pp.

Frackowiak W. & Perzanowski K. 2002: The past, present and future of brown bear population in Poland. URL: http://www.uma.edu/art/Wolf/ResearchA1.html

Grubešić M., Huber Đ., Majnarić D., Kusak J. & Frković A. 2005: Ochrana a obhospodarovanie veľkých šeliem v Chorvátsku. Pp. 35-48. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.

Halák K. 1993: Populácia medveďa hnedého (*Ursus arctos* L., 1758) v Západných Tatrách. — Zborník prác o Tatranskom Národnom Parku, 33: 227-234.

Hell P. 2003: Súčasné problémy spolužitia človeka s medveďom v slovenských Karpatoch a možnosti ich riešenia. — Pp. 65-75. In: Rigg R. & Baleková K. (eds.): Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Zbornik z konferencie (Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002). Sloboda zvierat, Bratislava, 141 pp.

Hell P. & Bevilaqua F. 1988: Das Zusammenleben des Menschen mit dem Braunbären (*Ursus arctos*) in den Westkarpaten. — Zeitschr. Jagdwiss., 34(3): 153-163.

Hell P. & Sabadoš K. 1993: Zhodnotenie úlovku medveďov hnedých v západných Karpatoch v rokoch 1980-1991. — Folia Venatoria, 23: 183-200.

Hell P. & Sabadoš K. 1995: Niektoré parametre západokarpatskej populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v roku 1992. — Folia Venatoria, 25: 97-104.

Hell P. & Slamečka J. 1999: Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava, 150 pp.

Hell P., Konôpka J., Sabadoš K., Slemečka J., Lehocký M., Farkaš J., Gašparík J. & Slamečka J. 2004: Veľkoplošné ekologické obhospodarovanie zveri v rámci poľovných oblastí a lokalít. Poľovnícke štúdie 10. Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, 166 pp.

Hell P., Bučko J., Slamečka J., Šebo M. & Garaj P. 2005: Ochrana a obhospodarovanie veľkých šeliem na Slovensku. Pp. 7-19. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.

Herrero S. 1985: Bear attacks: their causes and avoidance. 1st ed. The Lyons Press, N.Y., 287 pp.

Huber D. & Roth H.U. 1993: Movements of European brown bears in Croatia. — Acta Theriologica, 38(2): 151-159.

Jakubiec Z. 2001: Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w Polskiej częśi Karpat. Polska Akademia Nauk, Kraków, 108 pp.

Jamnický J. 1987: Formy komunikácie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.). — Folia Venatoria, 17: 151-167.

Jamnický J. 1993: Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto

rokmi. — Folia Venatoria, 23: 221-229.

Janík M. 1997: Biogeography, demography and management of *Ursus arctos* in the Western Carpathians. — Int. Conf. Bear Res. and Manage., 9(2): 125-128.

Jerguš Š. 1972: Štyridsať rokov ochrany medveďa na Slovensku. — Poľovníctvo a rybárstvo, 8: 6.

Kassa M. 1997: Vyhodnotenie lovu medveďa hnedého na Slovensku v roku 1996. — Chránené územia Slovenska, 31: 33-34.

Kassa M. 1998: Analýza lovu medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku. — Chránené územia Slovenska, 38: 20-22.

Kassa M. 1999a: Škody spôsobené medveďom v roku 1998 na Slovensku. — Chránené územia Slovenska, 40: 23-24.

Kassa M. 1999b: Vyhodnotenie regulácie početnosti medveďa hnedého na Slovensku v roku 1998. — Chránené územia Slovenska, 40: 25-27.

Kassa M. 2000: Vyhodnotenie regulácie početnosti medveďa hnedého na Slovensku v roku 1999. — Chránené územia Slovenska, 44: 19-22.

Kassa M. 2001a: Vyhodnotenie regulácie početnosti medveďa hnedého na Slovensku v roku 2000. — Chránené územia Slovenska, 47: 19-22.

Kassa M. 2001b: Škody spôsobené medveďom hnedým v roku 2000. — Chránené územia Slovenska, 47: 22-23.

Kassa M. 2002a: Vyhodnotenie regulácie početnosti medveďa hnedého v roku 2001 na Slovensku. — Chránené územia Slovenska, 51: 11-15.

Kassa M. 2002b: Škody spôsobené medveďom v roku 2001. — Chránené územia Slovenska, 51: 16.

Kassa M. 2003: Systém manažmentu medveďa hnedého na Slovensku. — Pp. 17-25. In: Rigg R. & Baleková K. (eds.): Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Zborník z konferencie (Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002). Sloboda zvierat, Bratislava, 141 pp.

Kassa M. 2005: Slovakia and the transboundary management of large carnivores populations within of Carpathians. — Pp. 84-90. In: Bath A. (ed.): Transboundary management of large carnivore populations. Environmental encounters, No. 60. Council of Europe Publishing, Strasbourg, 130 pp.

Kassa M. 2006: Vyhodnotenie regulácie početnosti populácie medveďa hnedého v rokoch 2002–2004 na Slovensku. — Chránené územia Slovenska, 68: 10-23.

Kropil R. & Hell P. 2005: Definovanie priaznivého stavu populácií veľkých šeliem na Slovensku. Pp. 55-62. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.

Kryštufek B., Flajšman B. & Griffiths H.I. (eds.) 2003: Living with bears: a large carnivore in a shrinking world. Ecological Forum LDS, Ljubljana, 368 pp.

LCIE 2002: Large Carnivore Initiative for Europe Core Group position statement on the use of hunting, and lethal control, as means of managing large carnivore populations. Council of Europe, Strasbourg, 4 pp.

Lehocký M. 2002: Veľkoplošné sčítanie šeliem. — Poľovníctvo a rybárstvo, 54(6): 8-9.

Lehocký M., Cibula R. & Kaštier P. 2003: Výsledky poľovníckej štatistiky na Slovensku za rok 2002. — Poľovníctvo a rybárstvo, 55(10): 20-21.

Linnell J., Salvatori V. & Boitani L. 2007: Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission, 78 pp.

Maanen E. van, Predoiu G., Klaver R., Soulé M., Popa M., Ionescu O., Jurj R., Negus S., Ionescu G. & Altenburg W. 2006: Safeguarding the Romanian Carpathian ecological network. A vision for large carnivores and biodiversity in Eastern Europe. A&W ecological consultants, Veenwouden and ICAS Wildlife Unit, Braşov, 158 pp.

Minďáš J., Konôpka J., Novotný J. & Jendek S. 2006: Lesy Slovenska. Národné lesnícke centrum, Zvolen, 222 pp.

Pčola Š. 2003: Súčasný stav populácie medveďa v slovenských Východných Karpatoch. — Pp. 127-130. In: Rigg R. & Baleková K. (eds.): Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Zborník z konferencie (Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002). Sloboda zvierat, Bratislava, 141 pp.

Pilinský P. 2001: Záznam z pracovného rokovania medzirezortnej Komisie pre veľké šelmy, 5 pp.

Polák P. & Saxa A. 2005: Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. Manuál k programom starostlivosti o územia NATURA 2000. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 734 pp.

Rada Európy 2002: Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Secretariat Memorandum. Directorate of Culture and of Cultural and Natural Heritage, Council of Europe, Strasbourg, 55 pp.

Rigg R. & Adamec M. 2007: Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, 128 pp.

Rigg R. & Baleková K. 2003: Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Zborník z konferencie (Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002). Sloboda zvierat, Bratislava, 141 pp.

Rigg R. & Gorman M. 2006: Predácia veľkých šeliem na ovce na Slovensku. — Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku, VII: 81-89.

Sabadoš K. & Šimiak M. 1981: Rozšírenie a poľovné obhospodarovanie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku. — Folia Venatoria, 10-11: 15-33.

Salvatori V. 2004: Mapping conservation areas for carnivores in the Carpathian Mountains. PhD thesis. University of Southampton, 231 pp.

Şelaru N. & Ionescu O. 2005: Stav a manažment hnedého medveďa v Rumunsku. — Pp. 27-34. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.

Servheen C. 1990. Status and conservation of the bears of the world. Int. Conf. Bear Res. and Mange. Monograph No. 2, 34 pp.

Sillero-Zubiri C. & Laurenson M.K. 2001: Interactions between carnivores and lo-

cal communities: conflict or co-existence? — Pp. 282-312. In: Gittleman J.L., Funk S.M., Macdonald D. & Wayne R.K. (eds.): Carnivore Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 675 pp.

SMOPAJ 2006: Prehľad osobitne chránených častí prírody a krajiny v Slovenskej republike, stav k 31.12.2005. — Chránené územia Slovenska, 67: 2-3.

Somorová H. 1997: Kým povolia výnimku. — Poľovníctvo a rybárstvo, 49(10): 10-11.

Swenson J.E., Sandegren F., Bjärvall A., Söderberg A., Wabakken P. & Franzén R. 1994: Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. — Biological Conservation, 70: 9-17.

Swenson J.E., Sandegren F. & Söderberg A. 1998: Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. — J. Anim. Ecol., 67: 819-826.

Swenson J.E., Dahle B., Gerstl N. & Zedrosser A. 2000: Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Nature and environment, No.114, Council of Europe Publishing, Strasbourg, 68 pp.

Šebo M. 2004: Úrazy spôsobené medveďom. — Poľovníctvo a rybárstvo, 56(11): 10-11.

Šprocha J. 1977: Stav medveďov na Slovensku. — Poľovníctvo a rybárstvo, 19(11): 19.

Tallmon D.A., Bellemain E., Swenson J.E. & Taberlet P. 2004: Genetic monitoring of Scandinavian brown bear effective population size and immigration. — J. Wildl. Manage., 68(4): 960-965.

Teren Š. 1987: Po stopách vzácnej zveri. Obzor, Bratislava, 184 pp.

Wechselberger M., Rigg R. & Beťková S. 2005: An investigation of public opinion about the three species of large carnivore in Slovakia: brown bear (*Ursus arctos*), wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*). Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, x + 89 pp.

Woodroofe R., Thirgood S. & Rabinowitz A. 2005: The impact of human-wildlife conflict on natural systems. — Pp. 1-12. In: Woodroofe R., Thirgood S. & Rabinowitz A. (eds.): People and wildlife: conflict or coexistence? Cambridge University Press, Cambridge, 497 pp.

Zięba F. & Kozica T.W. 2005: On, czyli prawie wszystko o tatrańskim niedźwiedziu. Tatrański Park Narodowy, Zakopane, 120 pp.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 188 - 199

ANALÝZA ÚTOKOV MEDVEĎA HNEDÉHO NA HOSPODÁRSKE ZVIERATÁ A VČELSTVÁ NA LIPTOVE

ANALÝZA ÚTOKOV MEDVEĎA HNEDÉHO NA HOSPODÁRSKE ZVIERATÁ A VČELSTVÁ NA LIPTOVE

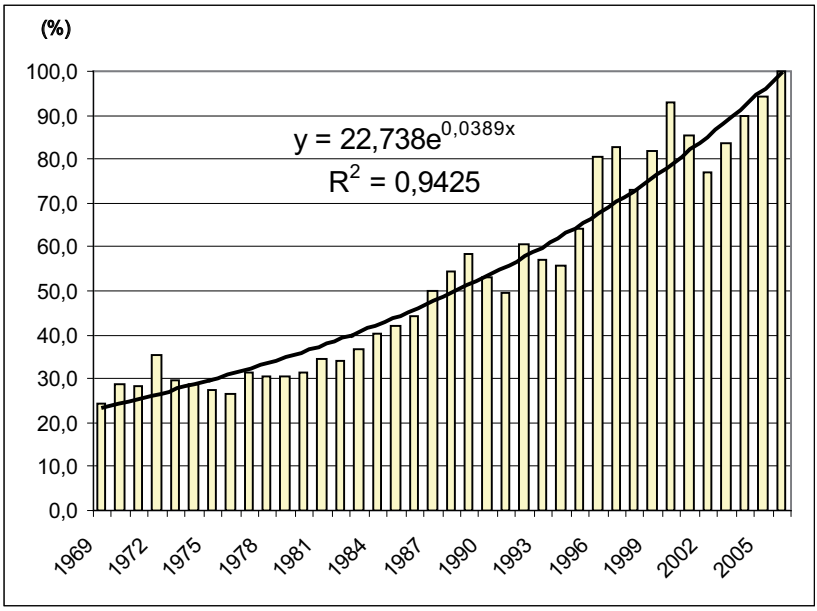
Pavel Hell[1], Jaroslav Rusek[2], Jaroslav Slamečka[3] & Jozef Gašparík[4]

[1] Stredoeurópsky inštitút ekológie zveri, Wien, Brno, Nitra
[2] Katedra ochrany lesa a poľovníctva, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, SK-960 01 Zvolen
[3] Slovenské centrum poľnohospodárskeho výskumu, Hlohovská 2, SK-949 92 Nitra
[4] Slovenská poľnohospodárska univerzita, Tr. A. Hlinku 2, SK-949 01 Nitra

Úvod a problematika

Medveď hnedý *(Ursus arctos)* je najväčším zástupcom šeliem *(Carnivora)* na Slovensku. Jeho početnosť bola v 30. rokoch minulého storočia v štádiu fľašového hrdla (prežívalo už len 20 – 30 jedincov), ale potom dostal zákonnú ochranu a jeho početnosť začala opäť veľmi rýchlo narastať (obr. 1). V súčasnosti ju odhadujeme približne na 700 - 800 jedincov, hoci poľovnícka štatistika uvádza približne dvojnásobok, či je však nereálne. Okrem toho bolo od roku 1962, keď sa opäť povolil veľmi obmedzený a prísne kontrolovaný lov medveďa, do roku 1997 legálne ulovených 1154 medveďov, čo svedčí o ich veľmi vysokej reprodukcii. Podľa našich zistení (Hell & Sabadoš 1995) dosahuje ročný prírastok asi 20 % z populácie, aj keď samozrejme všetky narodené medvieďatá neprežijú. Ale faktom je, že medveďov je v Západných Karpatoch už tak veľa, že dospievajúce jedince sú nútené odchádzať do nevyhovujúcich okrajových habitátov, kde sa často synantropizujú a najhoršie je, že neustále narastá počet priamych kontroverzií ľudí s týmto predátorom, často s trvalými zdravotnými následkami pre atakované osoby. MŽP SR síce povoľuje každý rok odlov asi 10 % z populácie, ale s toľkými nezmysluplnými a byrokratickými zábranami, že ten sa spravidla nepodarí realizovať viac ako na 30 %. Hlavnú vinu za to nesú nevládne ochranárske organizácie najmä tzv. Lesoochranárske združenie vlk. To vedie aj k tomu, že medvedia populácia narastá, zvyšuje sa jej kanibalizmus (infanticída), úhyny na pozemných komunikáciách, aj ilegálny lov medveďov.

V dávnej minulosti robili medvede veľké škody na hospodárskych zvieratách, ovciach, hovädzom dobytku (HD), kozách, koňoch atď. a preto boli intenzívne prenasledované a za ich zabitie sa vyplácali veľmi slušné odmeny (Hell & Slamečka 1999). V súčasnosti sú tieto škody stále vysoké, aj napriek tomu, že sa chová omnoho menej hospodárskych zvierat. Zvýšili sa škody na včelstvách (ktoré sa tiež považujú za hospodárske zvieratá), aj preto, lebo sa sprístupnili lesy pre motorové vozidlá, takže včelári



Obr. 1 Nárast početnosti medveďa hnedého na Slovensku od roku 1969
Fig. 1 Increase of population number of brown bear in Slovakia since 1969

majú svoje včelstvá často aj hlboko v horách (Hell et al. 2007). Rozhodli sme sa preto podrobnejšie analyzovať túto problematiku v konkrétnej oblasti Liptova s vysokou hustotou nielen medveďov, ale aj hospodárskych zvierat na pastvinách.

Je známe, že medveď je síce všežravec, ale absolútnu prevahu v jeho potrave tvorí rastlinná zložka. Rigg & Gorman (2006a) analyzovali trus (n = 373) medveďa z tatranskej oblasti a je veľmi prekvapujúce, že žiadne zvyšky hospodárskych zvierat v ňom nenašli. Jamnický (1988) vyšetril z tej istej oblasti síce „len“ 230 exkrementov, ale zvyšky oviec domácich v nich našiel. V ďalšej svojej práci Rigg & Gorman (2006b) na základe vyhodnotenia štatistických údajov však konštatujú, že medvede zabijú na Slovensku ročne 169 – 397 oviec (vlky 1362 – 2079), čo je len 0,06 – 0,15 % zo všetkých oviec na Slovensku (pri vlkovi 0,5 – 0,7 %). Tento údaj uvedených autorov je však diskutabilný, lebo do svojich prepočtov zakalkulovali aj ovce, chované mimo areálu medveďa a vlka. Je zaujímavé, že údaje z oficiálnej poľovníckej štatistiky nepotvrdzujú taký veľký rozdiel v predácii oviec medzi medveďom a vlkom, lebo škoda vyčíslená v Sk je pri vlkovi vyššia asi len o 8 % oproti škodám spôsobených medveďom (Poľovnícke štatistické ročenky SR 2004 – 2006). Pri medveďovi sú však celkové škody omnoho vyššie, lebo k týmto škodám pristupujú aj škody na včelstvách a útoky na ľudí.

Materiál a metodika

Údaje o celkových škodách spôsobených medveďom na hospodárskych zvieratách a včelstvách na Slovensku sme čerpali z úradnej poľovníckej štatistiky za roky 1996 – 2006 a vyhodnotili sme ich v našej predchádzajúcej práci (Hell et al. 2007).

Konkrétne sledovania sme robili na Liptove v okresoch Liptovský Mikuláš a Ružomberok, pričom zber údajov v teréne vykonával v rámci svojej diplomovej práce Rusek (2007). Za poskytnutie údajov o škodách spôsobených medveďom na našom záujmovom území vďačíme najmä pracovníkom OLÚ a OÚ ŽP v Liptovskom Mikuláši a Ružomberku, Včelárskeho výskumného ústavu v Liptovskom Hrádku (kde sme získali prehľad o počte včelstiev) a Štatistického úradu SR v Žiline (kde nám poskytli prehľad o počtoch hospodárskych zvierat, najmä oviec, kôz a HD na záujmovom území). Údaje o počte, pláne lovu medveďov a jeho realizácii v okresoch LM a RK sme získali na NLC vo Zvolene.

Zisťovali sme sezónnu dynamiku vzniknutých škôd, denný čas, výšku spôsobenej škody, spôsob a bližšie okolnosti atakov (vrátane veľkosti medveďa podľa vizuálnych pozorovaní a veľkosti stôp), realizované ochranné opatrenia a ich účinnosť, vyplatené náhrady za vzniknuté škody a ďalšie dostupné údaje. To bolo spojené s návštevami a prehliadkami veľkého počtu salašov, s rozhovormi s pastiermi a s poľovníckymi hospodármi príslušných poľovných revírov. pokiaľ to bolo možné, vyhodnotili sme získané údaje aj štatisticky v programe Statgraphics.

Výsledky a diskusia

Početnosť medveďov na Liptove a ich lov

Na našom záujmovom území osídľuje medveď Veľkú Fatru, Chočské vrchy, Západné, Vysoké a Nízke Tatry. Priemerný odhadovaný počet medveďov podľa údajov užívateľov poľovných revírov je v okresoch LM a RK spolu za ostatných 8 rokov priemerne asi 260 jedincov. Podľa nášho odhadu, ak tento počet na základe výsledkov veľkoplošných sčítaní veľkých šeliem znížime aspoň o 30 %, je to asi 187 jedincov(tab. 1). Na tento počet sme prepočítali aj počty strhnutých hospodárskych zvierat a zničených včelstiev.

Vidíme, že povolený plán lovu je príliš nízky, lebo by mal byť na úrovni asi 10 % z JKS, ale v skutočnosti je len na úrovni 7,2 %, pričom v jednotlivých rokoch kolísal od 5,9 do 9,4 %. Priemerné plnenie plánu lovu dosiahlo len 60,2 % a po započítaní úhynu tiež len 75,7 %, pričom kolísalo od 40 do 110 %. Nízke plnenie plánu lovu spôsobili, ako sme to už uviedli, obmedzenia zo strany MŽP SR. Úbytok (lov a úhyn) z hláseného JKS dosiahol priemerne len 5,4 %, pričom kolísal od 2,4 do 8,7 % (namiesto 10 % potrebných pre početnú stabilizáciu populácie).

Môžeme teda konštatovať, že početná legálne regulácia medvedej populácie je na záujmovom území nedostatočná a je hlavnou príčinou jej nežiaduceho navyšovania ako aj narastania všetkých problémov s tým spojených (ako aj na celom Slovensku).V dôsledku toho sa zvyšuje aj úhyn a ilegálny lov medveďa.

Tab. 1 Početnosť a úbytok medveďov na Liptove za roky 1999 – 2006
Table 1 Number and reduction of brown bear in Liptov region in the period 1999 – 2006

Roky	Počet medveďov (ks)	Lov		Zistený úhyn (ks)	Úbytok spolu		Plnenie plánu lovu v %
		plán	skutočnosť		ks	v % z JKS	
1999	185	11	10	0	10	5,4	90,9
2000	209	10	8	3	11	5,3	110,0
2001	167	10	3	1	4	2,4	40,0
2002	158	14	11	3	14	8,7	100,0
2003	160	15	5	1	6	3,8	40,0
2004	204	15	10	3	13	6,4	86,7
2005	209	15	9	0	9	4,3	60,0
2006	203	18	9	5	14	6,9	77,8
Priemer	187	14	8	2	10	5,4	75,7

Pozn.: Počet medveďov je znížený o 30 % z hláseného jarného kmeňového stavu (JKS)

Do plnenia plánu lovu sme započítali aj hlásený úhyn

Počty hospodárskych zvierat na Liptove a podiel jedincov zabitých medveďom

Ako ukazuje tabuľka 2, počet HD na pastvinách poklesol za 8 rokov až o 28 %, zatiaľ čo počet oviec bol až do roku 2005 približne vyrovnaný, ale v roku 2006 sa náhle zvýšil až o 13,3 % v porovnaní s rokom 2005. Počet medveďom zabitých hospodárskych zvierat medziročne značne kolísal a závislosť medzi ním a celkovým počtom hospodárskych zvierat na pastvinách je veľmi malá. Z obr. 2 a 3 vyplýva tendencia poklesu početnosti strhnutého HD (klesal aj jeho počet na pastvinách) a nárastu početnosti strhnutých oviec (ich početnosť tiež stúpala), ale pri veľmi nízkych hodnotách korelačných koeficientov. Medzi zabité hospodárske zvieratá sme zaradili aj tie, ktoré bolo potrebné utratiť, alebo odbehli od čriedy a sa nenašli.

Podiel medveďom zabitého počtu HD bol za 8 rokov ročne priemerne len 0,053 % z pasúcich sa zvierat s kolísaním od 0 do 0,122 %. Z celkového počtu HD na Liptove, teda aj držaného v maštaliach to bolo len 0,0 – 0,03 %. Pri ovciach bol tento podiel priemerne 0,29 % a kolísaním od 0,19 do 0,45, teda podstatne vyšší, ako v prípade HD.

Rigg a Gorman (2006) uvádzajú, že v rokoch 2001 – 2003 zabili medvede na Slovensku len 0,06 – 0,15 % oviec z ich celkového počtu „v regiónoch so šelmou“, resp. 0,05 – 0,12 % z ich celkového počtu na Slovensku. Sú to omnoho nižšie údaje ako naše a tento rozdiel je podľa nášho predpokladu spôsobený tým, že:

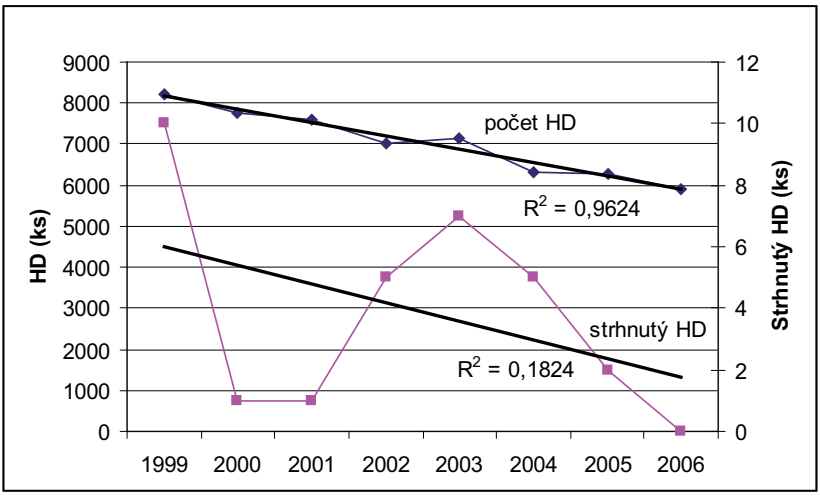
Región Liptova je veľmi husto osídlený medveďom, pasie sa tam aj veľa hospodárskych zvierat a ich predácia je preto silná.

Uvedení autori zrejme zahrnuli do „regiónov so šelmou“ aj tie oblasti, kde ich je veľmi málo a ich predačný tlak na hospodárske zvieratá len minimálny.

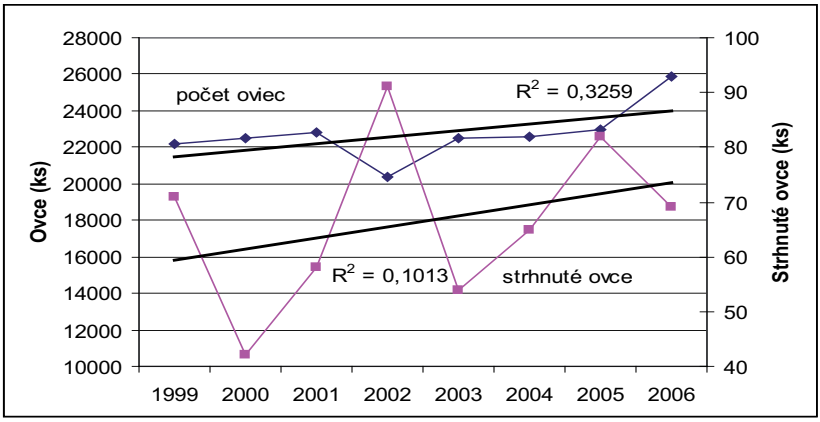
Z našich výsledkov celkom jednoznačne vyplýva, že škody spôsobené medveďom na hospodárskych zvieratách sú z pohľadu celého národného hospodárstva celkom bezvýznamné, avšak lokálne, konkrétne pre postihnutých chovateľov znamenajú značné straty.

Tab. 2 Prehľad počtu oviec a HD na pastvinách a počtu medveďom strhnutých jedincov na záujmovom území za ostatných 8 rokov
Table 2 Overview of the sheep and livestock number on pastures and number of individuals killed by brown bear in the study area during last 8 years

Roky	Počet HD (ks)		Strhnutý HD		Počet oviec (ks)	Usmrtené ovce	
	celkom	na pastve	ks	v % z pasených		ks	v % zo stavu
1999	27601	8200	10	0,122	22184	71	0,32
2000	25929	7779	1	0,013	22477	42	0,19
2001	25325	7598	1	0,013	22844	58	0,25
2002	23428	7028	5	0,071	20348	91	0,45
2003	23859	7158	7	0,098	22521	54	0,24
2004	21082	6325	5	0,079	22591	65	0,29
2005	20908	6272	2	0,032	22950	82	0,36
2006	19673	5902	0	0,000	25900	69	0,27
Priemer	23476	7033	4	0,053	22727	66,5	0,29



Obr. 2 Závislosť medzi počtom HD na pastve a počtom medveďom strhnutých jedincov (r = 0,444)
Fig. 2 Relation between number of livestock on pastures and number of individuals killed by brown bear (r = 0,444)



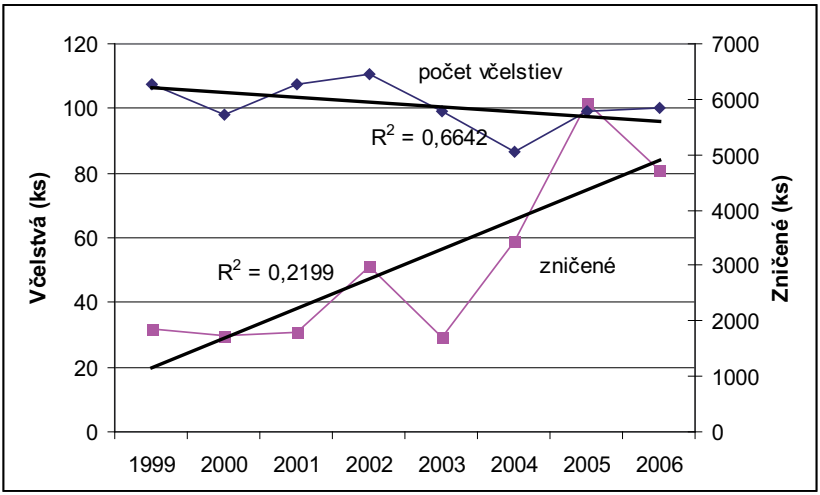
Obr. 3 Závislosť medzi počtom oviec a počtom medveďom strhnutých jedincov (r = -0,250)
Fig. 3 Relation between number of sheep on pastures and number of individuals killed by brown bear (r = -0,250)

Počty včelstiev na záujmovom území a ich podiel zničený medveďom.

Počet včelstiev bol na záujmovom území pomerne vyrovnaný s priemerom 5902 úľov, pričom maximálny bol v roku 2002 (6466 ks) a minimálny v roku 2004 (5061 ks), ale v súčasnosti má opäť stúpajúci trend (tab. 3). Veľmi výrazne sa však v ostatných 3 rokoch zvýšil počet útokov na včelstvá, ako aj počet zničených úľov (obr. 4). Závislosť medzi počtom úľov a zničených rodín je však veľmi nízka (r = -0,268). Na 1 útok pripadá priemerne 4,6 zničených úľov s rozptylom od 3,8 do 6,4. Zatiaľ nevieme vysvetliť, čo spôsobilo enormný nárast útokov na včelstvá v ostatných 3 rokoch, lebo počet včelstiev sa na Liptove zvýšil len minimálne (asi o 31 %), ale počet útokov sa zvýšil až 4 krát. To by si vyžadovalo ďalšie podrobnejšie analýzy. Pri niektorých útokoch však medveď zničí všetky včelstvá a poškodí aj včelín, alebo včelársku maringotku.

Tab. 3 Prehľad včelstiev zničených medveďom na záujmovom území v rokoch 1999 -2006
Table 3 Overview of beehives damaged by brown bear in study area in the period 1999 – 2006

Rok	Počet včelstiev (ks)	Zničené včelstvá		Útoky	
		ks	%	počet	zničených úľov na 1 útok
1999	6270	32	0,51	7	4,6
2000	5730	30	0,52	8	3,8
2001	6283	31	0,49	7	4,4
2002	6466	51	0,79	8	6,4
2003	5780	29	0,50	5	5,8
2004	5061	59	1,17	17	3,5
2005	5795	102	1,76	21	4,9
2006	5830	81	1,39	23	3,5
Priemer	5902	52	0,89	12	4,6



Obr. 4 Závislosť medzi počtom včelstiev a počtom medveďom zničených rodín (r = -0,268)
Fig. 4 Relation between number of beehives and beehives damaged by brown bear (r = -0,268)

Priemerný podiel 1 medveďa na spôsobených stratách

Rigg & Gorman (2006) uvádzajú, že na 1 medveďa pripadá ročne priemerne 0,2 – 0,7 zabitých oviec, zatiaľ čo my sme zistili priemerne 0,2 – 0,58 oviec (tab. 4), teda takmer rovnaký počet. Počet zabitých kusov HD pripadajúci na 1 medveďa vykazoval veľmi veľkú medziročnú variabilitu a kolísal od 0,000 do 0,050. Tieto veľké rozdiely zatiaľ nevieme logicky vysvetliť. Počet zničených úľov pripadajúci na 1 medveďa bol priemerne 0,27 a kolísal od 0,14 do 0,49.

Obr. 5 dokazuje, že závislosť medzi počtom medveďov a nimi spôsobenou škodou je veľmi malá, najväčšia je v prípade zničených včelstiev.

Keď budeme kalkulovať s priemernou cenou 1 ovce 2000,- Sk, jedného jedinca HD 12000,- Sk a za 1 úľ s rodinou včiel 2600,- Sk, tak priemerná škoda spôsobená jedným medveďom v živočíšnej výrobe činí na Liptove asi 1400 Sk ročne. Samozrejme niektoré, najmä troficky špecializované jedince (škodníky) spôsobujú aj niekoľko násobne vyššie škody, iné možno žiadne. Nie sú tu započítané škody na kukurici, ovse, pšenici, ovocných stromoch, stavbách, zariadeniach a raticovej zveri.

Niektoré poznatky z útokov medveďov na hospodárske zvieratá a včelstvá

Na základe vizuálnych pozorovaní a podľa stôp sme sa pokúsili porovnať, aké vekové kategórie medveďov útočia na HD a ovce. Výsledky sú prezentované na obr. 6. Vidíme že na HD útočia najmä veľké, dospelé sólo jedince, prevažne samce (62 % útokov) ale aj vodiace samice (38 % útokov). Útoky malých, mladých medveďov na HD sme nezaznamenali. Celkom opačná je situácia pri útokoch na ovce, ktoré napádajú najčastejšie mladšie a menšie sólové jedince (67,1 % prípadov) a vodiace samice (21,1 % prípadov), ale dospelé, veľké, predovšetkým samčie jedince len v 11,8 % prípadov. Z toho vyplýva poznatok, že menšie medvede zrejme majú pred HD rešpekt a neútočia naň, lebo si na tieto veľké čriedové zvieratá netrúfajú.

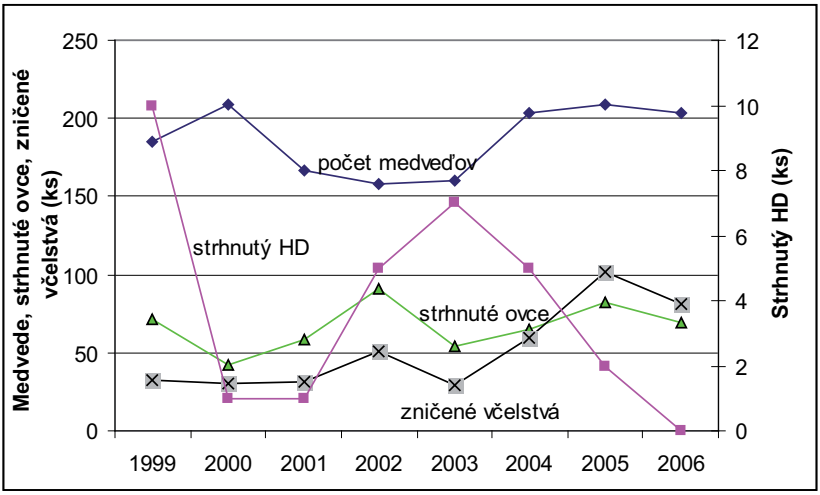
Až 60 % útokov na HD uskutočnili medvede cez deň na paši a 40 % v noci. Je to dosť prekvapujúce zistenie. zdá sa, že medveď radšej zaútočí na pasúci sa kus HD, ktorý sa trochu vzdialil od čriedy, ako na HD odpočívajúci v noci tesne pri sebe v košiari v blízkosti ľudí a psov. Pri útokoch na ovce bola situácia opačná, lebo až 62 % z nich sa uskutočnilo v noci a len 38 % za dňa (obr. 7). Rigg & Gorman (2006) uvádzajú podobné výsledky pri ovciach a to 57 % útokov v noci a 43 % cez deň, avšak to sú spoločné údaje za útoky medveďov a vlkov a je známe, že vlk zaútočí cez deň častejšie ako medveď.

Na jeden útok medveďa pripadalo priemerne 2,54 zabitých oviec. Rigg & Gorman (2006) síce uvádzajú o niečo vyšší priemer 3,0 ks, avšak spoločne za útoky medveďov i vlkov a ako vieme, vlk častejšie zabíja pri jednom útoku väčší počet zvierat ako medveď.

Pokiaľ ide o útoky (n = 91) medveďov na včelstvá, podrobné údaje o sociálnej štruktúre medveďov a dennom čase útokov nemáme, lebo včelstvá sa nestrážia. Je však veľmi zaujímavé, že na jar v apríli sú útoky veľmi časté, v máji a júni zriedkavé a od júla do októbra sa potom opäť vyskytujú vo zvýšenej miere (obr. 8). Zatiaľ nevieme, z akých dôvodov sa minimalizujú útoky koncom jari. Včelstvá napádajú medvede prevažne vo večerných a nočných hodinách. Najviac útokov pripadá na leto (39,5 %) a na jeseň (37,4 %) a podstatne menej na jar (22 %), na zimu pripadlo len 1 % útokov. Najviac zničených úľov na 1 útok sme zaznamenali na jar (priemerne 5,65 ks). Možno preto, lebo na jar je početnosť včiel a množstvo zásob pripadajúca na 1 rodinu nižšia. Ak medveď zničí celý včelín, je strata pre poškodeného veľmi citeľná a môže trvať dlho kým ju nahradí.

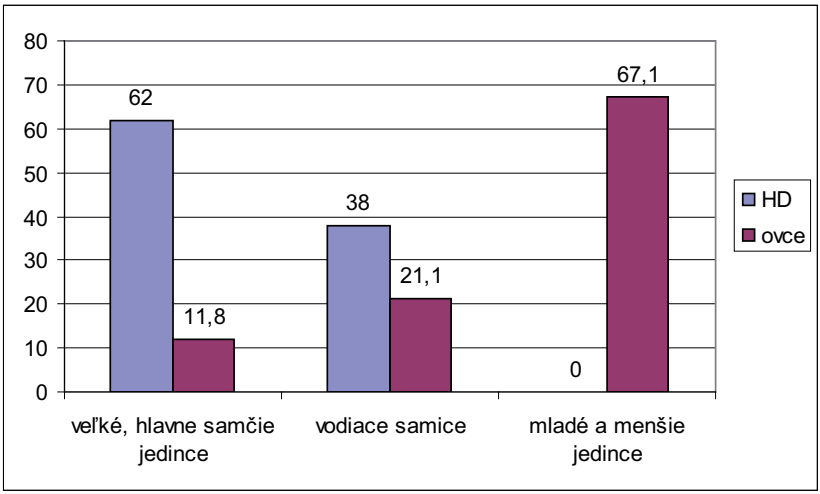
Tab. 4 Prehľad ročne zabitých hospodárskych zvierat a zničených včelstiev na 1 medveďa
Table 4 Overview of livestock and beehives annually killed or damaged on 1 bear

Rok	*Priemerne pripadá na 1 medveďa*		
	zabitých oviec	*zabitého HD*	*zničených úľov*
1999	*0,35*	*0,050*	*0,17*
2000	*0,20*	*0,005*	*0,14*
2001	*0,35*	*0,006*	*0,19*
2002	*0,58*	*0,032*	*0,32*
2003	*0,33*	*0,043*	*0,18*
2004	*0,31*	*0,024*	*0,29*
2005	*0,40*	*0,010*	*0,49*
2006	*0,34*	*0,000*	*0,40*
Priemer	*0,36*	*0,021*	*0,27*

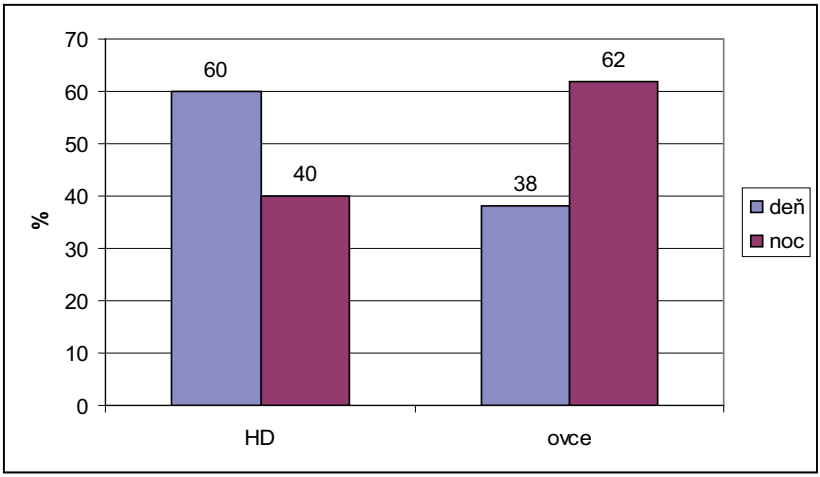


Obr. 5 Závislosť medzi počtom medveďov a počtom strhnutých hospodárskych zvierat (HD : r = -0,403, ovce : r = -0,163) a zničených včelstiev (r = 0,540)

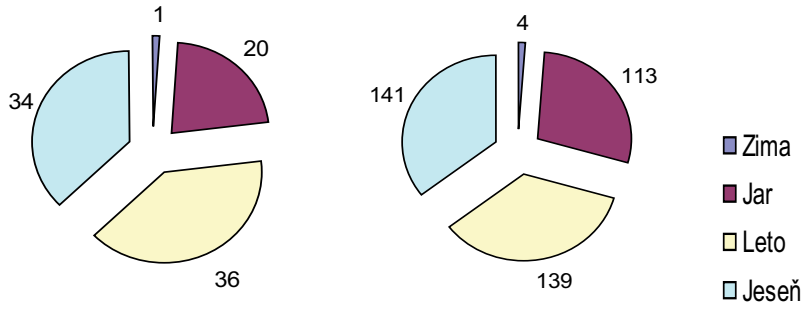
Fig. 5 Relation between number of brown bear and number of killed livestock and sheep (livestock: r = -0,403; sheep: r = -0,163) and damaged beehives (r = 0,540)



Obr. 6 Útoky rôznych kategórií medveďov na hospodárske zvieratá
Fig. 6 Attacks of different categories by brown bear to livestock



Obr. 7 Rozdelenie denných a nočných útokov medveďa na HD a ovce
Fig. 7 Division of attacks of brown bear to livestock and sheep to daily and night attacks



Obr. 8 Rozdelenie útokov medveďa na včelstvá podľa ročných období
Fig. 8 Division of attacks of brown bear to beehives according to seasons

Ekonomické zhodnotenie a ochrana proti škodám.

Za 8 rokov bolo v Liptove medveďom zabitých 580 hospodárskych zvierat, z toho asi 90 % oviec, 4,3 % HD a 0,5 % kôz. Uvádzame to z údajov zo štatistík, ktoré sú o málo vyššie, ako naše údaje, 564 ks hospodárskych zvierat, z toho 94,3 % oviec, 5,5 % HD a 0,2 % kôz. Hodnota nami zistených škôd za rok je podľa týchto údajov trocha odlišných 46500 Sk za HD, 133000 SK za ovce a 129025 Sk za včelstvá, čo je spolu 308525 Sk, resp. 1650 Sk na priemerne jedného medveďa v JKS. Škody na hospodárskych zvieratách predstavujú z toho 58,2 % a na včelstvách 41,8 %. Pri finančnom vyčíslení škôd na hospodárskych zvieratách pripadá 74,1 % na ovce a 25,9 % na HD.

Je evidentné, že škody, ktorú spôsobujú medvede na Liptove v okresoch LM a RK sú naozaj malé a z hľadiska potreby zachovania medveďa v plnom rozsahu tolerovateľné. Bolo by ich však možné znížiť, keby sa početnosť medvedej populácie dôsledne regulovala a keby sa zintenzívnili opatrenia na ochranu proti týmto škodám.

Elektrické oplôtky sú podľa našich poznatkov, získaných v spolupráci s Výskumným ústavom včelárskym v Liptovskom Hrádku, veľmi účinné, ale v praxi sa buď vôbec nepoužívajú, alebo nie sú dôsledne udržiavané, či správne inštalované, alebo ide o slabé prístroje určené len pre hospodárske zvieratá, aj to s podmienkou, že porast pod nimi je dokonale vykosený, alebo zlikvidovaný herbicídom. Okrem toho sa oplôtok musí pri posúvaní košiara premiestňovať, čo pastieri robia len veľmi neochotne.

Málo sa používajú aj strážne pastierske psy integrované do čriedy, ako to u nás začal zavádzať Finďo (1997). Buď tieto psy nie sú k dispozícii, alebo nie sú dostatočne vycvičené, prípadne sú dokonca uviazané na reťazi.

Bromley (1985, 1987) uvádza veľký počet rôznych ochranných prostriedkov, ktoré sú u nás v praxi zatiaľ neznáme. Máme na mysli napr. gumené projektily, svetlice, traskavé strelivo atď. , ktoré by sa mohli aj u nás využiť na účinné odplašovanie medveďov, ako aj spraye (napr. s čiernym korením) na osobnú ochranu ľudí. Tu by mohla byť veľmi účinná spolupráca s políciou a s armádou, ale museli by na to byť vytvorené potrebné zákonné predpoklady. Mnohí poškodení vyjadrovali aj svoju nespokojnosť s byrokratickým, veľmi pomalým a najmä nedostatočným riešením náhrad za spôsobené škody.

Závery

Na základe našej analýzy konštatujeme, že:

Súčasná úroveň regulácie početnosti medvedej populácie v Západných Karpatoch je v dôsledku obštrukcií zo strany MŽP SR nedostatočná.

Škody spôsobené medveďom na hospodárskych zvieratách a včelstvách sú z pohľadu celého národného hospodárstva bezvýznamné, ale lokálne, z pohľadu postihnutých chovateľov a včelárov sú značné.

Opatrenia na ochranu hospodárskych zvierat a včelstiev sú zatiaľ nedostatočné, mali by sa zintenzívniť a pri tom viac využívať moderné a účinné ochranné prostriedky.

Náhrady škôd treba riešiť veľkoryso, bez zbytočnej byrokracie a čo najpromptnejšie.

Publikácia vznikla v rámci projektu č. APVV 27 012 405 podporovaného Agentúrou pre vedu a výskum SR.

Za poskytnutie vstupných údajov ďakujeme pracovníkom všetkých inštitúcií vymenovaných v metodickej časti práce.

Literatúra

Bromley M. 1985: Bear – people conflicts. – Proceedings of symposium on management resources. Yellowknife, Northwest Territories, 246 s.

Bromley M. 1987: Safety in bear country – A References Manual, Northwest Territories Renewable Resources, Wildlife Service

Finďo S. 1997: Obnovenie tradície využívania pastierskych strážnych psov. – Abies, Tulčík, 47 s.

Hell P., Vodňanský M., Slamečka J., Rajský M. 2007: Probleme mit dem Zusammenleben des Menschen mit dem Großraubwild in den Westkarpaten. – Beitr. Jagd u. Wildforsch.

Hell P. & Sabadoš K. 1995: Vybrané parametre západokarpatskej populácie medveďa hnedého *(Ursus arctos)* v roku 1992. –Folia venatoria, 25 : 97 – 104.

Hell P. & Slamečka J. 1999: Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava, 146 s.

Jamnický J. 1988: Potrava medveďa hnedého *(Ursus arctos, L.)* v tatranskej oblasti. – Folia venatoria, 18 : 197 – 213

Poľovnícka štatistická ročenka SR, ročníky 1996 – 2006, MP SR, spracoval LVÚ Zvolen

Rigg R. & Gorman M. 2006a: Potrava medveďa hnedého *(Ursus arctos)*: nové výsledky z tatranskej oblasti a porovnanie metód výskumu. – Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII: 61- 79, Banská Bystrica

Rigg R. & Gorman M. 2006b: Predácia veľkých šeliem na ovce na Slovensku. – Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII: 81- 89, Banská Bystrica

Rusek J. 2007: Škody spôsobené medveďom hnedým *(Ursus arctos, L.)* v živočíšnej výrobe. Dipl. práca TU Zolen, 83 s., unpubl.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 200 - 213

POČETNOSŤ, ODSTREL A OCHRANA VLKA DRAVÉHO (*CANIS LUPUS*) V SLOVENSKÝCH KARPATOCH – PRIVEĽA ČI MÁLO?

ABUNDANCE, HUNTING AND PROTECTION OF THE WOLF (CANIS LUPUS) IN THE SLOVAK CARPATHIANS – TOO MUCH OR NOT ENOUGH?

Robin Rigg

SWS – Slovak Wildlife Society, Spoločnosť pre výskum, vzdelávanie a spolužitie s prírodou, P.O. Box 72, SK - 033 01 Liptovský Hrádok; e-mail: info@slovakwildlife.org

Abstract

The Slovakia Wolf Census Project estimated population size in 2005–2006 by 4 different methods: 1) recalibrating hunting statistics using results from monitoring in model areas; 2) extrapolating from population densities in model areas; 3) extrapolating from winter mortality; and 4) mapping individual wolf packs. These methods produced estimates of 270–424 wolves in autumn and 170–274 in early spring living wholly or partially in Slovakia. Of these, c.40% were in packs whose territories spanned an international border (15/20 with Poland), showing the importance of international cooperation to prepare conservation management plans at the population level. The results suggest that criteria for favourable conservation status are only fulfilled if juveniles and wolves with cross-border territories are included in population estimates. Official hunting statistics appear to over-estimate wolf numbers in Slovakia by at least 5 times. The population seems to have been declining slightly during the last 10–15 years, which could be due to a reduced prey base, legal hunting and poaching or increasing habitat fragmentation. We recommend the introduction of hunting quotas incorporating all human-caused mortality. Other priorities for conservation management should include ensuring adequate protection of core habitats and linkages, improving population monitoring and raising public awareness. Research using non-invasive genetic sampling and telemetry could help refine estimates of density, home range size and mortality as well as the ability to distinguish reliably between individuals and packs.

Key words: *Canis lupus*, favourable conservation status, Natura 2000, population size, transboundary management, Western Carpathians

Úvod

Ešte relatívne nedávno bol vlk dravý *(Canis lupus)* skoro všeobecne ponímaný ako zbytočný, krvilačný škodca, zabíjajúci dobytok, konkurent človeka pri love na zver a ohrozujúci jeho bezpečnosť. Vyvinuli sa početné spôsoby na jeho zabíjanie, najúčinnejšími boli strelné zbrane, chytanie do želiez a trávenie (Jamnický 1993). Ešte dnes žijú ľudia, ktorí vyrástli v čase, kedy bolo cieľom vyhubiť vlka, ako to dokazuje publikáciu „Vlci a ich ničenie“ (Mantejfel & Larin 1958). V tejto snahe skoro uspeli: v 70. rokoch

sa areál vlka zúžil iba na severovýchodné Slovensko (Voskár 1976).

S väčším pochopením úlohy predátorov v ekosystéme prišla zmena postojov ako aj ochrana zákonom (Voskár 1993). Od r. 1975 bolo chytanie do želiez, trávenie a vyberanie mláďat z brlohov zakázané, obdobie poľovania sa skrátilo na 5,5 mesiaca (od r. 1999 len 2,5 mesiaca). Zvýšenie počtu kopytníkov a rozšírenie lesov prospelo aj vlkom (Voskár 1993) a keď populácia dosiahla vrchol, v období 80. a 90. rokov ich bolo na Slovensku viac ako v inom období od 19. storočia (Hell et al. 2001a). Dnes je status ohrozenosti (národné kategórie podľa IUCN) vlka menej ohrozený (Lower Risk) – takmer ohrozený (Near Threatened). Je oveľa širší záujem o jeho manažment ako u nás tak aj medzinárodne. Vlk je napríklad prioritným druhom Európskej únie, čo znamená, že je považovaný za druh, ktorý pre svoju ochranu potrebuje špeciálnu starostlivosť a opatrenia (Polák & Saxa 2005).

V posledných rokoch boli na Slovensku snahy zaviesť tzv. veľkoplošné ekologické obhospodarovanie zveri (Hell et al. 2004), vrátane veľkých šeliem (Lehocký et al. 2002). Poľovníci argumentujú, že počty vlkov musia byť regulované lovom, aby sa zabránilo rozsiahlym stratám na raticovej zveri, každoročné vysoké úlovky vlkov svedčia vraj o ich vysokom počte (Lehocký et al. 2002). Napriek zámeru regulovať lov, prípady zabitia 3, 4 občas až 6–7 vlkov z jednej svorky naznačujú, že starý postoj voči vlkom ešte stále pretrváva (Finďo 1995). Poľovníci tvrdia, že vlci „neustále prenasledujú a stresujú jeleniu zver“ a „dosiaľ všetky útoky prežili a doteraz sa v našej prírode hojne vyskytujú“ (Mráz 1996). Hovoria o potrebe predĺženia doby lovu (Lehocký et al. 2002). Naopak enviromentalisti vyhlasujú, že poľovanie spôsobilo „likvidáciu vlka v slovenských lesných biotopoch“ a počty „dosiahli kritickú hodnotu 180 kusov“ (Lukáč 1999–2008). Požadujú preto uzákonenie celoročnej ochrany vlka.

Zistiť počet živočíchov v prírode, obzvlášť u ťažko pozorovateľného druhu, akým je vlk, je veľmi obtiažne (Lancia et al. 1996). Je všeobecne známe, že poľovnícke odhady početnosti veľkých šeliem sú nadhodnotené (Lehocký 2002, Lehocký et al. 2002), ale nezhoda je vo výške odchylky. Veľkoplošné sčítania plánované v rokoch 2003 a 2004 boli odvolané kvôli nedostatočnej snehovej pokrývke (J. Hlásnik, osobná komunikácia). Ostatné odhady sú buď obmedzené na jednotlivé pohoria či chránené územia, alebo im chýba jasná a systematická metodika.

Starostlivý monitoring je nutný nielen kvôli udržaniu populácie v priaznivom stave, ale tiež to umožní urobiť vhodné rozhodnutia v manažmente. Aby sme prispeli k snahe pokročiť ďalej v zdanlivo neriešiteľnom spore dvoch postojov, za a proti lovu, v rokoch 2005–2006 realizovala Spoločnosť pre výskum, vzdelávanie a spolužitie s prírodou (angl. Slovak Wildlife Society) projekt Sčítanie vlkov na Slovensku (Rigg 2007), ktorého cieľom bolo:

- vytvoriť celoštátny, lokálne overiteľný odhad rozšírenia a veľkosti vlčích svoriek
- bližšie určiť stupeň odchylky v poľovníckych odhadoch početnosti vlka
- získať objektívne výsledky pre revíziu poľovného obhospodárenia a ochrany vlka
- zlepšiť úroveň spolupráce medzi ochranármi, poľovníkmi a výskumníkmi
- podporiť vedecky podložený prístup k manažmentu vlka.

Materiál a metodika

Úprava Poľov 1-01

Podľa systému Poľov 1-01 sa odhad veľkosti populácie zveri odvodzuje na základe počtov hlásených z každého poľovného revíru, ktoré spolu pokrývajú 90% územia Slovenska (MP SR 2007). Kým priemerná výmera revírov v areáli rozšírenia vlka je cca. 37 km^2 (Lehocký et al. 2002), jedna vlčia svorka v Karpatoch má domovský okrsok veľký cca. 80–200 km^2 (Śmietana & Wajda 1997, Promberger-Fürpass et al. 2001, Promberger-Fürpass & Sürth 2002, Finďo & Chovancová 2004, Pčola 2005, W. Smietana, osobná komunikácia), takže využíva územie prekrývajúce viaceré poľovné revíry. Jarný kmeňový stav (JKS) vlka evidovaný v poľovníckych štatistikách je preto značne nadhodnotený vzhľadom na viacnásobné započítanie tých istých jedincov. Porovnaním výsledkov sčítania v modelových územiach, hlavne stopovaním na snehu, sa určí odchýlka v poľovníckych štatistikách, čo umožní úpravu počtov.

Väčšina autorov predpokladá, že odhady populácie veľkých šeliem podľa Poľov 1-01, hoci sú príliš vysoké, ukazujú reálny trend (Hell et al. 2005). Avšak podobne ako u medveďa a rysa, počty vlkov evidované v poľovníckych štatistikách prudko stúpli počas dvojročného obdobia 1994–1996. Mohla to spôsobiť aj reštrukturalizácia poľovných revírov. V r. 1990 bolo na Slovensku 1 310 poľovných revírov, ale ich počet sa postupne zvýšil a v r. 1999 ich bolo až 1 766, čiže o 35% viac (Hell et al. 2001b). Zároveň ich priemerná výmera klesla o 25%, čím sa zvýšila možnosť viacnásobného započítania tých istých vlkov. Aby sa to kompenzovalo, pri analýze populačného trendu sme vynásobili počty vlkov evidované v Poľov 1-01 od r. 1990 faktorom: (počet PR v r. 1990) / (počet PR v danom roku).

Prepočet hustoty v modelových územiach

Celkový areál vlka na Slovensku bol odhadovaný na základe jeho prítomnosti-neprítomnosti evidovanej v Poľov 1-01 (Lehocký et al. 2002, Finďo et al. 2007). Hoci poľovnícke štatistiky neukazujú presné údaje o veľkosti populácie, pravdepodobne sú spoľahlivejším indikátorom rozšírenia vlkov. Populačná hustota zaznamenaná v modelových oblastiach bola použitá na prepočítanie odhadu počtu vlkov na celom osídlenom území.

Prepočet z odhadov zimnej úmrtnosti

Výsledky monitorovania 5 vlčích svoriek v Bieszczadach, na hraniciach so Slovenskom, ukázali, že hustota vlčej populácie na konci zimy bola 55–72% populácie začiatkom zimy, t.j. zimná úmrtnosť (mortalita) bola 28–45% (priemer = 37%) z jesennej populácie (Smietana 2000). Používanie zimnej úmrtnosti v monitorovaných svorkách sme prepočítali: počet vlkov pred a po zime na základe celkovej úmrtnosti na Slovensku, kde zistená mortalita (lov, úhyn) je evidovaná v poľovníckych štatistikách. Počet nájdených vlkov, ktoré zahynuli z iného dôvodu než následkom legálneho lovu, je veľmi malý, pravdepodobne tieto prípady predstavujú iba nepatrné množstvo z celkového počtu úmrtí. K tomu bolo potrebné dodať odhad nelegálne ulovených resp. upytliačených vlkov, ale aj nezistený úhyn predovšetkým mladých jedincov.

Mapovanie rozšírenia a veľkosti svoriek

Na jeseň 2005 a v zime 2005–2006 sme stopovali vlkov na snehu, aby sme zistili

rozšírenie a veľkosť jednotlivých svoriek v modelových územiach (napr. Nízke Tatry, Západné Tatry, Východné Karpaty). Aby sme získali informácie z ďalších oblastí s výskytom vlka, robili sme osobné pohovory s miestnymi odborníkmi (zamestnanci ŠOP SR, lesníci, poľovníci a ďalší). Čerpali sme aj z publikovaných poznatkov, predovšetkým z projektu Inwentaryzacja wilków i rysi w nadleśnictwach i parkach narodowych Polski (ZBS 2006) ale aj ďalších (napr. Bučko & Finďo 2007).

Kombináciou údajov z rôznych zdrojov sme vytvorili mapu rozmiestnenia vlčích svoriek na Slovensku. Teritóriá svoriek boli vyznačené na mape krúžkami zodpovedajúcimi priemeru približne 16 km a územiu 200 km^2, čo zodpovedá veľkosti domovského okrsku vlkov podľa štúdií v slovenských a poľských Karpatoch (Finďo & Chovancová 2004, Pčola 2005, W. Smietana, osobná komunikácia). Samotárskych jedincov sme do mapy nezahŕňali, odhadli sme ich celkový počet pomocou percenta výskytu v iných štúdiách (Voskár 1993, Śmietana & Wajda 1997, Fuller et al. 2003). Veľkosť svorky nebola udávaná pre všetky svorky, takže sme vypočítali priemernú veľkosť svorky v zime a vynásobili počtom rozličných zaznamenaných svoriek, čím sme dostali odhad celkového počtu vlkov. Výsledky sme pomocou neparametrických štatistík porovnali s údajmi z predošlých rokov v literatúre (Voskár 1993).

Dopad odstrelu na populačnej úrovni

Niektoré vlky majú cezhraničné teritóriá (Finďo & Chovancová 2004), v zime sledujú migrujúcu raticovú zver z Poľska na južné svahy slovenských Karpát (Finďo 1995), kde sú odstrelené (S. Nowak, osobná komunikácia), t.j. poľovníci na Slovensku lovia aj časť „poľskej" populácie. Aby sme odhadli celkovú veľkosť populácie, ktorá je predmetom legálneho lovu poľovníkov v SR, kombinovali sme údaje z nášho mapovania svoriek s výsledkami sčítania vlkov v poľských Karpatoch (ZBS 2006). Na základe pozorovania v ukrajinských Karpatoch (P. Sürth, osobná komunikácia) sa usudzuje, že hustota populácie je na Ukrajine oveľa nižšia než v Poľsku alebo u nás a zároveň sa tam intenzívne loví. Preto sa pri našich výpočtoch predpokladalo, že len pomerne málo vlkov sa rozširuje z Ukrajiny priamo na Slovensko a do analýzy sme ich nezahrnuli. Počet vlkov legálne odstrelených za obdobie 1997–2006 sme udávali podľa Poľov 1-01.

Výsledky

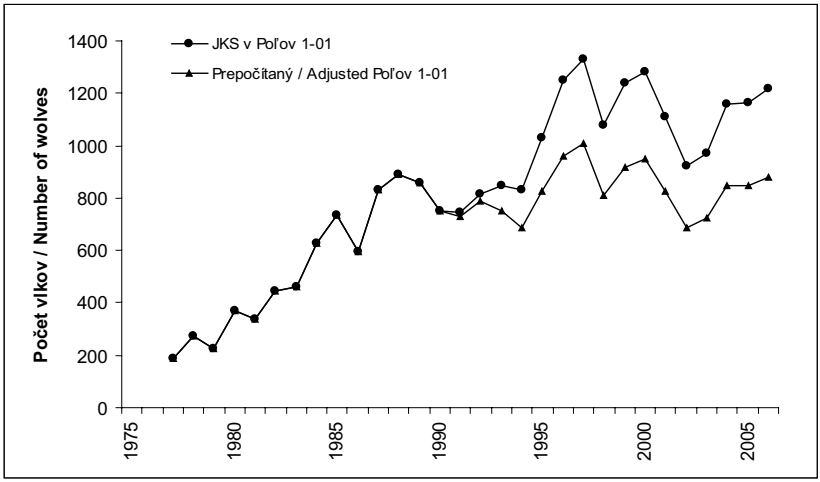
Úprava Poľov 1-01

Pri veľkoplošnom sčítaní v poľovnej oblasti Poľana na začiatku decembra 2001 bolo identifikovaných 7 vlkov s trvalým výskytom, zatiaľ čo poľovnícke štatistiky Poľov 1-01 na jar 2000 uvádzali počet 37, t.j. 5-krát viac (Lehocký 2002, Lehocký et al. 2002). V roku 2004 strážcovia zo západnej časti Tatranského národného parku zaznamenali prítomnosť 7 vlkov na území, kde poľovnícke štatistiky uviedli počet 50 vlkov, t.j. 7-krát viac (M. Králik, osobná komunikácia). Odchýlka mohla byť aj vyššia, pretože sčítanie na Poľane a monitorovanie v Tatrách bolo robené počas zimy, zatiaľ čo poľovnícke štatistiky sú založené na odhadoch do konca marca.

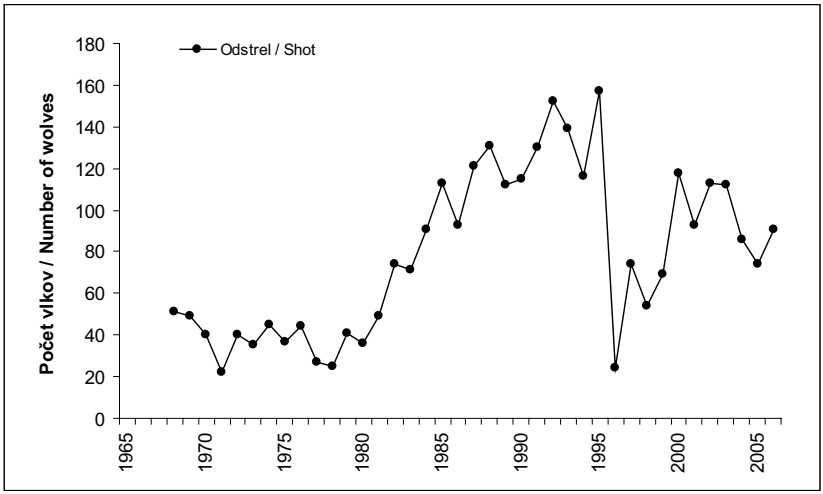
Na štátnej úrovni poľovnícke štatistiky uvádzali k 31.3.2006 na Slovensku 1 219 vlkov (tab. 1). Monitoringom v modelových územiach sa zistila prítomnosť 5–7-krát menej vlkov v porovnaní s poľovníckymi štatistíkami. Prehodnotením počtov vlka z Poľov 1-01 by bol v marci 2006 celkový odhad 171–231 jedincov.

Po prepočítaní, aby bolo kompenzované zvýšené riziko duplicity, je od začiatku resp.

polovice 90. rokov mierne klesajúci trend v počte vlkov, evidovaných v Poľov 1-01 (obr. 1). Pre porovnanie, bez kompenzovania počet vlkov podľa Poľov 1-01 klesá od roku 1997, oficiálne hlásený úlovok klesá od roku 1995 (obr. 2), i keď v r.1996–1998 poľovníci nenahlásili všetky ulovené vlky kvôli rozpornej legislatíve (Lehocký et al. 2002).



Obr. 1 Počty vlkov v r.1977–2006 podľa poľovníckych štatistík (Poľov 1-01) a tiež výsledok kompenzovania 35% vzrastu počtov poľovných revírov v 90-tych rokoch
Fig. 1 Wolf numbers in Slovakia in 1977–2006 according to official hunting statistics (Poľov 1-01) showing the effect of compensating for a 35% increase in the number of hunting grounds during the 1990s



Obr. 2 Odstrel vlkov od roku 1968 podľa poľovníckych štatistík (Poľov 1-01)
Fig. 2 Legal wolf hunting since 1968 according to official statistics (Poľov 1-01)

Prepočet hustoty v modelových územiach

Pri veľkoplošnom sčítaní v decembri 2001 bola na Poľane zistená priemerná hustota 0,9 vlkov/100 km^2. Na základe monitorovania strážcov, hustota v západnej časti TANAPu a okolia (približne 600 km^2) bola v roku 2004 cca. 1,2 jedincov/100 km^2. Hustota na poľsko-ukrajinsko-slovenských hraniciach bola v roku 2002–2003 odhadnutá na 2,3 jedincov/100 km^2 (Pčola 2005). Po prepočítaní týchto údajov na celkovú rozlohu rozšírenia vlka na Slovensku cca. 19 000 km^2 (Lehocký et al. 2002, Finďo et al. 2007) sa počet vlkov v zimnom období predpokladá na 171–437 jedincov, z čoho je najpravdepodobnejšia stredná hodnota.

Prepočet z odhadov zimnej úmrtnosti

V rokoch 2005–2006 bolo ročne legálne ulovených 74–91 vlkov a 1–2 nájdené uhynuté (tab. 1), spolu 84 jedincov za rok. Reálny odhad celkovej zimnej úmrtnosti vrátane legálneho lovu, nelegálneho lovu, zisteného a nezisteného úhynu, by mohol predstavovať cca. 100–150 vlkov ročne. Ak bola celková zimná úmrtnosť na Slovensku v priemere 37% (Smietana 2000), strata 100–150 vlkov by znamenala, že veľkosť populácie vlkov pred zimou bola 270–405 jedincov, vrátane svoriek z cezhraničných teritórií. Počet vlkov na jar odhadovaný touto metódou je 170–255 jedincov.

Tab. 1 Súčet počtov vlkov podľa odhadov poľovníkov zo všetkých poľovníckych revírov v SR, počty vlkov ulovených legálne a zistený úhyn v r.1997–2006

Table 1 Total of hunters' estimates of wolf numbers in all hunting grounds across Slovakia, the number of wolves shot legally and those found dead in 1997–2006

	Počet vlkov / Number of wolves		
Rok / Year	***Celkom v Poľov 1-01 / Total in hunting statistics***	***Ulovené / Shot***	***Nájdený úhyn* / Found dead***
1997	*1 330*	*74*	*?*
1998	*1 079*	*54*	*3*
1999	*1 240*	*69*	*13*
2000	*1 281*	*118*	*6*
2001	*1 113*	*93*	*3*
2002	*924*	*113*	*3*
2003	*973*	*112*	*3*
2004	*1 158*	*86*	*2*
2005	*1 165*	*74*	*2*
2006	*1 219*	*91*	*1*
Priemer / Mean	*1 148*	*88*	*4*

Mapovanie rozšírenia a veľkosti svoriek

Do konca zimy 2005–2006 sme identifikovali (potvrdený, pravdepodobný alebo prepokladaný) výskyt 52 odlišných vlčích svoriek, vrátane 20-tich, ktorých teritóriá prekračovali medzinárodné hranice: 14 s Poľskom, 2 s Maďarskom, 2 s Českou republikou, 1 s Ukrajinou a 1 s Poľskom aj Ukrajinou (obr. 3). Niektoré svorky môžu chýbať, v iných prípadoch mohlo dojsť k duplicite. Nemali sme podrobnejšie informácie zo

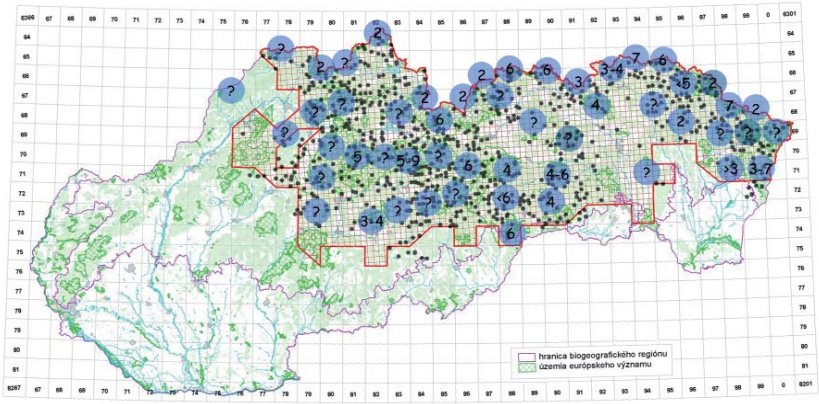
Štiavnických a Strážovských vrchov, trvalý výskyt sme tam nepredpokladali, pretože prítomnosť svorky nebola evidovaná v Poľov 1-01. Príležitostný výskyt nemusí v každom prípade znamenať prítomnosť teritoriálnej svorky, pretože vlci sú známi tým, že robia občasne mimoteritoriálne „exkurzie“, niektoré jedince rozptýľujú aj do širšieho okolia (Mech & Boitani 2003).

Priemerná veľkosť stopovaných alebo pozorovaných vlčích svoriek v Západných Karpatoch počas zimy bola 4,5 jedincov (n = 56, z ktorých 41 bolo zo sčítania v Poľsku). Z toho výplyva, že počet vlkov vo svorkách s teritóriom celkovo alebo čiastočne na území SR bol v rozsahu 52 svoriek x 4,5 členov = 234 jedincov. Nie je známe, či všetky z týchto svoriek obsahovali reprodukčný rodičovský pár. Samotárske jedince bežne predstavujú 2–15% zimnej populácie (Voskár 1993, Śmietana & Wajda 1997, Fuller et al. 2003). Pri odhadovanom počte 234 jedincov vo svorkách môžeme predpokladať výskyt ďalších cca. 5–40 samotárskych jedincov, spolu je to 239–274 vlkov.

Ak sa predpokladá, že vlci z cezhraničných teritórií strávia 50% času na slovenskej strane hranice, priemerný počet vlkov na Slovensku počas zimy 2005–2006 bol 239–274 – (20 x 4,5 x 50%) = 194–229 jedincov.

Ak je celková ročná úmrtnosť, spôsobená rôznymi možnými príčinami (legálne poľovanie, ilegálne poľovanie resp. pytliačenie a iné príčiny), odhadnutá na 100–150 jedincov, na území Slovenska mohlo byť na začiatku zimy 2005–2006 teoreticky 239–424 vlkov a na konci zimy 89–274 vlkov, v závislosti od obdobia, kedy bola veľkosť svorky určená. Keďže otvorená sezóna na vlka je v prvej polovici zimy (1.11. do 15.1.) a dostatočná snehová prikrývka na monitorovanie vlčích svoriek zostala na mnohých miestach až do marca–apríla 2006, veľkosť svorky sa pravdepodobne zvykla odhadovať po väčšine úmrtnosti zapríčinenej legálnym lovom, takže skutočné počty smerovali najpravdepodobnejšie k hornej hranici uvedeného rozsahu.

Nebol zistený rozdiel vo veľkosti svoriek v SR (median = 5,0, n = 15) a v Poľsku (median = 4,0, n = 27) v r.2005–2006 (Mann-Whitney U–test, p = 0,834). Poľsko-slovenské cezhraničné svorky (priemerná veľkosť 3,9 jedincov, median = 2,5) sa zdali byť menšie než ostatné, ale rozdiel nie je štatisticky významný (Mann-Whitney U–test, p = 0,198). Priemerný počet 4,5 členov (median = 4,0) vo svorkách nie je štatisticky odlišný (Mann-Whitney U–test, p = 0,273) od priemerného počtu 5,1 jedincov (median = 4,0) v 74 svorkách pozorovaných za obdobie 1979–1989 (Voskár 1993).



Obr. 3 Rozšírenie a veľkosť vlčích svoriek v SR vrátane cezhraničných teritórií do konca zimy 2005–2006 (kružnice), územie s výskytom vlkov podľa správy ŠOP SR pre Európsku komisiu (šrafovanie) a na základe prítomnosti evidovanej v Poľov 1-01 (bodky)
Fig. 3 Distribution and size of wolf packs in Slovakia, including those with cross-border territories, up to the end of winter 2005–2006 (circles) and occupied wolf range as reported by the State Nature Conservancy to the EC (hatching) as well as on the basis of presence as recorded in official hunting statistics (dots)

Tab. 2 Súhrn odhadov vlčej populácie za rok 2005–2006
Tab. 2 Summary of wolf population estimates for 2005–2006

Metóda / Method	***Odhadnutý počet vlkov / Estimated number of wolves***		
	Jeseň / Autumn	***Zima / Winter***	***Jar / Spring***
1. Úprava Poľov 1-01 výsledkami v modelových územiach. / Recalibrating Poľov 1-01 with results from model areas.	-	-	*171–231*
2. Prepočet hustoty v modelových územiach na celkový areál. / Extrapolation of density in model areas to whole occupied range.	-	*171–437*	-
3. Prepočet z odhadov zimnej úmrtnosti. / Extrapolation from winter mortality estimates.	*270–405*	-	*170–255*
4. Mapovanie jednotlivých svoriek. / Mapping individual packs.	*239–424*	*239–274*	*89–274*

Dopad odstrelu na populačnej úrovni

Celková veľkosť zimnej populácie v Západných Karpatoch, taktiež v slovenskej a poľskej časti Východných Karpát, bola odhadovaná takto: 167 vlkov v 37 svorkách úplne alebo čiastočne na Slovensku, ale nie v Poľsku, 57 vlkov v 15 poľsko-slovenských cezhraničných svorkách, 135 vlkov v 28 svorkách úplne alebo čiastočne v poľských Karpatoch ale nie v SR, celkovo 359 vlkov v 80 svorkách. V r. 2005–2006 bol ročný priemer 83 vlkov legálne ulovených. Legálnym lovom sa odstránilo 83 / (359 + 83) x 100 = 18,7% z celkovej populácie vlkov, ktorá bola predmetom lovu. Oficiálne hlásený úlovok 54–118 vlkov ročne za obdobie 1997–2006 (tab. 1) predstavuje do 35% z jedincov vyskytujúcich sa na Slovensku pred obdobím lovu.

Diskusia

Na základe štyroch rôznych kvantitatívnych metód sme v sezóne 2005–2006 odhadli v jeseni 270–424 vlkov a na konci zimného obdobia 170–274 vlkov žijúcich úplne alebo čiastočne na území Slovenska. Každá z použitých metód má nedostatky, ale podobnosť výsledkov naznačuje, že tieto odhady sa pravdepodobne približujú k skutočnej veľkosti populácie. Neinvazívna genetická metóda a telemetria by určite pomohli pri rozlišovaní susedných svoriek, monitorovaní stupňa úmrtnosti, odhade minimálnych počtov a hustoty v modelových územiach, sú to však omnoho drahšie a na čas náročnejšie techniky.

Skupina popredných slovenských odborníkov na zver (Hell et al. 2005) uviedla počet 250 jedincov ako reálny odhad JKS vlka u nás. Odhad 400–500 vlkov (Lehocký et al. 2002, Kassa 2005, Adamec et al. 2005) zodpovedá skôr celkovej veľkosti populácie v Západných Karpatoch. Pre porovnanie bolo na Slovensku v r. 1988–1989 zistených 45 svoriek s minimálnym stavom (koncom zimy) 224–270 jedincov (Voskár 1993).

V manuále k starostlivosti o biotopy a druhy Natura 2000 je uvedený ako priaznivý stav aspoň 300 vlkov s hustotou 1,5–3,0 jedincov/100 km^2 v hlavných biotopoch (Polák & Saxa 2005, Kropil & Hell 2005). Naše výsledky dokazujú, že tieto ciele sú splnené iba vtedy, ak sa do odhadu populácie v určitom roku zahrňujú aj mladí vlci v prvom roku života a starší jedinci, ktorých máme spoločných so susednými krajinami. Naše zistenie, že cca. 40% „slovenských“ vlkov žije vo svorkách, ktorých teritóriá preklenú medzinárodné hranice, poukazuje na význam úzkej medzinárodnej spolupráce ako dôležitý aspekt manažmentu (Linnell et al. 2007).

Vlk je u nás už vyše 30 rokov zároveň chránený druh aj poľovná zver. Je preto potrebné nájsť kompromis medzi ochranou vlka, záujmami poľovníkov a riešením konfliktov (Mech 1995). Celoročná ochrana nie je pre prežitie vlka podmienkou, poprední odborníci ju pre väčšinu populácií neodporúčajú (LCIE 2002) a zatiaľ nebola od vlády SR vyžadovaná Európskou komisiou ani Radou Európy. Slovenská republika požiadala Európsku komisiu o možnosť tzv. „derogácie“ z jeho prísnej ochrany (prílohe IV Smernice č.92/43/EEC o ochrane biotopov, voľne žijúcich živočíchov a voľne rastúcich rastlín) a uplatnila si aj výhradu z Bernského dohovoru (Adamec et al. 2005).

Vlk má vysoký reprodukčný potenciál. Vlčice mávajú mladé každý rok, priemerná veľkosť vrhu je zvyčajne 4–6 vĺčat (Fuller et al. 2003, Pčola 2005, Sidorovich et al. 2007). Tridsať párov by mohlo teoreticky vyprodukovať 150 vĺčat za rok. Navyše reprodukcia narastá následkom intenzívneho lovu, keď sa počty vlkov môžu rýchlo zotaviť zo strát (NRC 1997, Sidorovich et al. 2003). Dokonca aj v populácii, ktorá nebola lovená človekom, uhynulo 20–25% jedincov ročne, prevažne kvôli konfliktom medzi svorkami a následkom hladu sa viac ako polovica nedožila 5. roku (Vucetich & Peterson 2004). Vo všeobecnosti vlk môže zniesť mortalitu zapríčinenú človekom do výšky 35% populácie ročne, keď je dostatočná reprodukcia alebo imigrácia (Fuller et al. 2003). Je preto pravdepodobné, že v populácii regulovanej lovom je veľké percento strát kompenzované nižšou prirodzenou mortalitou a zvýšeným prírastkom. Toto môže čiastočne vysvetľovať, prečo je na Slovensku tak málo nájdených vlkov, ktoré uhynuli z prirodzených príčin a tiež prečo sa zdá, že vysoký úlovok za dlhšiu dobu nespôsobil výraznejší pokles.

Avšak súčasná situácia, keď lov je bez obmedzenia početnosti, nie je uspokojivá. Schopnosť vlčej populácie spamätať sa, nie je bez obmedzenia: počty vlkov v Bieszcza-

dach sa úplne obnovili z poklesu 21–27% počas zimy, ale nie zo strát 39% jedincov (Śmietana & Wajda 1997). Taktiež niektorí autori uvádzajú, že odstránením tzv. „alfa“ (t.j. rodičovských) párov sa narušuje sociálna štruktúra populácie, takže poľovanie by malo byť selektívne (Voskár 1993, Theberge 1998). Podľa našich odhadov počet vlkov pred obdobím lovu vyplýva, že ak by bola nastavená kvóta 30% zo slovenskej časti jesennej populácie, znamenalo by to maximálne 120 jedincov ročne. Na prvý pohľad sa to zhoduje s aktuálnym počtom legálne zastrelených vlkov, ale aby bola táto kvóta vyhovujúca, mala by zahrňovať jedincov zabitých nelegálne, i keď určiť stupeň pytliactva je samozrejme veľmi problematické. Inak je Slovensko odkázané na vlkov z Poľska, aby sa zabránilo poklesu populácie.

Na lokálnej úrovni odstrel pravdepodobne zabránil, aby sa vlci dostali do ďalších pohorí Slovenska (Finďo 1995). Teritóriá svoriek vyhubených alebo oslabených odstrelom viacerých jedincov sú zrejme znova osídlené rozptýlenými jedincami (Mech & Boitani 2003), ale tento proces môže byť obmedzený zvýšenou fragmentáciou biotopu. Hrozba straty, zmenšenia a roztrieštenia biotopov bude v budúcnosti pravdepodobne väčším problémom, pokiaľ nebudú zavedené adekvátne opatrenia, napríklad budovanie prechodov pre zver (Klescht & Valachovič 2002).

Mierne klesajúci trend je v počte vlkov evidovaný v Poľov 1-01 od 90. rokov. Taktiež výsledky sčítania v Poľsku ukazujú menej vlkov v r.2005–2006 než v r.2000–2001, a to aj napriek úplnému zákazu lovu od roku 1998 (ZBS 2006). Toto mohlo byť zapríčinené vysokým nelegálnym lovom, zníženým stavom koristi ale aj fragmentáciou biotopov (Gula 2008). Ak sa rozhodne, že je potrebné zvýšiť ochranu vlka v SR, okrem kvóty a ochrany biotopov by to mali byť v prvom rade opatrenia, ktoré majú najväčšiu podporu verejnosti (Wechselberger et al. 2005), ako napríklad zákaz poľovania v národných parkoch. Ideálne by bolo, aby proces zahrňoval aj dialóg s verejnosťou, lebo posilnenie zákonnej ochrany bez širokej podpory dôležitých zainteresovaných skupín môže zvýšiť negatívny postoj voči vlkom aj ochranárom v neprospech vlkov (Okarma 2005, Gula 2008).

Ponímaná potreba regulovať konkurenta je stále silnou motiváciou pre poľovanie na vlka (Lehocký et al. 2002). Interakcie predátor-korisť sú komplexné a rozmanité. Predácia môže byť prospešná pre človeka napríklad tým, že selekciou udržuje zdravotný stav a tzv. „fitness“ populáciu zveri a redukuje škody na lesnom poraste (Remeník 1996, Mech & Peterson 2003). Do akého rozsahu vlk reguluje alebo obmedzuje počty kopytníkov v Európe sa teraz len začína odhaľovať v niektorých populáciách intenzívnejším a dlhodobejším výskumom (Jędrzejewska et al. 2000, 2002). Menej vlkov neznamená vždy viac kopytníkov (Theberge & Gauthier 1985, NRC 1997) ani menej poľovania na vlka neznamená vždy viac vlkov (Fuller et al. 2003). Početnosť raticovej zveri od roku 1990 výrazne klesla na Slovensku predovšetkým následkom legálneho aj nelegálneho lovu (Finďo 1998, Hell et al. 2001b). Prírastok vlka je úzko spojený s dostupnosťou potravy (Fuller et al. 2003). Keďže ich hlavnou korisťou sú jeleň (*Cervus elaphus*) a diviak (*Sus scrofa*), zníženie stavu kopytníkov by mohlo mať za následok menej vlkov, alebo ako v Bielorusku, vyššiu predáciu na dobytok (Sidorovich et al. 2003, 2007). Výskum modernými metódami by rozšíril naše chápanie tak komplexných aspektov ako sú ekológia, vzťahy predátor-korisť a populačná dynamika.

Záver

Naše výsledky naznačujú, že kritériá pre priaznivý stav ochrany vlka definované v manuáli pre starostlivosť o biotopy a druhy Natura 2000, nie sú v súčasnosti na Slovensku splnené, pokým sa do odhadu populácie v určitom roku nezahrňujú aj mladí vlci v prvom roku života a starší jedinci, ktorých má SR spoločných so susednými krajinami. Veľmi veľká časť vlkov, ktorých má Slovensko spoločných so susednými krajinami, zdôrazňuje význam medzinárodnej spolupráce, čo je nevyhnutné pri plánovaní manažmentu na populačnej úrovni. Je naliehavá potreba vyvinúť plány manažmentu vlkov (a ďalších veľkých šeliem) na národnej ako aj karpatskej úrovni.

Naše jarné odhady predstavujú maximálne 22% z počtov vlka evidovaných v Poľov 1-01, t.j. oficiálne poľovnícke štatistiky sa zdajú byť v počte vlkov 5-krát vyššie. Veľké rozdiely medzi poľovníckymi štatistikami a výsledkami sčítania v modelových územiach poukazujú na dôležitosť vypracovania presnejších metód pre odhad veľkosti populácie, vrátane neinvazívnej genetickej analýzy a telemetrie. Celkovo klesajúci trend za posledných 10–15 rokov zdôrazňuje potrebu neprestajného monitorovania.

Je nevyhnutné nájsť kompromis medzi ochranou vlka, záujmami poľovníkov a riešením konfliktov. Podporujeme nastavenie kvóty lovu, výška ktorej musí brať do úvahy všetky druhy človekom spôsobnej mortality, vrátane pytliactva. Veľmi dôležitá je dostatočná ochrana biotopov a biokoridorov, informovanosť a vzdelávanie obyvateľstva ako aj ďalší výskum ekológie vlka a dynamiky populácie a predácie pomocou moderných metód.

Poďakovanie

Spoločnosť pre výskum, vzdelávanie a spolužitie s prírodou (SWS) realizovala projekt Sčítanie vlkov na Slovensku vďaka finančnej podpore britskej nadácie Wolves and Humans Foundation. Za pomoc by sa autor chcel poďakovať predovšetkým týmto ľuďom: pracovníci národných parkov, K. Soóš, Z. Bekes, A. Szabó, G. Firmánszky, D. Kováč, M. Fecske, M. Soóš, M. Schenková, R. & R. Dobrovodskí, R. Morley, S. & S. Beťková, S. Nowak, M. Adamec, J. Bučko, P. Kaštier, J. Hlásnik.

Literatúra

Adamec M., Rajtar R. & Urban P. 2005: Rozšírenie, stav a ochrana veľkých šeliem na Slovensku. — Pp. 63-72. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.

Bučko J. & Finďo S. 2007: Predačný tlak a stres zveri. — Poľovníctvo a rybárstvo, 59(3): 12-13.

Finďo S. 1995: Súčasná situácia a perspektívy ochrany vlka obyčajného (*Canis lupus*) na Slovensku. — Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku, II: 37-41.

Finďo S. 1998: K príčinám zmien početnosti jelenej zveri u nás po roku 1990: ľudský vplyv rozhodujúci. — Poľovníctvo a rybárstvo, 50(4): 4-5.

Finďo S. & Chovancová B. 2004: Home ranges of two wolf packs in the Slovak Carpathians. — Folia. Zool., 53(1): 17-26.

Finďo S., Skuban M. & Koreň M. 2007: Brown bear corridors in Slovakia. Carpathian Wildlife Society, Zvolen, 68 pp.

Fuller T.K., Mech L.D. & Cochrane J.F. 2003: Wolf population dynamics. — Pp. 161-191. In: Mech L.D. & Boitani L. (eds.): Wolves: behavior, ecology and

conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London, 448 pp.
Gula R. 2008: Legal protection of wolves in Poland: implications for the status of the wolf population. — Eur J Wildl Res, 54: 163-170.
Hell P., Slamečka J. & Gašparík J. 2001a: Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava, 200 pp.
Hell P., Konôpka J. & Lehocký M. 2001b: Slovenské poľovníctvo na prahu tretieho tisícročia. PaRPRESS, Bratislava, 118 pp.
Hell P., Konôpka J., Sabadoš K., Lehocký M., Farkaš J., Gašparík J. & Slamečka J. 2004: Veľkoplošné ekologické obhospodarovanie zveri v rámci poľovných oblastí a lokalít. Poľovnícke štúdie 10. Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, 166 pp.
Hell P., Bučko J., Slamečka J., Šebo M. & Garaj P. 2005: Ochrana a obhospodarovanie veľkých šeliem na Slovensku. — Pp. 7-19. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.
Jamnický J. 1993: Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto rokmi. — Folia Venatoria, 23: 221-229.
Jędrzejewska W., Jędrzejewska B., Okarma, H., Schmidt K., Zub K. & Musiani M. 2000: Prey selection and predation by wolves in Białowieża primeval forest, Poland. — Journal of Mammalogy, 81(1): 197-212.
Jędrzejewska W., Schmidt K., Theuerkauf J, Jędrzejewska B., Selva N., Zub K. & Szymura L. 2002: Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). — Ecology, 83(5): 1341-1356.
Kassa M. 2005: Slovakia and the transboundary management of large carnivores populations within of Carpathians. — Pp. 84-90. In: Bath A. (ed.): Transboundary management of large carnivore populations. Environmental encounters, No. 60. Council of Europe Publishing, Strasbourg, 130 pp.
Klescht V. & Valachovič D. 2002: Ochrana živočíchov na pozemných komunikáciách. Štatná ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, 95 pp.
Kropil R. & Hell P. 2005: Definovanie priaznivého stavu populácií veľkých šeliem na Slovensku. — Pp. 55-62. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.
Lancia R.A., Nichols J.D. & Pollock K.H. 1996: Estimating the number of animals in wildlife populations. — Pp. 215-253. In: Bookhout T.A. (ed.): Research and management techniques for wildlife and habitats. 5th ed., rev. The Wildlife Society, Bethseda, Md., 740 pp.
LCIE 2002: Large Carnivore Initiative for Europe Core Group position statement on the use of hunting, and lethal control, as means of managing large carnivore populations. Council of Europe, Strasbourg, 4 pp.
Lehocký M. 2002: Veľkoplošné sčítanie šeliem. — Poľovníctvo a rybárstvo, 54(6): 8-9.
Lehocký M., Hell P. & Farkaš J. 2002: Analýza súčasného stavu vybraných vzácnych a ohrozených druhov zveri a návrh optimalizácie ich poľovníckeho manažmentu. Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, 88 pp + prílohy.
Linnell J., Salvatori V. & Boitani L. 2007: Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission, 78 pp.
Lukáč J. 1999–2008: Program záchrany vlka. Lesoochranárske zoskupenia Vlk, Tul-

čík. URL: http://www.wolf.sk/sk/programy/zachranujeme-dravce/vlk
Mantejfel P.A. & Larin S.A. 1958: Vlci a ich ničenie. Sväz poľovníckych ochranných združení na Slovensku vo Vydavateľstve PPLH, Trnava, 48 pp.
Mech L.D. 1995: The challenge and opportunity of recovering wolf populations. — Conservation Biology, 9(2): 270-278.
Mech L.D. & Boitani L. 2003: Wolf social ecology. — Pp. 1-34. In: Mech L.D. & Boitani L. (eds.): Wolves: behavior, ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London, 448 pp.
Mech L.D. & Peterson R.O. 2003: Wolf-prey relations. — Pp. 131-160. In: Mech L.D. & Boitani L. (eds.): Wolves: behavior, ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London, 448 pp.
MP SR 2007: Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike 2007. Ministerstvo pôdohospodárstva Slovenskej republiky, Bratislava, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, 164 pp.
Mráz I. 1996: Vlci „zhltli" pol milióna korún. — Poľovníctvo a rybárstvo, 48(6): 6.
NRC 1997: Wolves, bears and their prey in Alaska: biological and social challenges in wildlife management. National Academy Press, Washington D.C., 207 pp.
Okarma H. 2005: Vlk v Poľsku. — Pp. 79-84. In: Hell P. (ed.): Zborník z konferencie (Levice, 12.03.2005). Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra, 129 pp.
Pčola Š. 2005: Veľké šelmy v severovýchodnej časti Slovenska. Príspevok k súčasnému stavu poznania populácie. — Telekia: spravodaj Chránenej krajinnej oblasti Vihorlat 3.
Polák P. & Saxa A. 2005: Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. Manuál k programom starostlivosti o územia NATURA 2000. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, 734 pp.
Promberger-Fürpass B., Sürth P., Promberger C., Scurtu M. & Ionescu O. 2001: Wolves. — Pp. 23-26. In: Carpathian Large Carnivore Project. Annual report. Carpathian Large Carnivore Project, Zarnesti, Romania, 77 pp.
Promberger-Fürpass B. & Sürth P. 2002: Wolves. — Pp. 7-11. In: Carpathian Large Carnivore Project. Annual report. Carpathian Large Carnivore Project, Zarnesti, Romania, 56 pp.
Remeník Ľ. 1996: O vlkovi bez emócií. — Poľovníctvo a rybárstvo, 48(12).
Rigg R. 2007: Projekt sčítania vlkov na Slovensku. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, 14 pp.
Sidorovich V.E., Tikhomirova L.L. & Jędrzejewska B. 2003: Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990–2000. — Wildlife Biology, 9(2): 103-111.
Sidorovich V.E., Stolyarov V.P., Vorobei N.N., Ivanova N.V. & Jędrzejewska B. 2007: Litter size, sex ratio, and age structure of gray wolves, *Canis lupus*, in relation to population fluctuations in northern Belarus. — Canadian Journal of Zoology, 85: 295-300.
Śmietana W. & Wajda J. 1997: Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. — Acta Theriologica, 42(3): 241-252.
Smietana W. 2000: Bieszczadzka populacja wilka. — Monografie Bieszczadzkie, 9: 127-146.
Theberge J.B. 1998: Wolf country: eleven years tracking the Algonquin wolves.

McClelland and Stewart Inc., Ontario, 306 pp.
Theberge J.B. & Gauthier D.A. 1985: Models of wolf-ungulate relationships: when is wolf control justified? — Wildl. Soc. Bull., 13(4): 449-458.
Voskár J. 1976: Vlk obyčajný (*Canis lupus* L.) a problémy jeho ochrany na Slovensku. — Folia Venatoria, 5-6: 326-332.
Voskár J. 1993: Ekológia vlka obyčajného (*Canis lupus*) a jeho podiel na formovaní a stabilite karpatských ekosystémov na Slovensku. — Ochrana prírody, 12: 241-276.
Vucetich J.A. & Peterson R.O. 2004: Long-term population and predation dynamics of wolves on Isle Royale. — Pp. 285-296. In: Macdonald D.W. & Sillero-Zubiri C. (eds.): The biology and conservation of wild canids. Oxford University Press, Oxford, 450 pp.
Wechselberger M., Rigg R. & Beťková S. 2005: An investigation of public opinion about the three species of large carnivore in Slovakia: brown bear (*Ursus arctos*), wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*). Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, x + 89 pp.
ZBS 2006: Przebieg inwentaryzacji dużych drapieżników w sezonie 2005/2006 (od 1 kwietnia 2005 do 31 marca 2006). Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża. URL: http://www.zbs.bialowieza.pl/wilkrys

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 214 - 219

TELEMETRIA RYSA OSTROVIDA (LYNX LYNX) NA ÚZEMÍ NP VEĽKÁ FATRA

RADIO-TRACKING OF EUROPEAN LYNX (LYNX LYNX) IN NP VEĽKÁ FATRA

Július Schestág

Správa Národného parku Veľká Fatra, Čachovský rad 7, SK-038 61 Vrútky

Abstract

A cub of lynx, after being found in mountains Kremnické vrchy in 2004, was placed in rehabilitation centre in ZOO Bojnice until 2006. On 21 April 2006 the female lynx named Kremnica with a telemetric collar was released to the open nature with the aim to monitor area of her territory and her lifestyle. The telemetry period was recorded and evaluated in tables. After many migration attempts of the female lynx and efforts for an own territory, that have been successfully marked also in an electronic map, Kremnica has unexpectedly disappeared because of so far undiscovered reasons. Assumptions included in the conclusion of our contribution allow us to say that Kremnica was the very first step in our so yielding research. Therefore we expect telemetry to bring much positive knowledge into so far unexplored white spots of our nature in the future.

Key words: female lynx telemetry, migration track, triangulation, localization, results summary

Mláďa rysa ostrovida po tom, ako bolo v roku 2004 nájdené v Kremnických vrchoch, bolo umiestnené v rehabilitačnej stanici v ZOO Bojnice do r. 2006. 21.4. 2006 bola rysica s menom Kremnica vypustená do voľnej prírody s telemetrickým obojkom za účelom sledovania veľkosti jej teritória a spôsobu života. Obdobie telemetrovania rysice bolo zaznamenávané a vyhodnotené v tabuľkách. Po mnohých migračných pokusoch rysice a snažení sa o vlastné teritórium, ktoré sme úspešne zaznačili aj v elektronickej mape, sa nám Kremnica neočakávane stratila z doposiaľ nezistených príčin. Domnienky, ktoré sme vyslovili v závere nášho príspevku nám však umožňujú konštatovať, že Kremnica bola prvôstkou pre nás tak veľmi prínosnom výskume, preto očakávame, že telemetria prinesie v budúcnosti mnoho pozitívnych poznatkov v doposiaľ neprebádaných bielych miestach v našej prírode.

Príroda v sebe skrýva mnoho krás a záhad. Na jednej strane vie byť neúprosná k svojim obyvateľom, no na starne druhej aj nekonečne štedrá. Má svoje skryté, ale aj voľným okom pozorovateľné zákony, ktoré sa človek od nepamäti snaží objasniť či už legálnym, alebo nelegálnym spôsobom. Je len na človeku, aký spôsob pozorovania si vyberie.

I. Niekoľko slov na úvod:

V roku 2004 bolo nájdené mláďa rysa ostrovida na území Kremnických vrchov. Miestni poľovníci vyslabnuté mláďa odovzdali pracovníkom ZOO Bojnice. Mláďa bolo umiestnené v rehabilitačnej stanici v Zoo Bojnice a dostalo meno Kremnica. Už od začiatku rehabilitácie rysíčaťa sa uvažovalo o jeho návrate do voľnej prírody, preto bolo izolované od ostatných rysov a s prihliadnutím na čo najmenší kontakt s ľuďmi.

II. Ako to všetko začalo:

Jedna z pracovníkov Zoo Bojnice, Ing. Eva Gregorová, ktorá svoj život zasvätila práci s rysmi a veľkým šelmám, oslovila ŠOP SR so záujmom o spoluprácu pri návrate Kremnice do voľnej prírody. Na základe predchádzajúcej pozitívnej spolupráce sa rozhodla pre Správu NP VF so sídlom vo Vrútkach.

III. Prípravná fáza telemetrovania:

Nasledovalo mnoho porád a rokovaní, po ktorých sme sa dohodli na vypustení rysice na území NP VF s telemetrickým obojkom. Naším cieľom bolo zistiť:

- spôsob a rýchlosť adaptácie Kremnice v novom prostredí;
- smer a rýchlosť (dĺžka) migračných trás;
- etologické pozorovanie (doba pokoja - odpočinku, doba aktivity – lovu) počas dňa;
- na základe telemetrického určenia miesta pobytu sledovanie pobytových znakov Kremnice (trus, korisť, stopa);
- na základe dlhodobého telemetrického pozorovania zistiť z reálnych podkladov veľkosť teritória dospelej rysice a tieto poznatky využiť pri spracovávaní číselných databáz a rokovaní s inými organizáciami (poľovné združenia, urbárske spoločenstvá,...).

Samotnému vypusteniu Kremnice do voľnej prírody predchádzalo niekoľko prípravných fáz.

V prvotnej fáze sme za okrúhlym stolom dohodli lokalitu a termín vypustenia. Bolo potrebné prihliadnuť na to, aby sa Kremnica v prvých dňoch nestretla s domácimi rezidentnými rysmi a ani s človekom a zároveň, aby v období vypúšťania Kremnice bol dostatok ľahko dostupnej potravy.

V ďalšej fáze sme pristúpili k výberu telemetrického zariadenia, čo bolo úlohou ústredia ŠOP SR v Banskej Bystrici. Rozhodli sme sa pre prístroj americkej výroby ATS so smerovou anténou. V tejto fáz bolo potrebné zaškolenie pracovníkov na obsluhu telemetrického prístroja, zistenie jeho dosahu a funkčnosti priamo v teréne.

Jednou z najnáročnejších fáz bola inštalácia obojku Kremnici a jej transport na lokalitu vypustenia. Inštaláciu obojku vykonali pracovníci Zoo Bojnice pod dohľadom veterinárneho lekára v celkovej anestéze Kremnice. Dopravu rysice na lokalitu vypustenia zabezpečila ZOO Bojnice.

IV. Vypustenie Kremnice:

Dňa 21. 4. 2006 o 10,30 hod. za prítomnosti pracovníkov ZOO Bojnice, ŠOP SR a televíznych kamier bola Kremnica vypustená do voľnej prírody na území NP VF v blízkosti Jasenskej doliny v lokalite Tlstý Diel.

Rysica po vypustení okamžite zamierila k najbližšiemu lesu. Začalo sa naše krátke dvojmesačné monitorovanie Kremnicinho nového života.

V prvých dňoch sme ju lokalizovali 2-3krát denne, neskôr jedenkrát za deň alebo jedenkrát za dva dni.

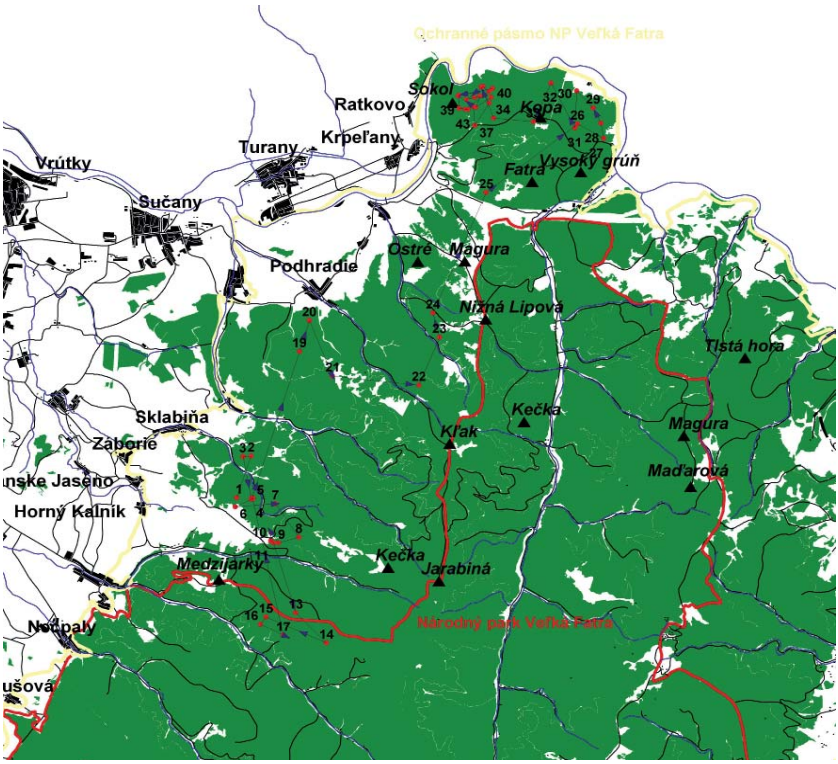
Zistené údaje sme zakresľovali do vojenských máp, zaznamenávali sme dátum, čas, aktivitu a počasie. Všetky namerané údaje sú zaznamenané v tab. 1.

Tab. 1 Priestorová aktivita sledovaného jedinca
Table 1 Spatial activity of monitored individual

bod	x	y	dátum	čas	aktivita	počasie
1	4356075	5434750	21.4.2006	16:00	pohyb	slnečno
2	4356425	5436025	22.4.2006	13:12	pohyb	slnečno
3	4356200	5436000	22.4.2006	14:00	pohyb	slnečno
4	4356500	5434725	23.4.2006	10:30	pohyb	slnečno
5	4356550	5434750	23.4.2006	11:00	pohyb	slnečno
6	4356050	5434475	23.4.2006	11:30	pohyb	slnečno
7	4357200	5434625	24.4.2006	8:30	pohyb	slnečno
8	4357925	5433650	25.4.2006	7:30	pokoj	slnečno
9	4357350	5433450	25.4.2006	12:00	pohyb	slnečno
10	4357125	5433750	26.4.2006	9:15	pokoj	slnečno
11	4357125	5433500	26.4.2006	10:15	pokoj	slnečno
12	4357200	5433450	26.4.2006	11:15	pokoj	slnečno
13	4357950	5431375	3.5.2006	13:30	pokoj	polooblačno
14	4358875	5430500	5.5.2006	12:30	pokoj	polooblačno
15	4357100	5431200	6.5.2006	14:00	pokoj	polooblačno
16	4356950	5430975	7.5.2006	14:00	pohyb	polooblačno
17	4357625	5430675	8.5.2006	14:30	pokoj	polooblačno
18	4356525	5434775	11.5.2006	13:20	pohyb	slnečno
19	4357660	5439250	15.5.2006	13:00	pohyb	polooblačno
20	4357900	5440200	16.5.2006	14:00	pohyb	polooblačno
21	4358650	5438550	19.5.2006	14:00	pohyb	polooblačno
22	4361150	5438400	20.5.2006	13:00	pokoj	zamračené
23	4361675	5439875	23.5.2006	9:45	pokoj	zamračené
24	4361450	5440600	24.5.2006	13:00	pohyb	jasno
25	4362800	5444300	25.5.2006	13:00	pohyb	polooblačno
26	4365325	5446500	27.5.2006	16:00	pohyb	zamračené
27	4366100	5446100	28.5.2006	13:00	pohyb	dážď
28	4366000	5446550	29.5.2006	12:00	pokoj	polooblačno
29	4365750	5447000	30.5.2006	10:30	pokoj	dážď
30	4365250	5447500	31.5.2006	7:15	pohyb	dážď
31	4365250	5446375	1.6.2006	7:15	pohyb	zamračené
32	4364500	5447700	2.6.2006	10:15	pokoj	zamračené
33	4364050	5446500	3.6.2006	8:00	pokoj	jasno
34	4362900	5446550	4.6.2006	21:00	pokoj	dážď
35	4362500	5447475	12.6.2006	7:30	pohyb	polooblačno
36	4362750	5447000	13.6.2006	7:20	pohyb	jasno

37	*4362375*	*5446300*	*13.6.2006*	*19:00*	*pokoj*	*jasno*
38	*4362300*	*5446875*	*14.6.2006*	*7:00*	*pokoj*	*jasno*
39	*4361850*	*5447175*	*15.6.2006*	*8:00*	*pokoj*	*jasno*
40	*4362825*	*5447450*	*16.6.2006*	*7:30*	*pokoj*	*jasno*
41	*4361875*	*5447200*	*17.6.2006*	*9:00*	*pokoj*	*jasno*
42	*4361900*	*5446800*	*18.6.2006*	*17:00*	*pokoj*	*jasno*
43	*4362150*	*5446775*	*19.6.2006*	*7:00*	*pokoj*	*jasno*
44	*4362075*	*5446775*	*20.6.2006*	*7:00*	*pohyb*	*jasno*
45	*4362725*	*5447350*	*21.6.2006*	*20:00*	*pokoj*	*zamračené*
46	*4362550*	*5447500*	*22.6.2006*	*19:00*	*pohyb*	*zamračené*
47	*4362100*	*5447075*	*23.6.2006*	*22:00*	*pokoj*	*jasno*
48	*4362325*	*5447150*	*23.6.2006*	*18:00*	*pohyb*	*jasno*
49	*4362475*	*5447200*	*23.6.2006*	*23:00*	*pokoj*	*jasno*
50	*4362375*	*5446850*	*24.6.2006*	*18:00*	*pokoj*	*jasno*
51	*4362800*	*5447175*	*25.6.2006*	*7:00*	*pohyb*	*jasno*

Súradnice jednotlivých bodov výskytu rysice sme pretransformovali do elektronickej mapy, výsledkom ktorej je prehľad migrácie Kremnice za sledované obdobie (obr.1). Od 27. 4. 2006 do 3. 5. 2006 sme mali elektronickú poruchu na prístroji. V tomto časovom horizonte nemáme o Kremnici a jej pohybe žiadne poznatky.



Obr. 1 Priestorová aktivita sledovaného jedinca
Fig. 1 Spatial activity of monitored individual

V. Fáza telemetrovania:

Ako sme už v texte uviedli, v prvé dni sme telemetrovali často a z rôznych miest z dôvodu získania čo najpodrobnejších informácií o stave a správaní sa rysice v novom prostredí. Prvých päť dní sa pohybovala v blízkosti miesta vypustenia. Podnikala iba krátke prieskumy okolitého územia a vracala sa na miesto vypustenia. Po piatich dňoch sa vydala na prvú dlhšiu prechádzku smerom k NPR Lysec.

Kremnica v NPR na Lysci zotrvala štyri dni. Potom sa zas na tri dni vrátila na lokalitu Tlstý Diel, odkiaľ zas nastala migrácia smerom na sever. Príčinou tejto migrácie, podľa našich domnienok, mohla byť aj ťažba dreva, vykonávaná v blízkosti lokality Tlstý Diel. Migrácia bola intenzívna počas štyroch dní aj nocí len za občasného zastavenia na niektorej lokalite, cca 12 hod., za účelom získania potravy. Migrovala ochranným pásmom NP VF cez dolinu Kantor, ďalej predhorím Sklabinského Podzámku, Turčianskej Štiavničky, Podhradia, Nolčova a Krpelian.

Dňa 20. 5. 2006 prešla z predhoria do záverov dolín pri obciach Podhradie a Nolčovo, odkiaľ putovala hôľnou časťou VF až do lokality Kopa. Migrácia trvala sedem dní. Za túto dobu prešla rysica vzdialenosť cca 50 km. Neustály pohyb si vysvetľujeme stretom s rezidentnými rysmi a jej neustálym vytláčaním z ich teritórií. V lokalite Kopa sme zaznamenávali pobyt rysice celý mesiac. Spočiatku prechádzala rysica z turčianskej strany na liptovskú a späť. Po čase sme sa domnievali, že sa rysica etablovala v danom území. Ďalšou príčinou zastavenia rysice bol názor, že migrácia nebola možná pre prirodzenú prekážku, ktorou bola rieka Váh.

Počas celého telemetrovania rysice sme sa ani raz nechceli vizuálne kontaktovať s rysicou, preto sme len dvakrát zaznamenali stopu rysice a pozostatky potravy, ktorú tvorilo najmä vtáctvo.

31. 5. 2006 sme zaznamenali rysicu veľmi blízko ľudských obydlí pri obci Rojkov. Z toho sme dedukovali začiatok ďalšej migrácie, resp. hľadanie možného prechodu cez rieku. No naše domnienky boli nesprávne. Rysica sa stiahla späť do masívu Kopy, kde sa zdržiavala ešte ďalšie tri týždne.

Dňa 25. 6. 2006 o 7,00 hod. sme posledný krát s istotou lokalizovali rysicu stále v lokalite Kopa. Ďalšie meranie sme uskutočnili 26. 6. 2006, bohužiaľ, neúspešne. Odvtedy sa nám nepodarilo zachytiť preukazný signál vysielača.

Ihneď po negatívnom meraní zo dňa 26. 6. 2006 sme presondovali okolité územie, všetky susediace doliny ako aj časť okolitých pohorí niekoľkokrát za sebou. Postupovali sme aj smerom na sever až po CHKO Horná Orava. No, bohužiaľ, naše úsilie bolo negatívne. Predpokladané možnosti náhlej straty signálu rysice sú nasledovné:

- porucha elektroniky vo vysielači z dôvodu silných elektrických výbojov v danom čase (v danej lokalite v tom období bolo zaznamenaných niekoľko silných búrok za sebou; citlivosť prístroja na elektrické výboje a vysoké napätie);
- zástrel s následným zničením vysielača (skontrolované všetky knihy návštev revírov okolitých PZ);
- zranenie rysice rezidentnými rysmi a jej následné vtiahnutie sa do skalnatých priestorov, z ktorých nie je možný prechod signálu vysielača a následné uhynutie rysice;
- zrážka s automobilom na ceste E 50 s následným rozbitím vysielača;
- prirodzený úhyn (vylučujeme z dôvodu vybavenia vysielačky senzorom mortality).

Na telemetrických pozorovaniach sme sa zúčastňovali striedavo podľa rozdelených služieb. Na praktickej telemetrii sa zúčastnili: Ing. Eva Gregorová, Ing. Mária Boďová, Ľudovít Remeník, Ing. Július Schestág.

VI. Výsledok pozorovania

Za toto krátke obdobie telemetrovania rysice je nám veľmi ťažko objektívne zhodnotiť výsledky pozorovania, nakoľko sme presvedčení, že pozorovanie bolo prínosné vo viacerých smeroch (snaha o zachytenie teritória rysice, jej návyky, časové rozpätie oddychu a jej aktivít, atď.), ale z nezistených príčin bolo predčasne ukončené. Pre splnenie vopred stanovených úloh by bolo vhodnejšie vykonávať telemetriu na niektorom rezidentnom zvierati, pretože introdukcia z iného územia (z rehabilitačnej stanice) prináša aj určité odchýlky v správaní sa zvieraťa.

Veľkým prínosom tohto pozorovania bolo získanie praktických skúseností a zručností spojených s telemetrovaním sledovaného zvieraťa vo voľnej prírode a odstraňovaním rôznych prirodzených prekážok spojených s výkonom telemetrovania v náročnom prostredí fatranských hôr.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 220 - 229

AKTUÁLNE ROZŠÍRENIE VYDRY RIEČNEJ (*LUTRA LUTRA*) NA SLOVENSKU (Výsledky celoslovenského mapovania)

ACTUAL DISTRIBUTION OF EURASIAN OTTER (LUTRA LUTRA) IN THE SLOVAK REPUBLIC (Results of national mapping)

Peter Urban[1], Michal Adamec[2] & Andrej Saxa[2]

[1] Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied UMB, Tajovského 40, SK - 974 01Banská Bystrica; e-mail: urban@fpv.umb.sk
[2]Štátna ochrana prírody SR, Riaditeľstvo, Tajovského 28B, SK – 974 01 Banská Bystrica; e-mail: michal.adamec@sopsr.sk, andrej.saxa@sopsr.sk

Abstract

The comprehensive national otter survey was not executed in the Slovak Republic until 2007. The otter distribution was surveyed systematically only in some regions or river basins. In winter 2007/2008 was realized one-off otter mapping on the whole Slovak territory. The aim of this mapping was to obtain data for the Atlas of Slovak mammals, assessment of conservation status of the otter and correction in favourable reference range.

The mapping was carried out with modified standard IUCN methodology – searching for presence marks of the otter (footprints, scents, spraints) in a network of quadrates. The Databank of Slovak Fauna (DFS) grid (approx. 10x12 km) was used as reference. In each quadrate of this grid were checked 4 - 6 localities for signs of otter occurrence. To this survey 42 people contributed. Results were obtained from 275 DFS quadrates (64 % out of 429 DFS quadrates). Positive (with occurrence of otter) were 259 quadrates (94 %) and negative were 16 quadrates (6 %). The recent otter distribution covers whole river basins of the Hron, Ipeľ, Slaná, Hnilec, Hornád, Poprad and Dunajec rivers and upper streams of river Váh (with tributataries Kysuca, Turiec, Orava, Rajčianka rivers) and rivers Nitra, Torysa, Cirocha. Fragmented occurrence was recorded in the Morava, Bodrog and Latorica rivers. The survey was not realized in upper streams of the Topľa, Ondava and Laborec rivers and in the middle part of the Váh, Nitra, Morava and Malý Dunaj river basins.

Key words: Eurasian otter, mapping, marks, Slovakia, otter signs.

Úvod

Vydra riečna patrí k najintenzívnejšie skúmaným taxónom šeliem. Napriek tomu v mnohých krajinách, v ktorých sa vyskytuje stále nie sú známe viaceré základné populačné charakteristiky, prípadne aktuálne rozšírenie tohto druhu. Inak tomu nie je ani na Slovensku. Absentujú napríklad informácie o aktuálnom celoplošnom rozšírení vydry,

jej početnosti, štruktúre populácie, pomere pohlaví a podobne. Tieto údaje sú pritom nevyhnutným základom pre vypracovanie a realizáciu ochranárskych opatrení.

Potreba monitoringu a ochrany vydry vyplýva aj zo skutočnosti, že ide o živočíšny taxón chránený podľa národných i medzinárodných právnych predpisov ochrany prírody a krajiny i poľovníctva. Štát zároveň zodpovedá za škodu spôsobenú vydrou na rybách chovaných na hospodársky účel v rybníkoch alebo rybochovných zariadeniach a poskytuje (vypláca) náhradu tejto škody.

V červenom (ekosozologickom) zozname cicavcov Slovenska je vydra zaradená do kategórie zraniteľných taxónov (Vulnerable = VU) (Žiak & Urban 2001).

V Smernici Rady č. 92/43/EHS z 21. mája 1992 o ochrane prírodných biotopov a voľne žijúcich živočíchov a voľne rastúcich rastlín (tzv. „smernica o biotopoch") je tento druh zaradený v prílohách II (Druhy živočíchov a rastlín, ochrana ktorých si vyžaduje určenie osobitných území ochrany) a IV (Druhy živočíchov a rastlín, ktoré si vyžadujú prísnu ochranu). Monitoring vydry riečnej a podávanie pravidelných správ o jej stave (reporting) sú preto záväznou povinnosťou Slovenska ako členského štátu Európskej únie.

Vláda Slovenskej republiky uznesením č. 239 zo 17. marca 2004 schválila Národný zoznam 381 navrhovaných území európskeho významu, ktorý bol po viac ako troch rokoch schválený Európskou komisiou . Vydra riečna je predmetom ochrany v 91 územiach európskeho významu.

Potreba jej monitoringu na Slovensku bola odporučená aj v záveroch z konferencie „Aktuálne otázky ochrany prírody v územiach NATURA 2000", konanej v dňoch 19. – 20. novembra 2007 vo Vrátnej doline. Účastníci tejto konferencie však zároveň (bez relevantných podkladov a v istom protiklade s uvedeným) skonštatovali, že bobor euroázijský a vydra riečna nie sú momentálne ohrozené druhy (pozrite napr. http://www.sazp.sk/public/index/go.php?id=1644&lang=sk).

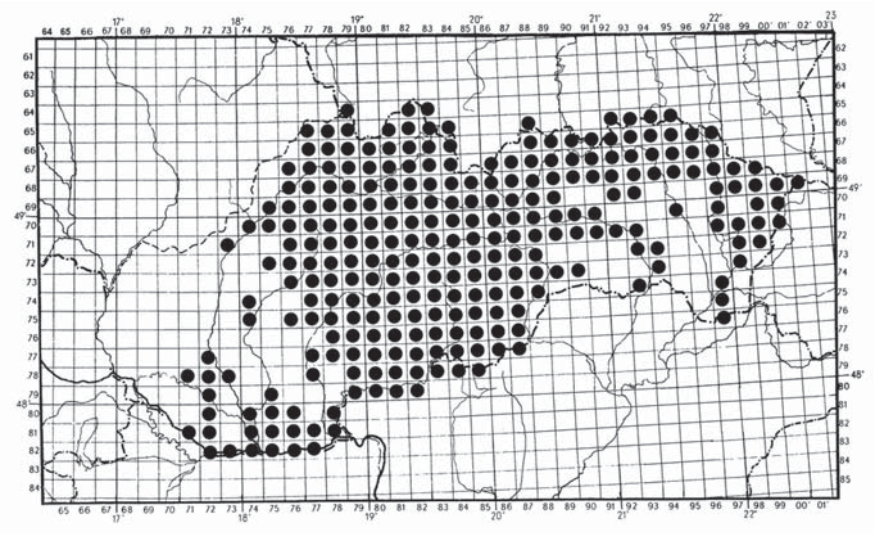
Už v roku 2001 bol vypracovaný a v roku 2002 schválený program záchrany vydry riečnej na Slovensku na dobu piatich rokov (Urban & Kadlečík 2001), aktualizovaný v roku 2008 (v súčasnosti čaká na schválenie na Ministerstve životného prostredia SR). V rámci uvedeného programu záchrany a v záujme stanovenia, resp. udržania alebo zlepšenia priaznivého stavu vydry riečnej je mimoriadne dôležité sledovanie dynamiky jej populácie v priestore a v čase. Okrem iného bolo v programe záchrany vydry navrhnuté aj „uskutočňovať pravidelné prieskumy rozšírenia vydry na Slovensku každých 5-7 rokov s podrobnejším sledovaním citlivých oblastí a území, v ktorých sa očakávajú zmeny v stave populácie".

V susednej Českej republike je napríklad mapovanie rozšírenia vydry na celom území uskutočňované každých 5 rokov, mapovanie okrajových oblastí rozšírenia je uskutočňované minimálne jeden krát v období medzi dvoma celonárodnými mapovaniami. Na Slovensku sa však do roku 2007 neuskutočnilo jednorazové mapovanie vydry na celom území. Jej rozšírenie bolo zisťované buď v niektorých regiónoch, alebo povodiach, prípadne celoslovenské údaje pochádzali z dotazníkov, alebo zo syntéz z

V Úradnom vestníku ES bolo dňa 15. januára 2008 zverejnené rozhodnutie Komisie 2008/26/ES z 13. novembra 2007, ktorým sa podľa smernice Rady 92/43/EHS prijíma zoznam lokalít európskeho významu v Panónskom biogeografickom regióne a dňa 19. marca 2008 rozhodnutie Komisie 2008/218/ES z 25. januára 2008, ktorým sa podľa smernice Rady 92/43/EHS prijíma prvý aktualizovaný zoznam lokalít európskeho významu v Alpskom biogeografickom regióne.

mapovaní prebiehajúcich počas dlhšieho časového obdobia (obr. 1). V rámci Čiastkového monitorovacieho systému BIOTA (ČMS BIOTA) je pracovníkmi ŠOP SR každoročne navštevovaných 90 kontrolných bodov (priepusty, mosty), kde je zisťovaná prítomnosť vydry podľa pobytových znakov (stopy, trus, pachová značka). Monitoring však zachytáva len malú časť areálu vydry riečnej a orientovaný je iba na vybrané povodia, resp. ich časti.

Vychádzajúc z uvedeného nedostatku údajov, celospoločenskej požiadavky a požiadaviek smernice o biotopoch, sme v zime 2007/2008 uskutočnili jednorazové mapovanie vydry riečnej na celom území Slovenska. Jeho cieľom bolo získať aktuálne údaje pre: (1) Atlas cicavcov Slovenska; (2) stanovenie priaznivého stavu druhu; (3) prípadné korekcie referenčného areálu druhu – zaslaného Európskej komisii v zmysle článku 17 smernice o biotopoch (reporting) (obr. 1).



Obr. 1 Rozšírenie vydry riečnej na Slovensku v rokoch 1994-2001 (podľa Urban & Kadlečík 2001)
Fig. 1 Otter distribution in Slovakia 1974-2001 (Urban & Kadlečík 2001)

Metodika

Mapovanie sme realizovali mierne modifikovanou (upravenou) štandardnou metódou IUCN, založenou na vyhľadávaní pobytových znakov vydry (trusové a pachové značky, stopy) v rámci siete kvadrátov (Reuther et al. 2000). Keďže v našich podmienkach je zaužívané používanie kvadrátov Databanky fauny Slovenska (DFS) približne 10 × 12 km, vychádzajúcich zo stredoeurópskej siete, založenej na zemepisných súradniciach vymedzujúcich mapové polia (kvadráty), mapovali sme v rámci týchto kvadrátov a nie UTM štvorcov 10 × 10 km (Urban & Adamec 2007).

V každom kvadráte sme kontrolovali 4 - 6 lokalít (najčastejšie mosty, alebo iné dôležité „uzlové miesta“). Preto sme každý kvadrát rozdelili na štyri kvadranty. V každom kvadrante bola vybratá najvhodnejšia (najperspektívnejšia, najnádejnejšia) lokalita (najvhodnejší je ľahko prístupný a v teréne i na mape dobre identifikovateľný most, ale-

bo sútok s naplaveninami, kamennými, či betónovými šikmými brehmi) a priľahlé 150 metrové úseky toku a oboch brehov nad a pod touto lokalitou (celý skontrolovaný úsek mal 300 m). Na danom 300 m úseku sme zisťovali prezenciu, alebo absenciu pobytových znakov vydry (stopy, trus, výlučky análnych žliaz) a vyplnili protokol o lokalite a výsledkoch mapovania (uvedený je v prílohe). V prípade nájdenia pobytového znaku vydry sme zaznamenali substrát, na ktorom bol umiestnený pobytový znak, čerstvosť trusu (modifikovanou metódou podľa Bass et al. 1984, Urban 1999, Urban & Topercer 2001) a rozmery stôp. V prípade, keď sme pobytový znak, resp. znaky vydry zistili už v prvom kvadrante daného kvadrátu, celý kvadrát bol považovaný za „pozitívny" a ostatné kvadranty sme už (v dôsledku časovej aj finančnej náročnosti) nekontrolovali.

Pokiaľ sme ani na jednej zo 4 lokalít v danom kvadráte nezistili pobytové znaky vydry, vybrali sme ďalšie 2 vhodné lokality v rámci celého kvadrátu, ktoré sme skontrolovali. V prípade negatívneho výsledku aj na týchto dvoch lokalitách sme daný kvadrát považovali za „negatívny".

Podrobnosti metodiky boli dohodnuté na workshope, konanom dňa 13. 10. 2007 vo Zvolene, v rámci konferencie Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku. Počas mapovania bolo potrebné skontrolovať všetkých 430 kvadrátov DFS, nachádzajúcich sa na území Slovenska.

Overovanie metodiky prebehlo v mesiacoch september – október 2007 (pozrite napr. Urban 2007, 2008a, b, c). Mapovanie realizovali od októbra 2007 do apríla 2008 najmä zamestnanci (zoológovia a strážcovia) Štátnej ochrany prírody SR, pedagógovia a študenti Katedry biológie a ekológie Fakulty prírodných vied Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici a niektorí ďalší odborníci. Keďže na mapovanie neboli vyčlenené finančné prostriedky, zabezpečovali ho popri iných prácach v teréne a v rámci monitoringu ČMS BIOTA.

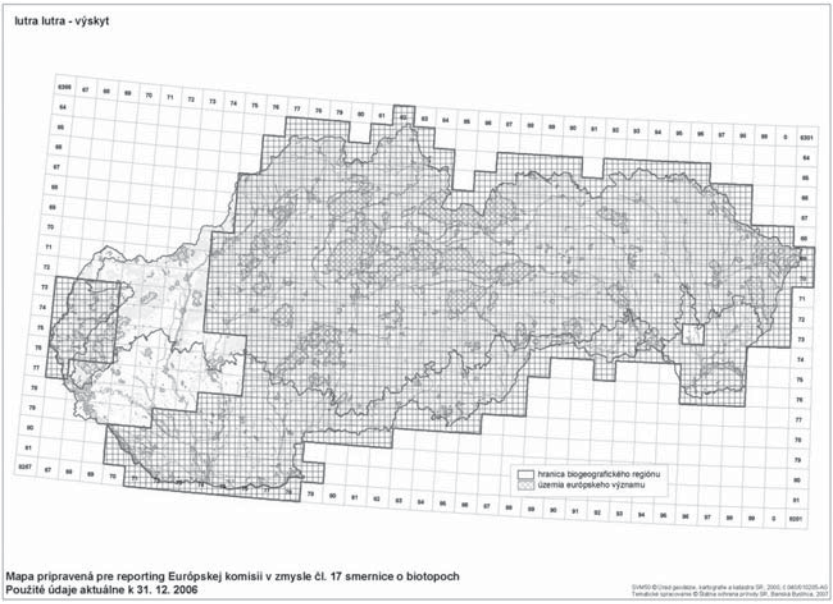
Výsledky

Mapovanie sa nám (vzhľadom na viaceré skutočnosti) napokon podarilo uskutočniť v 275 kvadrátoch Databanky fauny Slovenska (64,1 % zo všetkých 429 kvadrátov na území Slovenska) a zapojilo sa do neho 42 mapovateľov. Pozitívnych bolo 259 kvadrátov (94,2 % zo skontrolovaných, resp. 60,4 % zo všetkých kvadrátov) a v 16 kvadrátoch (5,8 % zo skontrolovaných, resp. 3,7 % zo všetkých kvadrátov) sme nezaznamenali pobytové znaky vydry riečnej (obr. 3).

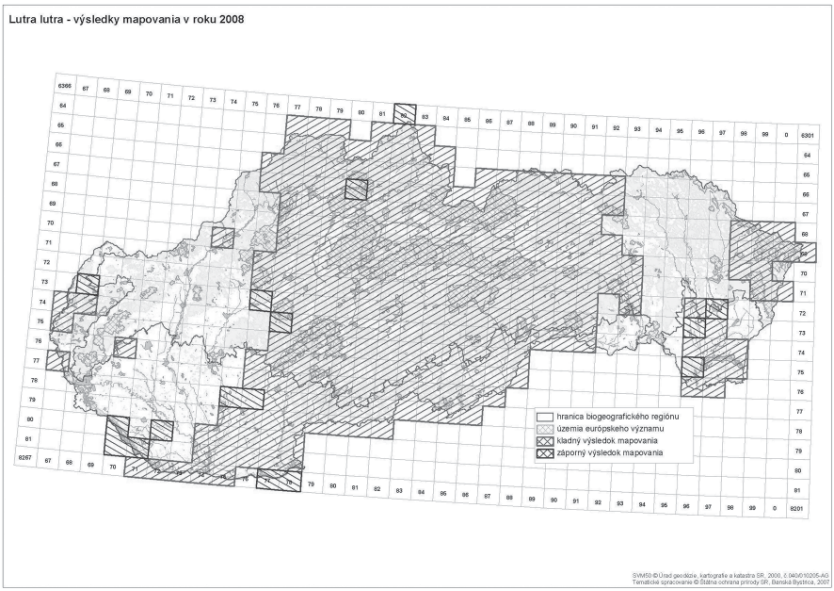
Pobytové znaky vydry neboli zisťované najmä v severnej časti východného Slovenska, v horných častiach povodí Topľa, Ondava, Laborec, ako aj na západnom Slovensku, v stredných častiach povodí riek Váh a Nitra, prípadne na tokoch Morava a Malý Dunaj.

Vydra sa na Slovensku v súčasnosti vyskytuje v celých povodiach riek Hron, Ipeľ, Slaná, Hnilec, Hornád, Poprad a Dunajec. Jej pobytové znaky boli zistené v horných častiach povodí Váhu, s prítokmi Kysuca, Turiec, Orava, Rajčianka; Nitry; Torysy; Cirochy. Fragmentárne sme jej výskyt zaznamenali na tokoch Morava, Bodrog a Latorica.

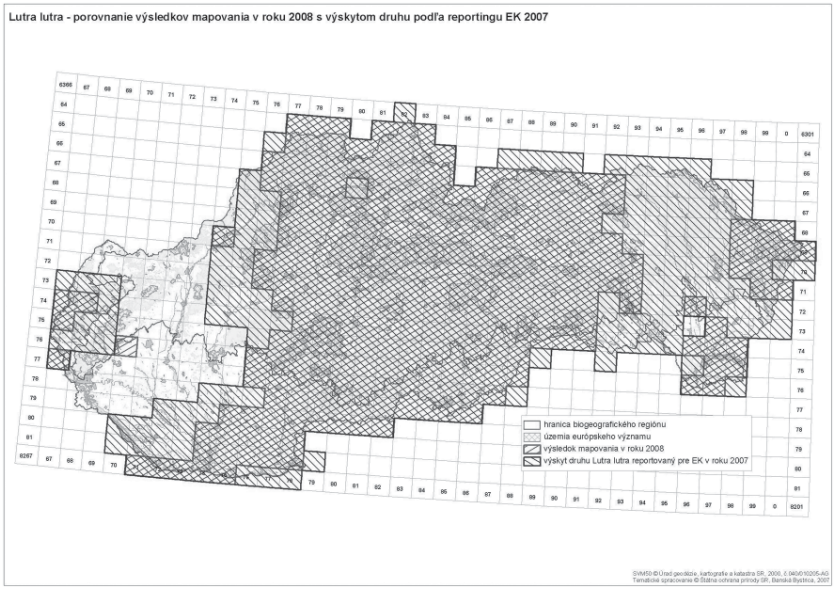
Z porovnania výsledkov mapovania vydry s referenčným areálom tohto druhu (obr. 4) vyplýva, že počet pozitívnych kvadrátov je nižší vo výsledkoch nášho mapovania, čo do značnej miery podmienila skutočnosť, že táto aktivita neprebehla na celom území Slovenska. Takmer úplné prekrytie máp je na strednom Slovensku, kde počas mapovania bol zistený len jeden negatívny kvadrát (6780).



Obr. 2 Referenčný areál pre potreby reportingu
Fig. 2 Reference otter range used for reporting



Obr. 3 Výsledky celoslovenského mapovania vydry riečnej v zime 2007/2008
Fig. 3 Results of the Slovak national otter survey in winter 2007/2008



Obr. 4 Porovnanie výsledkov celoslovenského mapovania vydry riečnej s jej referenčným areálom pre potreby reportingu.
Fig.4 Comparison of results of the Slovak national otter survey with reference otter range used for reporting

Diskusia

Kým na mapovanie rozšírenia vydry na regionálnej, či lokálnej úrovni sa spravidla využíva metóda „pozitívnych“, alebo „negatívnych“ štvorcov (pri rôznej veľkosti štvorcov), resp. kvadrátov (napr. kvadráty DFS), alebo metóda mapovania „pozitívnych“ a „negatívnych“ tokov (Lenton et al. 1980, Foster-Turley et al. 1990), na mapovanie vydry na národnej úrovni sa osvedčila štandardná kvadrátová metóda IUCN (Reuther et al. 2000) a jej modifikácie (napr. Kučerová et al. 2001, Romanowski 2006, Poledník et al. 2007).

Výsledky mapovaní kvadrátovou metódou dokazujú, že väčšina pobytových znakov vydry (70-80 %) sa nachádza na úseku prvých 200 m, vrátane mostov, pod ktorými sa kontrola spravidla začínala (pozrite napr. Mason & Macdonald 1986, Romanowski et al. 1996). Pobytové znaky sa ľahšie hľadajú na malých tokoch, ako na riekach širších než 30 m (Romanowski et al. 1996). Výskum touto metódou sa odporúča uskutočniť na jar a na jeseň, kedy je značkovacie správanie vydry najintenzívnejšie (napr. Macdonald 1983, Kruuk 1992, 1995, 2006).

Pri kontrole 600 m úsekov v každom kvadrante 12 kvadrátov DFS (t. j. na 4 lokalitách v rámci každého kvadrátu a celkovo na 48 lokalitách) v širšej oblasti Poľany, realizovanej v rokoch 1992, 1997-1999, sa napríklad počet pozitívnych lokalít pohyboval od 18 (37,5 %) do 31 (64,6 %), pričom najväčší počet i percentické zastúpenie pozitívnych kvadrátov sme zistili v jeseni (52, t. j. 54,2 %), najnižší v lete (30, t. j. 31,2 %) pri

štatistickej nevýznamnosti sezónnych ($\chi^2_{0.05,9}$=8; p=0,5341) i medziročných rozdielov ($\chi^2_{0.05,6}$=10,17; p=0,1178) (pozrite napr. Urban 1999, Urban & Topercer 1999).

Aj vzhľadom na vyššie uvedené sme sa mapovanie rozhodli uskutočniť v jeseni a zime.

Pretože mapovanie sa realizovalo bez finančnej podpory, len v rámci iných ciest do terénu, resp. realizácie ČMS BIOTA, snažili sme sa štandardnú metódu zjednodušiť. Pri jej modifikovaní sme využili tiež výsledky mapovania rozšírenia vydry riečnej v širšej oblasti CHKO BR Poľana štandardnou metódou kontroly jednej lokality v kvadrátoch Databanky fauny Slovenska v rokoch 1992 a 1997 – 1999 (pozrite napr. Urban 1999, Urban & Topercer 1999). Preto sme po overení metodiky skrátili štandardne používaný 600 m úsek na 300 m, čo sa pri maximálnej kontrole 6 lokalít v jednom kvadráte ukázalo ako dostatočné.

Napriek tomu sa nám nepodarilo skontrolovať všetky kvadráty. Okrem skutočnosti, že mapovanie sa neuskutočnilo v rámci žiadneho projektu a bolo bez osobitného finančného krytia, to podmienili aj viaceré nepredvídané okolnosti. Napr. prechod Štátnej ochrany prírody SR z rozpočtovej organizácie Ministerstva životného prostredia SR na príspevkovú a s tým spojené „rozpočtové“ provizórium začiatkom roka 2008 (teda v čase mapovania), ako aj odchod niektorých zoológov a strážcov (pôvodne prihlásených do mapovania) z tejto organizácie.

Výsledky z celoslovenského mapovania vydry sa nedajú porovnávať s väčšinou starších informácií. Poľovnícke údaje sa týkajú predovšetkým počtu ulovených vydier v jednotlivých župách, ktoré sa na území terajšieho Slovenska nachádzali celé, alebo doň zasahovali (napr. Farský 1935, Jamnický 1995), prípadne sa venujú niektorým poľovníckym revírom (napr. Čech 1935, Lángoš 1973, Žilinec 1988) a neprinášajú informácie o distribúcii vydier na jednotlivých tokoch v rámci týchto žúp, alebo revírov. Sumarizujúce výsledky z verejnej diskusnej ankety o vydre, ktorá prebehla na stránkach časopisu Poľovníctvo a rybárstvo v roku 1963, nepriniesli súhrnné informácie o rozšírení vydry na Slovensku, ale len poznatky z tých lokalít, resp. častí tokov, odkiaľ sa ozvali jeho čitatelia (Podhraský 1964). Tieto výsledky boli prebraté aj do atlasu cicavcov Slovenska (napr. Feriancová-Masárová & Hanák 1965).

Určité celoslovenské porovnanie (hoci získané aktuálne údaje nie sú úplné) je možné napríklad s výsledkami sumarizujúcimi stav poznania rozšírenia vydry na Slovensku v deväťdesiatych rokoch (aj keď spravidla boli získavané za dlhšie obdobie než je jeden rok) (napr. Kadlečík 1992, Kadlečík & Urban 1997). Z nich vyplýva, že v súčasnosti sa vydra vyskytuje aj na niektorých stredných a dolných úsekoch tokov a povodí (napr. Hron, Žitava), na ktorých nebola pred 15 – 10 rokmi evidovaná. Pozoruhodný je tiež nález jej trusových značiek na Vláre (kvadrát 7074), kde v posledných rokoch nebol evidovaný výskyt vydry.

V okolitých krajinách (s výnimkou Ukrajiny) jestvujú výsledky z podobných (navyše opakovaných) mapovaní, ktoré boli realizované buď v kvadrátoch národnej siete S-JTSK – Česká republika (napr. Toman 1992, Kučerová et al. 2001, Poledník et al. 2007), alebo v štvorcoch 10 × 10 km – Maďarsko (napr. Kemenes 1991, Gera 2004, 2005) a Poľsko (napr. Romanowski & Brzeziński 1994, Romanowski et al. 1995, 1996, Brzeziński et al. 1996, Romanowski 2006). Z tohto pohľadu je dôležité potvrdené rozšírenie vydry vo väčšine pohraničných území, najmä v povodiach riek Morava (Česká republika, Rakúsko), Ipeľ, Slaná, Hornád, Bodrog, Latorica (Maďarsko), Poprad a Du-

najec (Poľsko), resp. v oblasti Moravsko-sliezskych Beskýd (Česká republika, Poľsko) a Polonín (Poľsko, Ukrajina). V nich je potrebné sledovať vydru aj v rámci spoločných cezhraničných akcií (pozrite napr. Urban & Urbanová 2008).

Aj preto je potrebné na Slovensku v čo najkratšom čase mapovanie zopakovať, tentokrát s osobitne vyčlenenými finančnými prostriedkami na jeho realizáciu, ktoré by mal realizovať menší tím ľudí. Pozornosť je potrebné sústrediť aj na reálne i potenciálne šírenie sa vydry a prepájanie jej populácie, vrátane okolitých krajín, ako aj na zisťovanie početnosti vydry v rámci celého Slovenska, resp. v jeho vybraných regiónoch, napr. vybraných veľkoplošných chránených územiach, alebo v reprezentatívnych kvadrátoch (pozrite napr. Poledník et al. 2007). Výsledky analýz mikrosatelitovej DNA totiž okrem iného potvrdili, že v slovenskej populácii vydry došlo k „bottlenecku" (tzv. efektu hrdla fľaše), pričom k najvýraznejšiemu poklesu došlo pravdepodobne v rokoch 1970-1995 a početnosť vydry začala narastať až v poslednom desaťročí (Hájková et al. 2007).

Poďakovanie

Na mapovaní aktuálneho rozšírenia vydry v Slovenskej republike sa okrem autorov tohto príspevku podieľali: M. Ambros, Z. Argalášová, J. Babic, Cs. Balázs, M. Balla, M. Boďová, A. Fekete, T. Flajs, M. Gálffyová, R. Gális, B. Hájek, M. Hajtó, M. Hatala, V. Hrúz, V. Kacerová, M. Kalaš, V. Karola, M. Kiska, J. Kormančík, J. Ksiažek, M. Lehocký, J. Lengyel, J. Májsky, M. Matiaš, J. Mihalčák, S. Miňová, V. Mucha, P. Muránsky, Z. Pánisová, Š. Pčola, T. Pšenák, J. Radúch, A. Szabóová, V. Slobodník, J. Šrámková, J. Tomeček, M. Uhrin, E. Urbanová, I. Valach, I. Vincze, M. Vlasáková. Všetkým aj touto formou veľmi pekne ďakujeme za spoluprácu.

Okrem toho sme úprimnou vďakou zaviazaní najmä kolegom zo ŠOP SR Banská Bystrica, P. Pastorekovi za prípravu stránky a mapových podkladov; B. Hájekovi za pomoc pri úpravách metodiky; J. Kadlečíkovi za pomoc pri riešení metodických problémov, ako aj za spoluprácu pri organizácii spočítania vydier a sústavnú podporu, J. Topercerovi (BZ UK Blatnica) za pomoc pri štatistickom vyhodnocovaní výsledkov overovania metodiky a Z. Kadlečíkovej za pomoc pri finalizácii rukopisu. Kontrola niektorých lokalít v povodí Hrona a Rajčianky bola realizovaná v rámci Projektu VEGA č. 1/0836/08. Grantovej agentúre aj touto formou ďakujeme za podporu.

Literatúra

Bass N., Jenkins D. & Rothery P. 1984: Ecology of otters in northern Scotland. V. The distribution of otter (*Lutra lutra*) faeces in relation to bankside vegetation on the river Dee in summer 1981. — Journal of Applied Ecology 21: 507-513.

Brzeziński M., Romanowski J., Cygan J. P. & Pabin B. 1996: Otter *Lutra lutra* distribution in Poland. — Acta Theriologica 41 (2): 113-126.

Čech C. 1935: Slovenský Meder. — Pp. 410-412. In: Čech C., Vodička F. & Záborský V. (eds.): Naša zverina. Vydavateľstvo Academia, Bratislava, 559 pp.

Farský O. 1935: Hodnota a význam naší myslivosti. — Československá myslivecká jednota, Knihovna Stráže myslivosti, Brno, 130 pp.

Feriancová-Masárová Z. & Hanák V. 1965: Stavovce Slovenska 4. Cicavce. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 331 pp.

Foster-Turley P., Macdonald S. & Mason Ch. 1990: Otters. An Action Plan for their

Conservation. — IUCN, Gland, 126 pp.
Gera P. 2004: Otterbook. Summary report on Finished otter protection programmes of the Organisation on the Foundation for Otters between 1995–2004 in Hungary. —Foundation for Otters Hungary, Budapest, 40 pp.
Gera P. 2005: Summary report on the results of the population survey of the Otter (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) carried out in Hungary, between March 2004 and June 2005. — Foundation for Otters, 16 pp.
Hájková P., Pertoldi C., Zemanová B., Roche K., Hájek B., Bryja J. & Zima J. 2007: Genetic structure and evidence for recent population decline in Eurasian otter populations in the Czech and Slovak Republics: implicatuions for conservation. — Journal of Zoology 272: 1-9.
Jamnický J. 1995: Lov vydry riečnej (*Lutra lutra* L.) na Slovensku pred sto rokmi. — Folia Venatoria (Poľovnícky zborník, Myslivecký sborník), 25: 189-194.
Kadlečík J. 1992: Rozšírenie vydry riečnej (*Lutra lutra* L., 1758) na Slovensku – súčasný stav poznania. — Bulletin Vydra 3: 54-59.
Kadlečík J. & Urban P. 1997: Vydra riečna (*Lutra lutra* L.) na Slovensku a jej ochrana. —Folia Venatoria (Poľovnícky zborník, Myslivecký sborník) 26-27: 87-105.
Kemenes I. 1991: Otter distribution, status and conservation problems in Hungary. — IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 6: 20-23
Kruuk H. 1992: Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signalling the use of resources. — Behavioral Ecology 3: 133-140.
Kruuk H. 1995: Wild otters. Predation and population. — Oxford university press, Oxford, New York, Tokyo, 290 pp.
Kruuk H. 2006: Otters: ecology, behaviour and conservation. — Oxford University Press, 265 pp.
Kučerová M., Roche K. & Toman A. 2001: Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra*) v České republice. — Bulletin Vydra 11: 37-39.
Lángoš Š. 1973: Lesné hospodárstvo na veľkostatku Coburg - Jelšava. — Zborník lesníckeho, drevárskeho a poľovníckeho múzea, (Antol), 7: 109-147.
Lenton E. J., Chanin P. R. F. & Jefferies D. J. 1980: Otter Survey of England 1977-79. — Nature Conservation Council, London, 75 pp.
Macdonald S. M. 1983: Some factors affecting the distribution of otters (*Lutra lutra*). —Mammal review, 13: 1-10.
Mason C. F. & Macdonald S. M. 1986: Otters, conservation and ecology. — Cambridge University Press, 236 pp.
Podhradský V. 1964: Na záver ankety o výskyte vydry na Slovensku. — Poľovníctvo a rybárstvo, 16: 15-16.
Poledník L., Poledníková K. & Hlaváč V. 2007: Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra*) v České republice v roce 2006. — Bulletin Vydra 14: 4-6.
Poledník L., Poledníková K., Hlaváč V. & Beran V. 2007: Zimní sčítání vyder na šesti místech České republiky v letech 2005 a 2006. — Bulletin Vydra 14: 11-21.
Reuther C., Dolch D., Green R., Jahrl J., Jefferies D., Krekemeyer A., Kucerova M., Madsen A. B., Romanowski J., Roche K., Ruiz-Olmo J., Teubner J. & Trindade A. 2000: Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*): Guidelines and evaluation of the standard method for surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter-

Specialist Group. — Habitat 12, Hankensbüttel, Germany, 148 pp.
Romanowski J. 2006: Monitoring of the Otter recolonisation of Poland. — Hystrix It. J. Mamm. (n.s.) 17 (1): 37-46.
Romanowski J. & Brzeziński M. 1994: Otter news from Poland. — IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 9: 11-13.
Romanowski J., Brzeziński M. & Cygan J. P. 1995: Otter in Poland: Research and protection. — Pp. 71-73. In: Urban P. & Baláž D. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku. SAŽP-centrum, Banská Bystrica, Slovakiaprint, Zvolen, 157 pp.
Romanowski J., Brzeziński M. & Cygan J. P. 1996: Notes on the technique of otter field survey. — Acta Theriologica 41 (2): 199-204.
Toman A. 1992: První výsledky „Akce Vydra". — Bulletin Vydra 3: 3-8.
Urban P. 1999: K ekológii vydry riečnej *(Lutra lutra L.)* na Slovensku. — Dizertačná práca. Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Zvolen, 104 pp. (msc.).
Urban P. 2007: Vydra riečna (*Lutra lutra* L.) v povodí horného Hrona. — Pp. 124-137. In: Hronček P. & Maliniak P. (eds.): Krajina, história a tradície čipkárskych obcí Horehronia. Ústav vedy a výskumu Univerzity Mateja Bela, Banská Bystrica, 308 pp.
Urban P. 2008a: Vydra riečna v okrese Levice. — Rosalia 19 (in press.).
urban P. 2008b: Rozšírenie vydry riečnej (*Lutra lutra* L.) v Krupinskej planine a Ipeľskej kotline – overovanie metodiky celoslovenského mapovania. — Pp. 139-144. In: Urban P. & Uhrin M. (eds.): Príroda Príbeliec a širšieho okolia Mikroregiónu Východný Hont. Zborník referátov zo seminára (23.–24. 11. 2007). Obec Príbelce, 132 pp.
Urban P. 2008c: Overovanie metodiky celoslovenského mapovania vydry riečnej (*Lutra lutra*) vo vybraných regiónoch Slovenska. Folia faunistica Slovaca, 2008, 13 (11): 71-78
Urban P. & Adamec M. 2007: Mapovanie vydry riečnej *(Lutra lutra L.)* na Slovensku. —Chránené územia Slovenska 73: 23–24.
Urban P. & Kadlečík J. 2001: Program záchrany chráneného ohrozeného druhu vydra riečna *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). — ŠOP SR, Banská Bystrica, 20 pp. (msc.).
Urban P. & Topercer J. 1999: Rozšírenie, početnosť a životné podmienky vydry riečnej v širšej oblasti Poľany. — Ochrana prírody 17: 189-208.
Urban P. & Topercer J. 2001: K značkovaciemu správaniu vydry riečnej *(Lutra lutra L.)* na strednom Slovensku. — Folia venatoria (Poľovnícky zborník, Myslivecký sborník) 30–31: 207–224.
Urban P. & Urbanová E: 2008. Poznámky k výskytu vydry riečnej v Ramsarskej lokalite Poiplie a jej okolí. — Bulletin Vydra 15 (in press.).
Žiak D. & Urban P. 2001: Červený (ekosozologický) zoznam cicavcov (Mammalia) Slovenska. — Pp. 154-156. In: Baláž D., Marhold K. & Urban P. (eds.): Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, 20 (Suppl.), 160 pp.
Žilinec M. 1988: Zhodnotenie lovu zveri na Görgeyovskom veľkostatku v Toporci v rokoch 1874 až 1922. — Folia venatoria 18: 241 – 259.

Výzkum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII, 2007: 230 - 244

ZISTENIE MIENKY VEREJNOSTI A NAVRHNUTIE MANAŽMENTOVÝCH OPATRENÍ PRE VEĽKÉ ŠELMY NA SLOVENSKU

AN INVESTIGATION OF PUBLIC ATTITUDES TOWARD SLOVAKIAN LARGE CARNIVORS AND THEIR MANAGEMENT PROPOSION IN SLOVAKIA

Peter Užík [1] & Marcela Adamcová – Kocianová [2]

[1] Družstevná 465/41, SK- 059 38 Štrba; e-mail: funi@pobox.sk
[2] Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, SK-974 01 Banská Bystrica; e-mail: adamcova@fpv.umb.sk

Abstract

The thesis submitted deals with the investigation of public attitudes toward large carnivores in Slovakia. The thesis analyses opinions of professional and laic public in the sphere of conservation, concern and legislative of brown bear, wolf and Eurasian lynx. The thesis moreover focuses on creating refinement options for large carnivores' management in Slovakia.

Key words: nature and landscape protection, management, brown bear, wolf, Eurasian lynx, public opinion

Úvod

Životný štýl ľudí čoraz viac zasahuje svojimi činnosťami do prirodzených biotopov rastlín a živočíchov. Rozrastajú sa mestá, zvyšuje sa hustota premávky na pozemných komunikáciách, pribúda turistických stredísk atď. Toto všetko má negatívny dopad na prirodzený spôsob života divých zvierat, ktoré takto prichádzajú o svoje teritóriá, zdroje potravy, pokoj. Problematika stretu človeka s živočíchmi na hranici prírodného a urbanistického prostredia sa pre človeka stáva aktuálnou najmä vtedy, keď mu hrozí nebezpečenstvo, alebo sú mu páchané škody na majetku. A toto je prípad veľkých šeliem na Slovensku. Tieto na rozdiel od mnohých iných živočíchov, ktoré sa pohybujú v blízkosti ľudských obydlí, svojou veľkosťou a silou často u ľudí vzbudzujú strach, čo má za následok, že sa ich prítomnosťou človek cíti byť ohrozený. Cieľom je skúmať skutočnosť v tejto otázke a snažiť sa nájsť cestu pokojného spolužitia človeka so šelmami, ktorí sa o svoje územie delia už od nepamäti.

Preto je táto práce venovaná zisťovaniu mienky vybraných skupín verejnosti na veľké šelmy (medveď hnedý, vlk dravý a rys ostrovid) na Slovensku. Zachytené sú

názory odbornej aj laickej verejnosti v oblasti biológie, ochrany, starostlivosti a legislatívy týchto šeliem.

Materiál a metodika

Nástrojom zisťovania postojov verejnosti bol neštandardizovaný pôvodný dotazník, ktorý vychádzal z dotazníka Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et al. 2005) použitého pri prieskume názorov verejnosti na veľké šelmy (medveď, rys, vlk) na Slovensku. Na získanie relevantných dát sme vytvorili 65 položiek dotazníka, ktoré boli rozdelené do šiestich tematických celkov. Tieto celky zároveň prestavujú aj ciele prieskumu:

I. celkový vzťah respondentov k veľkým šelmám,
II. úroveň vedomostí respondentov o veľkých šelmách,
III. názor respondentov na manažment veľkých šeliem na Slovensku,
IV. formovanie získaných znalostí, záujem o ďalšie poznatky a spôsob ich získania,
V. osobné skúsenosti respondentov s veľkými šelmami,
VI. osobné údaje respondentov (pohlavie, vek, zamestnanie, dosiahnuté vzdelanie atď.).

Výber a charakteristika skupiny respondentov

Prieskum verejnej mienky na veľké šelmy Slovenska sa uskutočnil v máji až októbri 2007. Respondenti zahŕňali čo najväčšiu reprezentatívnosť týkajúcu sa veku, vzdelania a miesta bydliska v rámci Slovenska. Okrem laickej verejnosti boli respondentmi aj poľovníci, chovatelia hospodárskych zvierat a včiel a iné dotknuté skupiny. Dotazníky boli distribuované najmä roznáškou, menšia časť prostredníctvom emailu. Medzi väčšie skupiny respondentov patria študenti Strednej lesníckej školy J. D. Matejovie v Liptovskom Hrádku a lesníci, ktorý sú pomerne často zároveň aj poľovníkmi prípadne chovateľmi hospodárskych zvierat. Na túto skupinu ľudí je potrebné sa zamerať čo najviac, pretože má úzky vzťah s veľkými šelmami a zohráva jednu z kľúčových úloh pri ovplyvňovaní ich manažmentu.

Interpretácia výsledkov

Tlačeným dotazníkom bolo oslovených cca 150 respondentov, z toho sa bola pomerne veľká návratnosť – 93 dotazníkov (62%). Prostredníctvom emailu bolo rozoslaných cca 90 kópií dotazníka a návratnosť bola iba 30% (27 dotazníkov). Vyplýva z toho, že osobný kontakt je pre takúto formu zisťovania verejnej mienky lepší. Spolu bolo zozbieraných 120 vyplnených dotazníkov.

Výsledky

Štruktúra respondentov

Z celkového počtu respondentov (120) uviedlo svoj pohlavie 115 opýtaných – z toho bolo 58,2% mužov a 41,7% žien.

Podľa veku tvoria najväčšiu časť opýtaných 3 kategórie: vo veku od 21 do 35 rokov (35,9%), od 16 do 20 rokov (29,9%) a v rozmedzí 36 až 50 rokov (17,1%) opýtaných. Medzi 51 a 60 rokmi je 8,5% a nad 60 rokov 5,1% opýtaných. Najnižšie zastúpenie mala veková skupina od 12 do 15 rokov (3,4%).

Najviac respondentov má ukončené stredoškolské vzdelanie (44,0%), nasleduje skupina so základným vzdelaním (30,2%). Zastúpenie tejto skupiny je veľké, lebo

pomerne veľká časť opýtaných boli študenti stredných škôl. Najmenej respondentov ukončilo vysokoškolské vzdelanie (25,9%).

Pri rozlíšení respondentov podľa zamestnania tvoria dve najväčšie skupiny študenti stredných a vysokých škôl (41,5%) a zamestnanci iných rezortov (24,6%). Vo väčšej miere sú ešte zastúpení učitelia, lesníci a hotelový zamestnanci.

Viac ako polovica opýtaných nie sú chovateľmi hospodárskych zvierat (58,3%), iné ako uvedené druhy dobytka chová 12,6% opýtaných. Nasledujú chovatelia ošípaných, oviec a kôz, hovädzieho dobytka a na záver koní. Niektorí opýtaní boli chovateľmi viacerých druhov dobytka.

Viac ako polovica respondentov žije na vidieku (65,3%). Štyria uviedli, že žijú prechodne v meste a na vidieku. 34,7% opýtaných žije v meste.

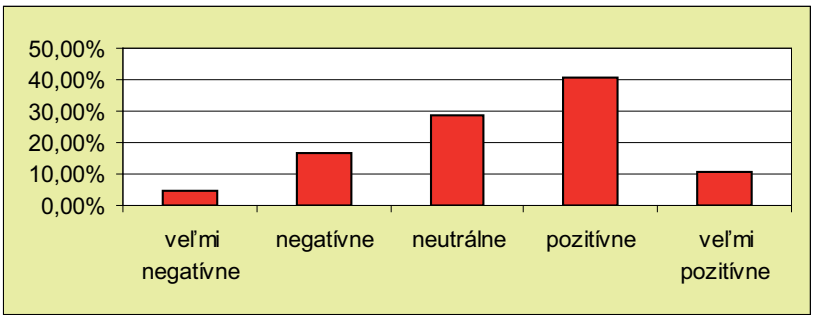
Najviac respondentov bolo z popradského okresu (39%) a z okresu Liptovský Mikuláš (12,7%).

Výsledky prieskumu postojov verejnosti

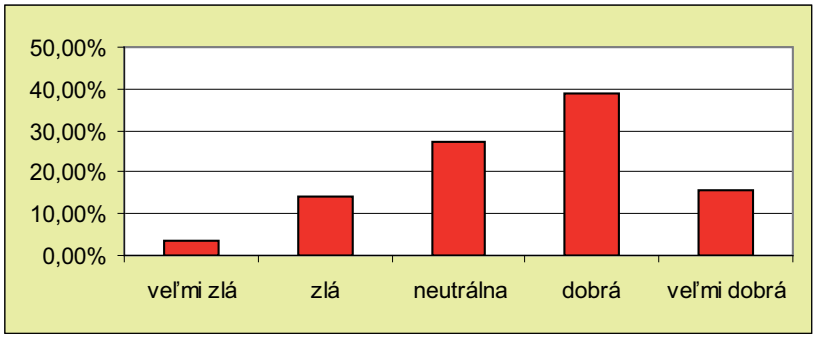
Kvôli rozsahu uvádzame iba výsledky významovo najdôležitejších otázok.

Aké sú Vaše pocity k veľkým šelmám?

Podľa očakávaní má pozitívny a veľmi pozitívny vzťah k veľkým šelmám najväčšia časť (spolu 51,5 %) opýtaných (obr. 4). Negatívne alebo veľmi negatívne pocity k veľkým šelmám ako aj názor, že prítomnosť týchto šeliem na Slovensku je zlá mali najmä respondenti vo veku nad 50 rokov (obr. 4, 5).



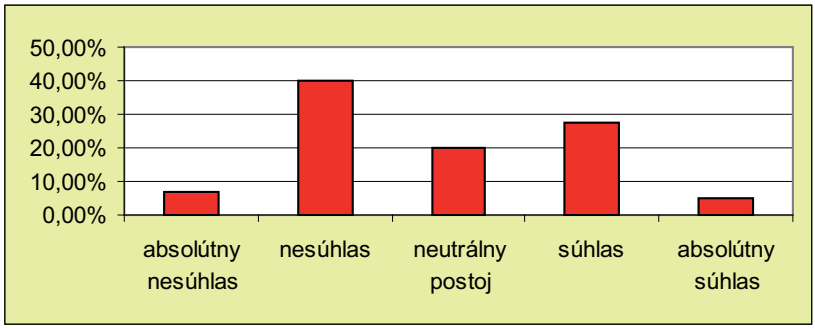
Obr. 4 Aké sú Vaše pocity k veľkým šelmám?
Fig. 4 What are your feelings toward large carnivores?



Obr. 5 Názor na prítomnosť veľkých šeliem na Slovensku
Fig. 5 Opinion toward occurrence of large carnivores in Slovakia

Veľké šelmy spôsobujú na Slovensku veľké škody

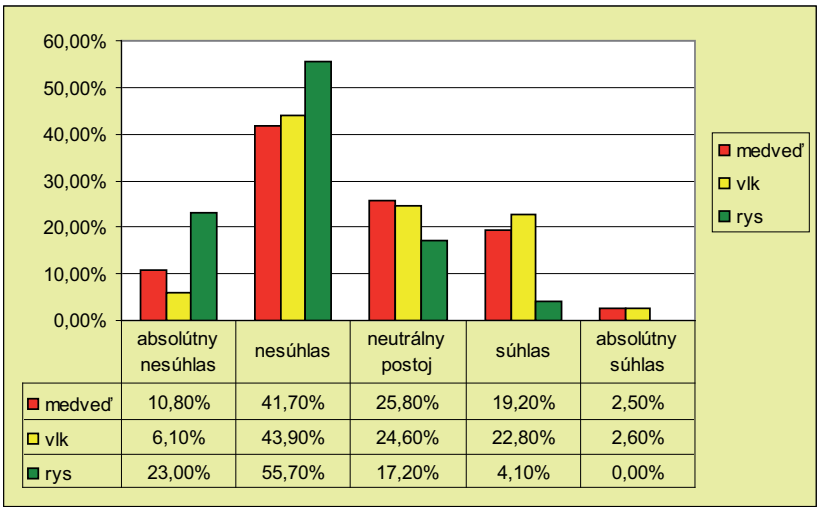
Väčšina respondentov lesníckeho zamerania (študenti lesníctva, lesníci, poľovníci) si myslí, že veľké šelmy spôsobujú veľké škody (obr. 6).



Obr. 6 Veľké šelmy spôsobujú na Slovensku veľké škody
Fig. 6 Large carnivors cause a lot of damage in Slovakia

Ulovia šelmy veľké množstvo hospodárskych zvierat?

S tvrdením, že medvede, vlky alebo rysy ulovia každoročne veľké množstvo hospodárskych zvierat sa väčšina respondentov nestotožňuje (obr. 7).



	absolútny nesúhlas	nesúhlas	neutrálny postoj	súhlas	absolútny súhlas
medveď	10,80%	41,70%	25,80%	19,20%	2,50%
vlk	6,10%	43,90%	24,60%	22,80%	2,60%
rys	23,00%	55,70%	17,20%	4,10%	0,00%

Obr. 7 Ulovia šelmy veľké množstvo hospodárskych zvierat?
Fig. 7 Do large carnivores kill a lot of livestock?

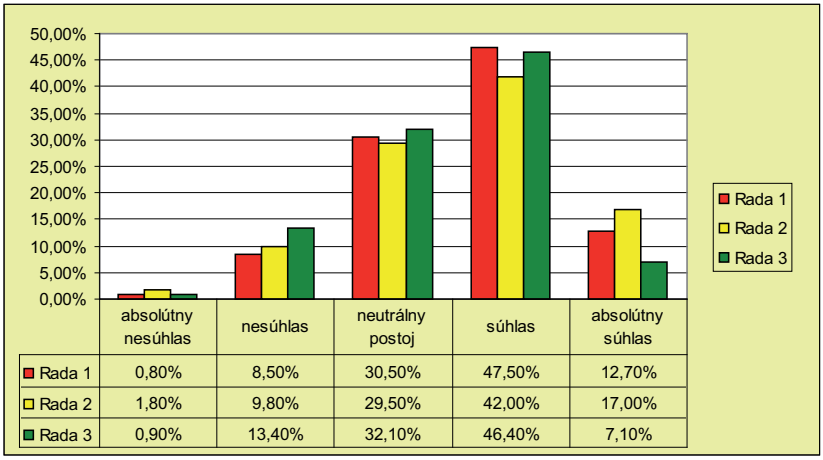
Názor respondentov na nahrádzanie škôd spôsobených veľkými šelmami

Podľa očakávaní všetci opýtaní pastieri a chovatelia boli zato, aby sa vyplácali všetky náhrady za škody na hospodárskych zvieratách spôsobené veľkými šelmami (obr. 8, Rada 1).

Zaujímavé je, že podľa výsledkov (obr. 8, rada 1 a 2) verejnosť priveľmi neprihliada na skutočnosť či poškodení chovatelia dobytka urobili ochranné zabezpečenia proti šelmám alebo nie. Pri porovnaní týchto dvoch otázok sa výsledky líšia len veľmi málo.

- obr. 8, Rada 1: vyplácanie náhrad za všetky škody na hospodárskych zvieratách spôsobených veľkými šelmami
- obr. 8, Rada 2: vyplácanie náhrad iba tým chovateľom, ktorí sa pokúšajú ochrániť svoj majetok
- obr. 8, Rada 3: vyplácanie náhrad za škody na majetku spôsobené medveďom

Všeobecne prevláda názor, že škody by nahrádzané byť mali.

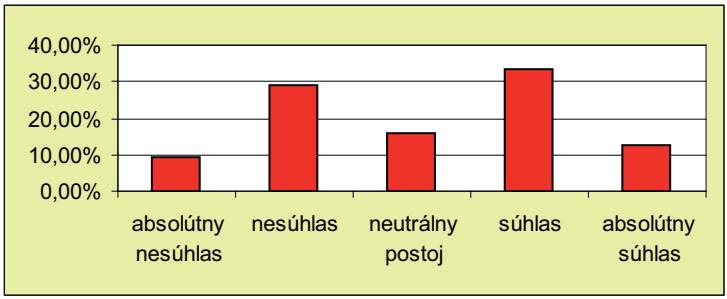


	absolútny nesúhlas	nesúhlas	neutrálny postoj	súhlas	absolútny súhlas
Rada 1	0,80%	8,50%	30,50%	47,50%	12,70%
Rada 2	1,80%	9,80%	29,50%	42,00%	17,00%
Rada 3	0,90%	13,40%	32,10%	46,40%	7,10%

Obr. 8 Názor respondentov na nahrádzanie škôd spôsobených veľkými šelmami
Fig. 8 Opinion toward compensation of damage caused by large carnivores

Mal by som strach ísť do lesa ak by tam boli veľké šelmy?

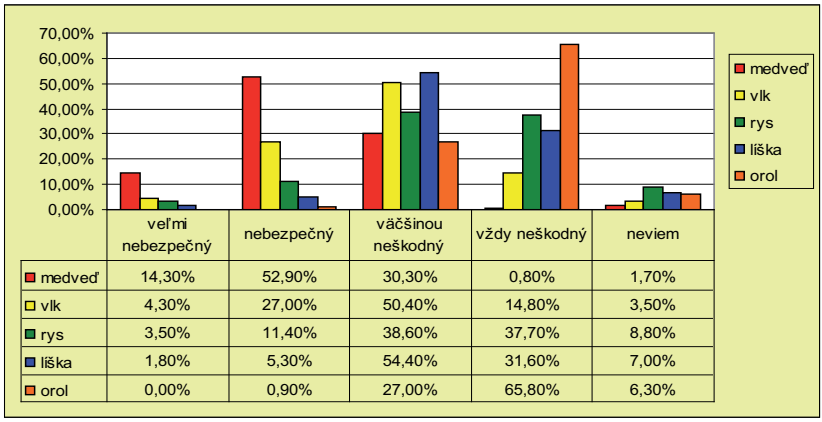
Obr. 9 hodnotí, či majú ľudia strach z veľkých šeliem. 46% respondentov (najmä ženy) uviedlo, že z nich strach má (súhlas aj absolútny súhlas). Väčšina z nich uviedla, že by nevedeli ako reagovať pri stretnutí, prípadne by spanikárili alebo konali nesprávne. 38,3% respondentov (najmä muži) zo šeliem strach nemá (nesúhlas aj absolútny nesúhlas). Reakcie na stretnutie so šelmou, ktoré uviedli boli omnoho prijateľnejšie (napr. potichu a pomaly sa vzdialim, podľa okolností atď.).



Obr. 9 Mal by som strach ísť do lesa ak by tam boli veľké šelmy
Fig. 9 I would be afraid to go into the forest if there are bears, wolves or lynx

Nebezpečnosť šeliem podľa respondentov

Spolu až 67% opýtaných (najmä pastieri a študenti) si myslí, že nebezpečný alebo veľmi nebezpečný je medveď (obr. 10).



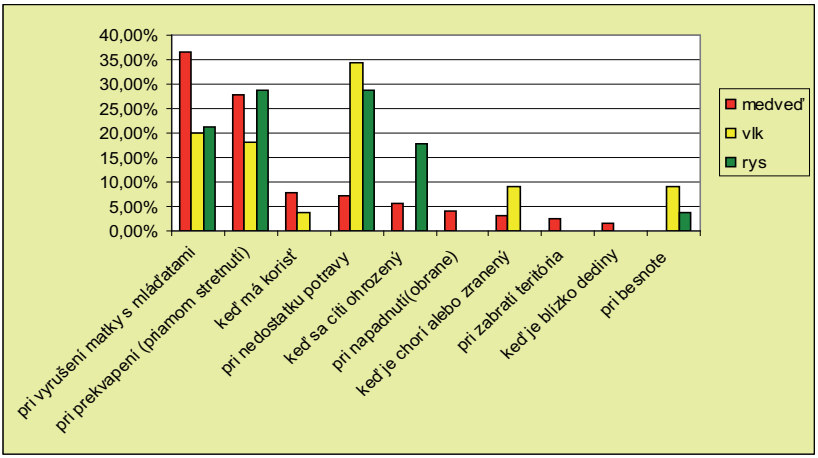
	veľmi nebezpečný	nebezpečný	väčšinou neškodný	vždy neškodný	neviem
medveď	14,30%	52,90%	30,30%	0,80%	1,70%
vlk	4,30%	27,00%	50,40%	14,80%	3,50%
rys	3,50%	11,40%	38,60%	37,70%	8,80%
líška	1,80%	5,30%	54,40%	31,60%	7,00%
orol	0,00%	0,90%	27,00%	65,80%	6,30%

Obr. 10 Nebezpečnosť šeliem podľa respondentov

Fig. 10 Are large carnivores dangerous to human?

V akých situáciách sú šelmy nebezpečné?

Respondenti uviedli situácie, kedy môže byť medveď, vlk alebo rys nebezpečný. Obr. 11 poskytuje prehľad týchto situácií. Respondenti si správne myslia, že šelmy sú nebezpečné najmä pri vyrušení matky s mláďatami a pri priamom stretnutí – tvrdili to najmä lesnícky zameraní respondenti a ľudia žijúci na vidieku. Respondenti ďalej uvádzali, že aj kvôli pocitu ohrozenia alebo nedostatku potravy sú šelmy tiež nebezpečné. Tieto štyri situácie boli uvádzané najčastejšie.

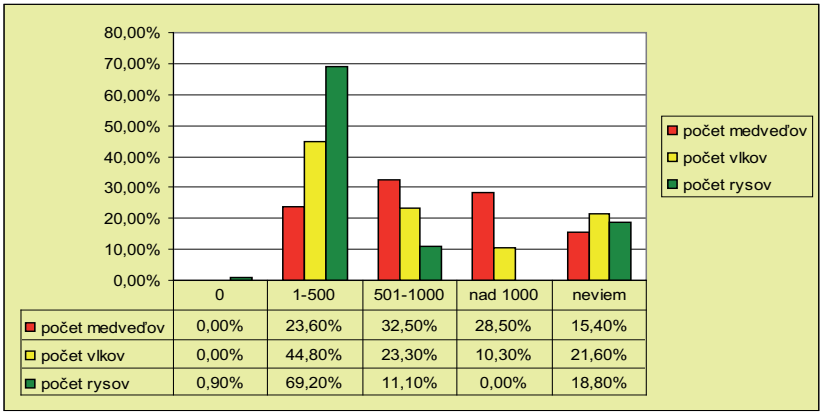


Obr. 11 V akých situáciách sú šelmy nebezpečné?

Fig. 11 In what situations are bears, wolves and lynx dangerous?

Početnosť šeliem na Slovensku

Najväčšia časť respondentov (32,5%) odhaduje početnosť medveďa na Slovensku na 501 – 1000 (obr. 12) . Je zaujímavé, že 75% lesnícky zameranej skupiny respondentov uvádza počet nad 1000. Títo sa zrejme riadia skôr poľovníckou štatistikou, ktorá stanovila počet medveďov na 1318 (2003). Počet medveďov, vlkov a rysov nepoznali najmä respondenti starší ako 50 rokov.

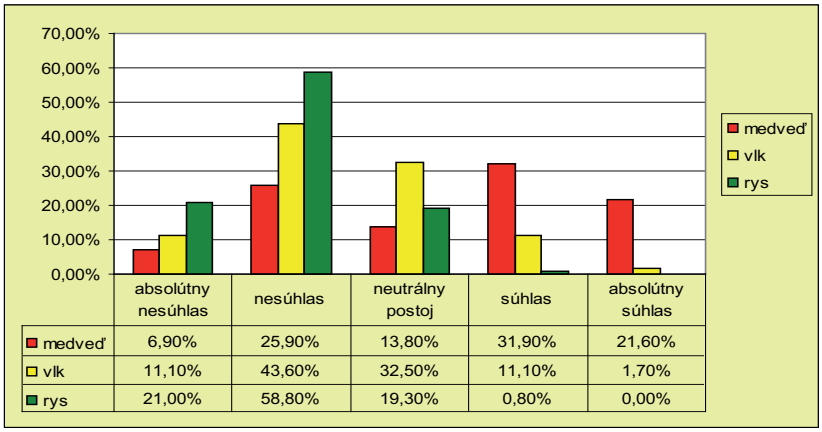


	0	1-500	501-1000	nad 1000	neviem
počet medveďov	0,00%	23,60%	32,50%	28,50%	15,40%
počet vlkov	0,00%	44,80%	23,30%	10,30%	21,60%
počet rysov	0,90%	69,20%	11,10%	0,00%	18,80%

Obr. 12 Početnosť šeliem na Slovensku
Fig. 12 Number of large carnivores in Slovakia

Sú veľké šelmy na Slovensku premnožené?

Názor, že počet medveďov nepresahuje únosnú kapacitu prostredia vyjadrilo spolu 32% respondentov (obr. 13). Až 53,5% opýtaných (98% lesnícky orientovaných, väčšina z vidieka s vysokým výskytom šeliem – okres Poprad a Liptovský Mikuláš) si myslí, že medvede sú premnožené.

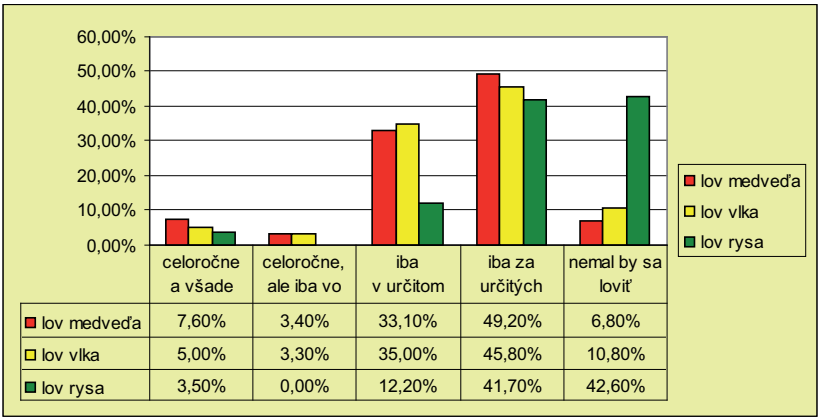


	absolútny nesúhlas	nesúhlas	neutrálny postoj	súhlas	absolútny súhlas
medveď	6,90%	25,90%	13,80%	31,90%	21,60%
vlk	11,10%	43,60%	32,50%	11,10%	1,70%
rys	21,00%	58,80%	19,30%	0,80%	0,00%

Obr. 13 Sú veľké šelmy na Slovensku premnožené?
Fig. 13 Is there are too many bears, wolves and lynx in Slovakia?

Názor respondentov na lov veľkých šeliem

Na otázku či by sa mal medveď, vlk a rys loviť odpovedali respondenti takto: najmenšia časť opýtaných, hlavne však poľovníci (u medveďa – 7,6%; u vlka – 5% a u rysa 3,5%) súhlasí s odlovom celoročne a všade (obr. 14). Študenti lesníctva a lesníci skôr preferujú lov v určitom čase roku (u rysa za určitých podmienok) a respondenti iných zameraní skôr zastávajú lov za určitých podmienok. Čo sa týka lovu rysa, tak takmer polovica opýtaných zastáva názor, že by sa loviť nemal.



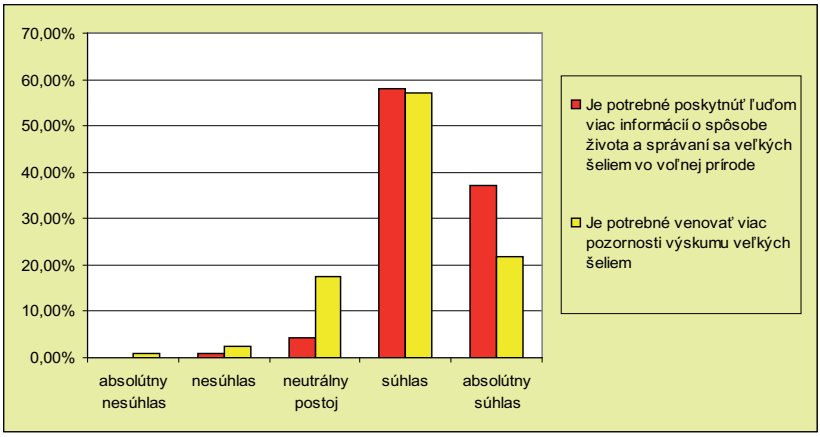
	celoročne a všade	celoročne, ale iba vo	iba v určitom	iba za určitých	nemal by sa loviť
lov medveďa	7,60%	3,40%	33,10%	49,20%	6,80%
lov vlka	5,00%	3,30%	35,00%	45,80%	10,80%
lov rysa	3,50%	0,00%	12,20%	41,70%	42,60%

Obr. 14 Názor respondentov na lov veľkých šeliem
Fig. 14 Opinion on hunting of large carnivores

Potreba informácií a výskumu

Veľká väčšina opýtaných (95%) je za zlepšenie informovanosti verejnosti (obr. 15), čo je veľmi pozitívne, pretože to pomôže vyvrátiť negatívne mýty o šelmách. Zlepšenie informovanosti tiež pomôže predchádzať zraneniam šelmami tým, že pochopíme ich správanie.

Veľká časť opýtaných (78%) by venovalo viac pozornosti pre výskum veľkých šeliem na Slovensku (obr. 15). Vysvetľuje to záujem ľudí pochopiť život šeliem. Neutrálny postoj zaujalo 17,6% respondentov, zväčša študentov.

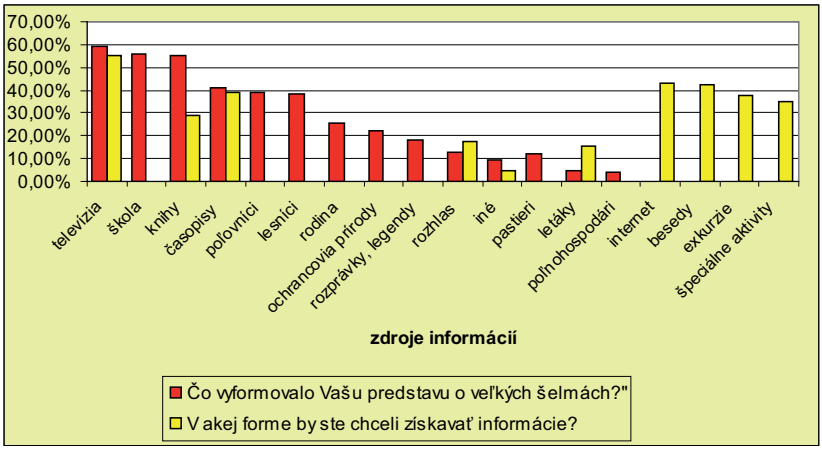


Obr. 15 Potreba informácií a výskumu
Fig. 15 Is there lack of information and research?

Zdroje informácií respondentov

Z obr. 16 je zrejmé, že predstavu o veľkých šelmách u respondentov formovala najmä televízia, škola, knihy, časopisy, poľovníci, lesníci, rodina, ochrancovia prírody, rozprávky, legendy a povery. Študenti uvádzali najmä školu a televíziu.

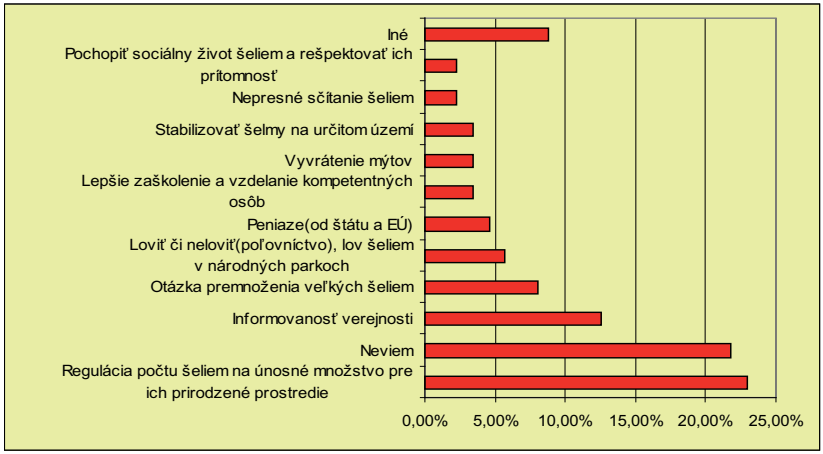
Respondenti by chceli nové informácie o šelmách získavať najmä z televízie, internetu, besied, časopisov, exkurzií, špeciálnych aktivít a kníh. Respondenti starší ako 36 rokov uvádzali formu internetu vo veľmi malej miere, preferovali skôr besedy, exkurzie, televíziu a špeciálne aktivity. Študenti by chceli získať nové informácie o šelmách najmä v podobe televízie a exkurzií. Veľmi zaujímavé je, že ani jeden respondent nechce nové informácie získavať v škole.



Obr. 16 Zdroje informácií respondentov
Fig. 16 Sources of information

Čo je podľa Vášho názoru najdôležitejšia otázka manažmentu veľkých šeliem na Slovensku?

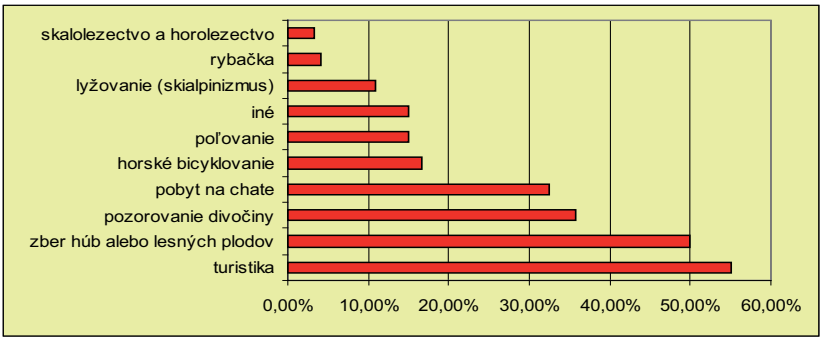
Za najdôležitejšiu otázku manažmentu šeliem je podľa 23,0% respondentov otázka regulácie počtu šeliem na únosné množstvo pre ich prirodzené prostredie (obr. 17). Túto odpoveď uvádzali najmä lesnícky zameraní respondenti. 21,8% respondentov (väčšinou laici) nevedelo reagovať na túto otázku. Treťou najfrekventovanejšou odpoveďou je informovanosť verejnosti (12,6% opýtaných). 27,5% opýtaných na túto otázku neodpovedalo. Predpokladáme, že jej neporozumeli.



Obr. 17 Čo je podľa Vášho názoru najdôležitejšia otázka manažmentu veľkých šeliem na Slovensku?
Fig. 17 What is the most important issue concerning bear, wolf and lynx management in Slovakia?

Ktoré z nasledujúcich činností obvykle robíte v prírode?

Obr. 18 uvádza činnosti, ktoré oslovení respondenti v prírode najčastejšie robia. Lesnícky orientovaní respondenti uvádzali najmä pozorovanie divočiny, poľovanie a zber húb a plodov. Všeobecne sa respondenti najčastejšie venujú turistike a zberu húb a plodov.



Obr. 18 Ktoré z nasledujúcich činností obvykle robíte v prírode?
Fig. 18 Which of the following activities you usually do in nature?

Ako by ste reagovali, keby ste uvideli medveďa, vlka alebo rysa?

Z celkového počtu približne 21,4% respondentov nevie ako by reagovali keby uvideli alebo stretli medveďa, vlka alebo rysa (tab. 1). Správne (tichý a pomalý ústup) by reagovalo 19,3% (28) opýtaných, z toho 60,7% lesnícky zameraných respondentov. Naopak nesprávne, teda panicky by reagovalo 10,3% respondentov (najmä ženy a dôchodcovia).

Tab. 1 Ako by ste reagovali, keby ste uvideli medveďa, vlka alebo rysa?
Table 1 How would you react, if you would see a bear, wolf or lynx?

odpoveď	*počet*	*percentá*
neviem	***31***	***21,4%***
potichu, kľudne a pomaly sa vzdialim	***28***	***19,3%***
strach, panika, šok	***15***	***10,3%***
utekal(a) by som	***13***	***9,0%***
podľa okolností	***10***	***6,9%***
pozoroval(a) by som ho v tichosti	***10***	***6,9%***
budem robiť hluk, sú plaché a utečú	***7***	***4,8%***
z väčšej vzdialenosti pozorovanie alebo potichu ústup, z blízka útek, krik	***7***	***4,8%***
neutekám	***4***	***2,8%***
nič neurobím, radosť(vzrušenie), vyhnem sa pohľadu do očí, vyleziem na strom, normálne, odfotím sa ho, nechcem si to ani predstaviť, pokúsim sa ho nevyprovokovať, pokojne sa mu prihováram, budem predstierať mŕtvolu, asi nie podľa pravidiel správania sa v blízkosti šelmy, je to inštinktívna záležitosť,	***20***	***13,8%***
spolu	***145***	***100,0%***

Diskusia

Základom prieskumu bolo zistenie verejnej mienky na veľké šelmy Slovenska – medveďa, vlka a rysa. Prieskum sa uskutočnil na území takmer celého Slovenska, najmä však v Tatranskej kotline.

Z prieskumu vyplýva, že vzťah verejnosti k šelmám je prevažne pozitívny a väčšina respondentov si myslí, že veľké šelmy patria do našej prírody. Rovnako je to aj podľa Jóba (Jób 2007) a Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et. al. 2005).

Dôležitá je otázka škôd spôsobovaných šelmami. Na túto tému sme v dotazníku zostavili viacero otázok. Verejnosť všeobecne zastáva názor, že veľké šelmy nespôsobujú v oblastiach ich výskytu na Slovensku priveľké škody na poľovnej zveri, verejnom majetku a hospodárskych zvieratách a zariadeniach. Výsledky tohto prieskumu potvrdzuje aj už vyššie spomínaný prieskum Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et. al. 2005).

Výsledky výskumu postojov verejnosti k veľkým šelmám uskutočnených v rokoch 2003-2004 v obci Staré Hory (Jób 2007) uvádzajú, že obyvatelia žijúci na územiach s výskytom medveďa, považujú škody spôsobené medveďom za menšie, ako obyvatelia lokalít, kde sa medvede prirodzene nevyskytujú.

Prevláda názor, že vlk a medveď by mali eliminovaní z oblastí kde spôsobujú škody. U obyvateľov obce Staré Hory prevažuje názor že by z poškodzovaných oblastí nemali byť eliminovaní (Jób 2007). Podľa mňa odstránenie šeliem z týchto oblastí nič nevyrieši, pretože po ich odstránení by boli tieto oblasti znova osídlené ďalšími migrujúcimi jedincami.

Verejnosť je veľmi málo informovaná o vyplácaní náhrad za škody spôsobené veľkými šelmami. Prevláda názor, že škody by mali byť nahrádzané vo všetkých prípadoch. Wechselbergerová et. al. (2005) tvrdí, že asi 50% verejnosti nevie či sú škody spôsobené veľkými šelmami vyplácané.

Takmer polovica respondentov (najmä ženy) uviedla, že má zo šeliem strach. Jób (2007) zistil, že veľké šelmy sú negatívne vykresľované masmédiami a poľovníkmi. Podľa mňa spolu s negatívnymi mýtami o šelmách je práve toto faktor, z ktorého pramení strach ľudí. Problém je teda v informovanosti. Chýba dostatok relevantných, odborných a najmä dostupných informácií pre dotknutú a širokú verejnosť. Wechselbergerová et. al. (2005) tvrdí, že približne 50% ľudí má strach ísť do lesa ak vie, že sa tam šelmy vyskytujú, taktiež tvrdí, že verejnosti chýbajú dostupné informácie.

Predstavy verejnosti o početnostiach šeliem na Slovensku, oblastiach ich výskytu, názve a potrave sú skôr variabilné ako podobné reálnym skutočnostiam. Podľa Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et. al. 2005) sú tieto poznatky mužov na vyššej úrovni ako poznatky žien. Náš prieskum toto tvrdenie nepotvrdil.

Hell & Slamečka (1999) uvádzajú, že presný počet medveďov na Slovensku nie je známy, resp. uverejňované počty sú len približné. Jediný zdrojom informácií o počtoch medveďov je poľovnícka štatistika. Skutočná veľkosť populácie medveďa na Slovensku je 700 – 800 jedincov (Lehocký 2003), (Kassa 2003). Z odhadovaného počtu 700 až 800 medveďov na Slovensku a z rozlohy ich rozšírenia cca 10 000 km^2 nám vychádza hustota 7 až 8 jedincov na 100 km^2 ich areálu. Zasahuje do toho aj pomerne veľká sezónna a geografická variácia. Podľa Hella et al. (Hell et. al. 2005) je optimálna hustota 3 – 5 jedincov na 100 km^2. Na základe týchto poznatkov nemôžeme pokladať medvede na Slovensku za premnožené. Asi polovica respondentov však pokladá medvede za premnožené. Korešponduje to s výsledkami Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et. al. 2005), podľa ktorých považujú obyvatelia obcí s výskytom medveďa medvede za „premnožené“. Netýka sa to vlka a rysa.

Hell et. al. (2001, 2004) nepokladajú vlky ani rysy za premnožené. Stotožňuje sa s tým prevažná väčšina respondentov. Podľa Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et. al. 2005) verejnosť vlka a rysa nepokladá za premnoženého alebo sa vyjadrila neutrálne.

Zásadný vplyv na informovanosť ľudí má televízia, internet, besedy, škola a knihy. Dokazuje to aj prieskum verejnej mienky na veľké šelmy uskutočnený v Beskydách v Českej republike v rokoch 1999 a 2000, ktorý určil médiá, besedy a „vlčie hliadky“ ako najefektívnejšiu formu informovania ľudí (Bláha 2006). Verejnosť by uvítala viac informácií o veľkých šelmách. Potrebu zvýšenia informovanosti potvrdzuje aj prieskum Jóba (Jób 2007), kde verejnosť tiež požadovala zlepšenie informovanosti.

Na základe tohto prieskumu je možné konštatovať, že verejnosť má záujem na zlepšení stavu manažmentu našich veľkých šeliem. Spolu so zvýšením informovanosti pokladajú respondenti reguláciu počtu šeliem na únosné množstvo za dve najdôležitejšie otázky manažmentu veľkých šeliem na Slovensku. Tieto dve otázky manažmentu veľkých šeliem uviedli aj respondenti zaradený do prieskumu Wechselbergerovej et al. (Wechselbergerová et al. 2005).

Niektoré výsledky by mohli byť podkladom pre ďalšie štúdium o spolunažívaní týchto šeliem a ľudí v prostredí pozmenenom človekom.

Mediálnou osvetou tejto problematiky možno vyvrátiť negatívne mýty o veľkých

šelmách. Cieľom manažmentu je hľadať čo najschodnejšie a kompromisné cesty spolunažívania medveďa, vlka a rysa s ľuďmi v ich prirodzenom prostredí, ktoré človek zásadne ovplyvňuje.

Záver

Na základe uskutočneného prieskumu môžeme zhrnúť nasledovné výsledky, ktoré odzrkadľujú vzťah, názory a predstavy verejnosti o ochrane, starostlivosti, legislatíve a biológii veľkých šeliem na Slovensku.

- vzťah verejnosti k veľkým šelmám je prevažne pozitívny;
- verejnosť nepokladá škody spôsobené šelmami za príliš veľké, súhlasí však aby boli všetky tieto škody štátom nahrádzané;
- ukázal sa nedostatok pre verejnosť dostupných informácií;
- zásadný vplyv na informovanosť ľudí má televízia, internet, besedy, škola a knihy;
- verejnosť preferuje lov iba za určitých podmienok a v určitom čase roku, nelovila by rysa;
- poznatky verejnosti o biológii veľkých šeliem sú pomerne variabilné;
- ľudia by nevedeli ako sa správať pri stretnutí so šelmou v prírode;
- najdôležitejšie otázky manažmentu veľkých šeliem u nás podľa respondentov:
  1. regulácia počtu šeliem na únosnú mieru
  2. zvýšenie informovanosti verejnosti

Návrhy pre zlepšenie manažmentu veľkých šeliem:

- zabezpečiť ďalší výskum šeliem, najmä v problémových oblastiach;
- zosúladiť rozvoj regionálnych oblastí a rozvoj turizmu s manažmentom veľkých šeliem;
- zlepšenie spolupráce ochranárskych, lesníckych a poľovníckych inštitúcií;
- zabezpečiť dostatok odborných a pravdivých informácií o spôsobe života šeliem, o ich správaní a o príčinách ich možnej motivácie spôsobovať škody na majetku;
- tieto informácie podať verejnosti vo vhodných a ľahko dostupných formách, ktoré sú pre ľudí zaujímavé a sympatické, formu zvoliť aj podľa cieľovej skupiny ľudí;
- zabrániť šíreniu negatívnych mýtov o šelmách masmédiami;
- zjednotiť legislatívne opatrenia týkajúce sa manažmentu veľkých šeliem na Slovensku;
- v prípade odstrelu uprednostňovať problémové jedince, zvážiť dôsledky početnejších odstrelov na stabilitu populácií a ekosystémov, urýchliť proces rozhodovania pri žiadostiach na odstrel;
- použiť aplikované metódy výskumu- v oblastiach genetiky druhov, rozšírenia a rozptylu druhov, populačnej dynamiky, vzťahu predátora - koristi a monitoringu
- do legislatívy implementovať požiadavky akčných plánov pre ochranu veľkých šeliem v Európe;
- chrániť, obnovovať a vytvárať biotopy a biokoridory pre pohyb šeliem pre ich šírenie na nové a vhodné biotopy.

Literatúra

Bláha J. 2006: Práce s verejností pri ochrane velkých šelem v Beskydech v letech 1995-2005. – Pp. 149-154. In: Príroda - Sborník príspevku ze semináre „Budou tu žít s námi“. 2005, Kouty. Agentura ochrany prírody a krajiny ČR, Praha, 2006.

Hell P. & Slamečka J. 1999: Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS, 1999, 148 pp.

Hell P., Slamečka J. & Gašparík J. 2001: Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS, 2001, 182 pp.

Hell P., Slamečka J. & Gašparík J. 2004: Rys a mačka divá v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS, 2004, 159 pp.

http://www.medvede.sk/, SWS. 2007: Projekt BEARS [online]. Aktualizácia 2007. [citované 2007-03-04].

http://www.sopsr.sk/natura/index1.php?p=3&lang=sk, ŠOP SR. 2005. NATURA 2000 [online]. Aktualizácia 2005. [citované 2007-02-12].

Jób M. 2007: Uplatnenie environmentálneho manažérstva v ochrane ohrozených druhov fauny– návrh manažmentu ochrany medveďa hnedého na príklade územia obce Staré Hory. [Diplomová práca]. Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici. Fakulta prírodných vied; Katedra ekológie a environmentálnej výchovy, 12-52 pp.

Kassa M. 2003: Systém manažmentu medveďa hnedého na Slovensku. – Pp. 117 – 126. In: Rigg R. & Baleková K. (eds.): Zborník referátov z odbornej konferencie „Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). [s. l.]: Sloboda zvierat Bratislava, 2003, 130 pp.

Lehocký M. 2003: Výsledky poľovníckej štatistiky na Slovensku za rok 2002. – Pp. 20-21. In: Poľovníctvo a rybárstvo, roč. 10, č. 55.

Wechselbergerová M., Rigg R. & Beťková S. 2005: An investigation of public opinion about the three species of large carnivores in Slovakia: brown bear (*Ursus arctos*), wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*). Liptovský Hrádok : SWS, 2005, 89 pp.

KONFERENCIA „VÝSKUM A OCHRANA CICAVCOV NA SLOVENSKU VII“ ZVOLEN, 12.-13.10.2007

- 12.10.2007: **80** zaregistrovaných účastníkov
- 13.10.2007: **53** zaregistrovaných účastníkov
- **Spolu: 86** zaregistrovaných **účastníkov zo SR, ČR, Poľska a Škótska**

Spolu prezentovali **32 (21+11) referátov** a **11 posterov**

Závery:

- Venovať zvýšenú pozornosť realizácii schválených programov záchrany kamzíka vrchovského tatranského a svišťa vrchovského
- Pokračovať v začatých projektoch zameraných na riešenie genetickej diverzity vybraných taxónov cicavcov na Slovensku a iniciovať vznik ďalších
- Pokračovať v realizácii reštitúcie zubra hrivnatého a jeho monitoringu v Národnom parku Poloniny
- Rozvíjať a podporovať výskum a monitoring netopierov v zimných a letných úkrytoch
- Venovať zvýšenú pozornosť riešeniu problematiky výskytu netopierov v urbánnom prostredí
- Riešiť problematiku opustených medvedích mláďat
- Monitorovať väčší počet jedincov v prípade telemetrických projektov
- Manažment veľkých šeliem vykonávať na základe reálnych údajov a realizovať ich veľkoplošný manažment
- Venovať zvýšenú pozornosť preventívnym opatreniam vzniku škôd
- Zrealizovať celoplošné mapovanie vydry v zmysle záverov workshopu
- Aktualizovať červený zoznam cicavcov v zmysle spracovanej metodiky (Žiak et al.)
- Iniciovať zmenu poľovníckeho štatistického výkazu na samostatnú druhovú evidenciu tchorov, kún a norkov
- Uskutočniť častejšie stretnutia (workshopy) a zlepšiť vzájomnú informovanosť medzi poľovníckou verejnosťou, zoologickou odbornou a ochranárskou verejnosťou

ZOZNAM ÚČASTNÍKOV KONFERENCIE:

Michal	Adamec	Banská Bystrica
Michal	Ambros	Nitra
Jaroslav	Babic	Zvolen
Peter	Bačkor	Banská Bystrica
Ivan	Baláž	Nitra
Michal	Baláž	Ružomberok
Pavel	Ballo	Liptovský Mikuláš
Ivan	Bartík	Bratislava
Tomáš	Bartonička	Brno
Zuzana	Bridišová	Nitra
Peter	Bryndza	Revúca
Paweł	Brzuski	Krakow
Jozef	Bučko	Zvolen
Jana	Budayova	Kosice
Martin	Ceľuch	Nitra 1
Alexander	Čanády	Košice
Ivana	Čornaninová	Banská Bystrica
Miroslav	Demko	Námestovo
Peter	Drenubiak	Čadca
Alexander	Dudich	Banská Štiavnica
Milan	Ďurica	Lucenec
Žaneta	Džingozovová	Brno
Pavol	Eliáš	Nitra
Slavomír	Finďo	Zvolen
Alena	Fornůsková	Brno
Jana	Fričová	Košice
Ivana	Havranová	Zvolen
Pavel	Hell	Nitra
Ladislav	Hlôška	Žilina
Vladimír	Hrúz	Zvolen
Barbara	Chovancová	Tatranská Lomnica
Alena	Jančová	Nitra
Martina	Jurčovičová	Bratislava
Ján	Kadlečík	Vrútky
Peter	Kaňuch	Zvolen

Ján	Kicko	Liptovský Hrádok
Ľudovít	Kocian	Bratislava
Jozef	Kormančík	Spišská Nová Ves
Milan	Kornajčík	
Lucia	Kozubová	Bratislava
Anton	Krištín	Zvolen
Ján	Krištofík	Bratislava
Róbert	Krokovai	
Xénia	Kromerová	Bratislava
Rudolf	Kropil	Zvolen
Pavla	Křížová	České Budějovice
Juraj	Ksiažek	Tatranská Štrba
Miroslav	Kurty	Banská Bystrica
Peter	Kušík	Veľký Krtíš
Jana	Kvičerová	České Budějovice
Roland	Lauko	
Miroslav	Lehocký	Spišská Nová Ves
Peter	Lešo	Zvolen
Beňadik	Machciník	Považská Bystrica
Jozef	Májsky	Nemšová
Lucia	Matejovičová	Bratislava
Jan	Matějů	Karlovy Vary
Peter	Mikulíček	Bratislava
Tereza	Mináriková	Praha 4 -Nusle
Ladislav	Mošanský	Košice
Petra	Nová	Votice
Ján	Obuch	Blatnica
Stanislav	Ondruš	Banská Bystrica
Zuzana	Pánisová	Dolný Kubín
Zuzana	Papsonová	Spišská Nová Ves
Ivan	Pavlišin	Čadca
Štefan	Pčola	Stakčín
Karol	Pepich	Považská Bystrica
Juraj	Pisko	Brezno
Miroslav	Poláček	Banská Bystrica
Vladimír	Poljak	Bratislava
Peter	Puchala	Modra
Robin	Rigg	Liptovský Hrádok
Zdeněk	Řehák	Brno

Blažena	Sedláková	Tatranská Lomnica
Július	Schestág	Vrútky
Petra	Simprová	
Andrea	Sivčová	
Michaela	Skuban	Zvolen
Jozef	Sládek	Zvolen
Michal	Stanko	Košice
Andrej	Stollmann	Hurbanovo
Martin	Straka	Zvolen
Vladimír	Šrank	Bojnice
Martin	Štefánik	Trenčín
Jana	Švihlová	Košice
Marián	Trnik	Praha 2
Margaréta	Tullová	Zvolen
Lucia	Turčoková	Olomouc
Ivana	Turňová	Bratislava
Jitka	Uhlíková	Praha 4 -Nusle
Marcel	Uhrin	Revúca
Jaroslav	Uhrin	Veľký Krtíš
Peter	Urban	Banská Bystrica
Ivan	Valach	Zvolen
Dušan	Valachovič	Malacky
Marek	Veľký	Zvolen
Jan	Zukal	Brno
Dávid	Žiak	Bratislava

ISBN 978-80-89310-47-0