

# Acta

# Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE  
A ENVIRONMENTALISTIKY

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences  
Technical University in Zvolen

Volume 18

2008

**BUČINOVÁ K. & MIHÁL I.**

Ecological Nutritional Groups of the Macromycetes present in Kremnické vrchy Mts. and in Štiavnické vrchy Mts. and Comparison of their Abundance within the selected Permanent Research Plots.

**DANIŠ D.**

Enumeration of allochthonous woody species impact risk rate on landscape elements

**GÁPER J. & MIHÁL I.**

Ectomycorrhizal potential and rot in man-made spruce forests

**PÚPAVOVÁ Z. & GÁPEROVÁ S.**

Infrequent woody plants in chosen parks of Central Slovakia

**MANICA M. & SLOBODNÍK B.**

Notes to the occurrence and distribution of ashes (*Fraxinus L.*) in Slovakia

**MURÍN J.**

Harvestmen (Opiliones) and Millipedes (Diplopoda) of selected peatbogs at Horná Orava

**PAIKERTOVÁ L.**

Study of stratification methods of *Taxus baccata L.*

**STAŠIOV S. & KERTIS Š.**

Harvestmen (Opiliones) and millipedes (Diplopoda) communities of the Breznická mokrad' wetland

**WIEZIKOVÁ A.**

Epigeaic activity of ants (Hymenoptera: Formicidae) at hemerobic gradient: arable land – green forage – permanent grassland

**TUŽINSKÝ L. & GREGOR J.**

Occurrence of dry periods in the growing season and their effect on the available water in soil under oak ecosystem

# Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences  
Technical University in Zvolen

Volume 18

2008

## **Editorial Board**

Editor-in-Chief  
Slavomír Stašiov

Executive Editor  
Michal Wiezik

### Members

Miroslav Badida, Tibor Benčat', Ján Gáper, Juraj Hreško, Karol Kočík, Oľga Kontrišová,  
Juraj Ladomerský, Oto Majzlan, Peter Ondrišík, Andrej Oriňák, Włodzimierz Prądziński,  
Dagmar Samešová, Ján Supuka, Peter Vančura

### **List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 18**

Michal Wiezik, Slavomír Stašiov, Vladimír Kubovčík, Magda Pichlerová

## OBSAH / CONTENTS

BUČINOVÁ K. & MIHÁL I. Ekotrofické skupiny makromycétov Kremnických a Štiavnických vrchov a porovnanie ich zastúpenia na vybraných trvalých výskumných plochách Ecological Nutritional Groups of the Macromycetes present in Kremnické vrchy Mts. and in Štiavnické vrchy Mts. and Comparison of their Abundance within the selected Permanent Research Plots. ....	5
DANIŠ D. Enumerácia miery rizika impaktu alochtonných drevín na krajinné prvky Enumeration of allochthonous woody species impact risk rate on landscape elements .....	13
GÁPER J. & MIHÁL I. Ektomikorízny potenciál hniloby v kultúrnych smrečinách Ectomycorrhizal potential and rot in man-made spruce forests .....	21
PÚPAVOVÁ Z. & GÁPEROVÁ S. Vzácne dreviny vo vybraných parkoch stredného Slovenska Infrequent woody plants in chosen parks of Central Slovakia.....	27
MANICA M. & SLOBODNÍK B. Poznámky k výskytu a rozšíreniu jaseňov ( <i>Fraxinus L.</i> ) na Slovensku Notes to the occurrence and distribution of ashes ( <i>Fraxinus L.</i> ) in Slovakia.....	35
MURÍN J. Kosce (Opiliones) a mnohonôžky (Diplopoda) vybraných hornooravských rašelinísk Harvestmen (Opiliones) and Millipedes (Diplopoda) of selected peatbogs at Horná Orava.....	47
PAIKERTOVÁ L. Studium stratifikačných metod <i>Taxus baccata L.</i> Study of stratification methods of <i>Taxus baccata L.</i> .....	53
STAŠIOV S. & KERTIS Š. Spoločenstvá koscov (opiliones) a mnohnôžok (Diplopoda) breznickej mokrade Harvestmen (Opiliones) and millipedes (Diplopoda) communities of the Breznická mokrad' wetland .....	59
WIEZIKOVÁ A. Epigeická aktivita mravcov (Hymenoptera: Formicidae) v rámci hemeróbného gradientu: jednorčné plodiny – viacročné krmoviny – trvalé trávne porasty Epigaeic activity of ants (Hymenoptera: Formicidae) at hemerobic gradient: arable land – green forage – permanent grassland .....	69
TUŽINSKÝ L. & GREGOR J. Výskyt suchých období vo vegetačnom období a ich vplyv na zásobu využiteľnej vody v pôde pod dubovým porastom Occurrence of dry periods in the growing season and their effect on the available water in soil under oak ecosystem.....	77



# EKOTROFICKÉ SKUPINY MAKROMYCÉTOV KREMNICKÝCH A ŠTIAVNICKÝCH VRCHOV A POROVNANIE ICH ZASTÚPENIA NA VYBRANÝCH TRVALÝCH VÝSKUMNÝCH PLOCHÁCH

Katarína BUČINOVÁ – Ivan MIHÁL

Ústav ekológie lesa SAV, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, bucinova@sav.savzv.sk, mihal@sav.savzv.sk

## ABSTRACT

Bučinová, K., Mihál, I.: **The Ecological Nutritional Groups of the Macromycetes present in Kremnické vrchy Mts. and in Štiavnické vrchy Mts. and Comparison of their Abundance within the selected Permanent Research Plots**

An inventory of macromycetes (Ascomycota, Basidiomycota) was performed during the vegetation period 2003–2005. The inventory run on research plots exposed to differentiated load by airborne pollutants, with pollution source in an aluminium plant in Žiar nad Hronom. To date, there have been realised inventory and determination of macromycetes on three research plots situated in the Kremnické vrchy Mts. and in the Štiavnické vrchy Mts. In total, we have recorded occurrence of 171 species that were subsequently identified and classified to the Ecological Nutritional Groups – ecotrophic groups. The most abundant were found lignicolous saprophytes that were dominant on each research plot, before parasitic and ectomycorrhizal species. This is fully consistent with the actual situation in load by airborne pollutants, stand species composition and climate and ecological conditions at the discussed sites.

**Key words:** macromycetes, beech, bioindicators, forest ecosystems

## ÚVOD

Vzťahy medzi jednotlivými zložkami biocenózy, (medzi fytoocenózou – spoločenstvom rastlín, zoocenózou – spoločenstvom živočíchov, bakteriocenózou – spoločenstvom baktérií a mykocenózou – spoločenstvom húb) sú predovšetkým vzťahy trofické. Fytoocenóza je tvorená rastlinnými producentami, zoocenóza predstavuje zložku konzumentov a bakteriocenóza spolu s mykocenózou sa zaraďujú k dekompozitorom, čiže k deštruentom organickej hmoty. Makromycéty sú neoddeliteľnou súčasťou mykocenózy terestrických ekosystémov. Ako makromycéty možno označiť tie druhy húb, ktorých plodnice sa dajú rozoznať voľným okom a dosahujú v priemere viac než 1mm [1].

Zatiaľ čo fytoocenóza zohráva v biocenóze kľúčovú úlohu, lebo je kostrou, ktorá v lesnom ekosys-

téme viaže všetky organizmy k zemskému povrchu, mykocenóza je v rámci neho len merocenózou – čiastkovým spoločenstvom húb, naviazaným na nejaký merotop, čiže čiastkové prostredie, ktorým môžu byť živé, alebo odumreté kmene a koruny stromov, a iné substráty: vrstva opadaného lístia, povrchového humusu, spálenisko či živočíšne exkrementy [24]. Mykocenózu v rámci lesného ekosystému predstavuje spoločenstvo húb, ktoré v biogeochemických cykloch zabezpečujú rozklad a premenu organického materiálu, okrem toho, plodnice makromycét (príp. aj ich mycélium) sú zdrojom potravy pre mikro- a makrofaunu [8]. Mycélium húb napomáha pri tvorbe pôdných agregátov v iniciálnych pôdach, má svoj podiel na výmene pôdných iónov, na udržaní vodnej kapacity pôdy a tvorbe huminových látok v nej [22]. Na úrovni mykocenózy možno huby rozdeliť do troch hlavných

ekologicko-trofických (ekotrofických) skupín: sym-bionty, saprofyty a parazity [8].

Ekatomykorizne druhy húb, ktoré sú najrozšírenejšie v lesných ekosystémoch biómu mierne tepleho klimatického pásma severnej pologule Zeme, zvyhodňujú tie dreviny, ktoré s nimi žijú v mutualistickej ekatomykoriznej symbióze tak, že zabezpečujú pre hostiteľov vodu a minerálnu výživu, najmä dusík a fosfor a sami profitujú z uhlíkatých produktov ich fotosyntetickej asimilácie [3]. Saprofytické druhy, sú podobne ako ostatné skupiny húb heterotrofné, odbúravajú pomocou svojho enzýmového aparátu celulózu a lignín na jednoduché organické látky, ktoré sú potom prístupné aj iným organizmom [23]. Parazitické druhy nedokážu poskytnúť svojmu hostiteľovi vodu a živiny, ale sami využívajú jeho asimiláty. Sú prirodzenou súčasťou mykocenózy v človekom nenarušených lesných ekosystémoch, v ktorých zohrávajú dôležitú funkciu v uhlíkovom cykle [12]. V hospodárskych lesoch ich prítomnosť často indikuje oslabenie až zhoršenie zdravotného stavu drevín, ako dôsledok nerovnováhy celého lesného ekosystému, zapríči-

nenej faktormi abiotickými (napr. zmeny klímy), alebo biotickými (napr. gradácie hmyzu), prípadne činnosťou človeka (imisie). Mykocenózy veľmi citlivo reagujú na všetky zmeny poklesom druhej diverzity aj poklesom produkcie biomasy plodníc [6], [7], [17], [28].

## MATERIÁL A METÓDY

Monitoring makromycetov sa uskutočnil počas vegetačnej sezóny v rokoch 2003–2005 na troch trvalých výskumných plochách: Výskumná monitorovacia plocha (VMP) Žiar nad Hronom, Trvalá výskumná plocha (TVP) Jalná a Ekologický a experimentálny stacionár (EES) Kováčová v mesačných intervaloch. V roku 2003 v dňoch: 28.5., 11.6., 15.7., 5.8., 10.9., 1.10., 11.11., a v roku 2004 v termínoch: 19.5., 16.6., 13.7., 10.8., 23.9., 13.10., 8.11. V roku 2005 bola inventarizácia makromycetov realizovaná v jarnej, letnej a v jesennej sezóne v termínoch 30.5., 30.8., 20.10., 7.11. Stanovištné charakteristiky lesných ekosystémov na týchto výskumných plochách uvádza Tab. 1.

Tab. 1 Základné stanovištné charakteristiky skúmaných lesných ekosystémov  
Tab. 1 Basic site characteristics of monitored forest ecosystems

Geomorfologický celok	Štiavnické vrchy		Kremnické vrchy
Výskumná plocha	VMP Žiar nad Hronom	TVP Jalná	EES Kováčová
Zdroj imisií [km]	1,5	7	18
Poloha svahu	privrátený	privrátený	privrátený
Expozícia	SSZ	SSZ	ZJZ
Nadm. výška [m]	470	610	470–490
Sklon [°]	5–10	15	20
Zrážky *[mm]	636,2	750	653
Teplota* [°C]	9,2	7,5	8,3
Pôdotvorný substrát	ryolitové ryodacitové tufové aglomeráty	andezitové tufové aglomeráty	andezitové tufové aglomeráty
	typ	Kambizem	
Pôdny	subtyp	luvizemná, pseudoglejová	modálna
	varieta	kyslá	mierne kyslá
Skupina lesných typov	<i>Fagetum pauper superiora</i>	<i>Fagetum pauper superiora</i>	<i>Fagetum pauper inferiora</i>
Lesný typ	4309 <i>Ostricová holá bučina</i> vyšší stupeň	4309 <i>Ostricová holá bučina</i> vyšší stupeň	3312 <i>Ostricová holá bučina</i> nižší stupeň
Súčasná drevinová zloženie [%]	buk 98, dub 2,	buk 98, dub 1, hrab 1	buk 95, jedľa 2, hrab 2, dub 1
Vek porastu [r.]	98	95	104
Zakmenenie	0,8	0,9	0,9
Zápoj [%]	95	95	90–100

Poznámka:

\* Údaje o zrážkach a teplote predstavujú priemer za obdobie rokov 2003–2005 [29].

\* Precipitation and temperature values represent the mean for the period of 200–2005 [29].

Inventarizáciu makromycétov na výskumných plochách sme uskutočnili metódou pochôdzky po vrstevnici v rámci každej výskumnej plochy [18]. Systematické zaradenie jednotlivých druhov makromycét sa vykonalo na základe makroskopických a v sporných prípadoch i na základe mikroskopických determinačných znakov, pomocou dostupných atlasov a kľúčov [4], [5], [9], [10], [11], [25], [26], ako aj pomocou porovnávacieho materiálu z herbárovej zbierky RNDr. I. Mihála, CSc. [16].

Sporné alebo priamo v teréne neurčiteľné druhy sú doložené tromi plodnicami v rôznych vývojových štádiách a sú uložené formou exikátov ako herbárové položky na Ústave ekológie lesa SAV, Štúrova 2, Zvolen.

Pri pochôdzkach sa v interiéri plôch zaznamenávali do terénneho zápisníka druhy, ktoré bolo možné určiť na mieste. Do zápisníka sa zaznamenával dátum, názov plochy, názov druhu, abundancia plodníc a ich distribúcia v poraste, ako aj poznámka o rastovej forme a substráte.

Determinované druhy makromycétov sme zaradili do nižšie uvedeného zoznamu makromycétov. Jednotlivé makromycéty sme zaradili podľa ich afinity k určitému substrátu do jednotlivých ekotrofických skupín (Tab. 2). Taxonomické zaradenie, vedecká nomenklatúra a autorské skratky determinovaných druhov makromycétov vychádzajú z CABI Bioscience Index Fungorum [13].

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Enumerácia makromycétov determinovaných na výskumných plochách

Uvádame všetky druhy makromycétov, ktoré sme na výskumných plochách determinovali a zaradili do určitej ekotrofickej skupiny druhov v období rokov 2003–2005. V zátvorke sú uvedené skratky ekotrofických skupín podľa legendy k Tab. 2. Číselné označenie výskumnej plochy, na ktorej sme plodnice daného druhu našli je nasledovné: EES Kováčová (1) VMP Žiar nad Hronom (2) TVP Jalná (3)

**Ascomycota:** 1. *Ascodichaena rugosa* (L.) Burtin, (LS-1,2,3), 2. *Bisporella citrina* (Batsch) Korf. et S.E. Carp., (LS-1,2,3), 3. *Chlorociboria aeruginascens* (Nyl.) Kanouse ex Ramamurthi et al., (LS-3), 4. *Diatrype disciformis* (Hoffm.) Fr., (LS-1,2,3), 5. *Durella commutata* Fuckel, (LS-2,3), 6. *Hypomyces chrysospermus* Tul. et C.Tul. (MP-3),

7. *Hypoxylon cohaerens* (Pers.) Fr., (LS-3), 8. *H. fragiforme* (Pers.) J. Kickx f., (LS-1,2,3), 9. *H. multifforme* (Fr.) Fr. (LS-1,2,3), 10. *Kretzschmaria deusta* (Hoffm.) P.M.D. Martin, (P-1,2,3), 11. *Lachnum virgineum* (Batsch) P. Karst. (LS-3), 12. *Melanopsamma pomiformis* (Pers.) Sacc. (LS-1,2,3), 13. *Melogramma spiniferum* (Wallr.) De Not., (LS-1,2,3), 14. *Nectria cinnabarina* (Tode) Fr. (LS-1,2,3), 15. *N. coccinea* (Pers.) Fr. (P-2,3), 16. *N. cosmariospora* Ces. et de Not. (MP-3), 17. *N. galligena* Bres. ex Strasser (P-2,3), 18. *Peziza arvernensis* Boud., (TS-1,2,3), 19. *Valsa ambiens* (Pers.) Fr. (LS-1,2,3), 20. *Xylaria hypoxylon* (L.) Grev. (LS-1,2), 21. *X. polymorpha* (Pers.) Grev. (LS-2)

**Basidiomycota:** 22. *Agrocybe praecox* (Pers.) Fayod (TS-1,2,3), 23. *Amanita citrina* var. *citrina* (Schaeff.) Pers., (ECM-2), 24. *Amanita phalloides* (Vaill. ex Fr.) Link (ECM-2), 25. *Amanita vaginata* (Bull.) Lam. (ECM-1,2), 26. *Auricularia auricula-judae* (Fr.) Quél. (LS-2), 27. *Auricularia mesenterica* (Dicks.) Pers. (LS-1,3), 28. *Boletus erythropus* (Fr.) Krmbh., (ECM-1), 29. *Bjerkandera adusta* (Willd.) P. Karst. (LS-2,3), 30. *Calocera cornea* (Batsch) Fr. (LS-3), 31. *C. viscosa* (Pers.) Fr. (LS-1), 32. *Cantharellus cibarius* Fr. (ECM-1), 33. *C. pallens* Pilát (ECM-1), 34. *C. tubaeformis* Fr. (ECM-1), 35. *Clavariadelphus pistillaris* (Fr.) Donk, (ECM-1), 36. *Clavulina cinerea* (Bull.) J. Schröt, (LS-1), 37. *C. coralloides* (L.) J. Schröt, (TS-2), 38. *Chondrostereum purpureum* (Pers.) Pouzar, (LS-1,2,3), 39. *Chlorophyllum rhacodes* (Vittad.) Vellinga, (TS-2), 40. *Clitocybe brumalis* (Fr.) P. Kumm., (TS-2), 41. *C. geotropa* (Bull.) Quél., (TS-3), 42. *C. gibba* (Pers. ex Fr.) Kumm., (TS-1), 43. *C. metachroa* (Fr.) P. Kumm. (TS-2), 44. *C. nebularis* (Batsch.) P. Kumm. (TS-1,2,3), 45. *C. odora* (Bull.) P. Kumm. (TS-1,2), 46. *Conocybe aporos* Kits van Waw., (TS-1), 47. *Coprinus micaceus* (Bull.) Fr., (TS-1,2,3), 48. *C. plicatilis* (Curt.) Fr., (TS-1), 49. *C. xanthothrix* Romagn., (TS-1,2,3), 50. *Cortinarius* spp., (ECM-1), 51. *Craterellus cornucopioides* (L.) Pers., (ECM-1,3), 52. *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm., (LS-2), 53. *Cyathus striatus* (Huds.) Willd., (LS-1,2,3), 54. *Dacrymyces stillatus* Nees (LS-2), 55. *Daedalea quercina* (L.) Fr. (LS-3), 56. *Daedaleopsis confragosa* (Bolton) J. Schröt. (LS-2,3), 57. *Entoloma rhodopolium* f. *nidorosum* (Fr.) Noordel. (TS-1), 58. *Exidia glandulosa* (Bull.) Fr. (LS-1,2,3), 59. *Fomes fomentarius* (L.) J. Kickx f. (P-2,3), 60. *Gymnopilus*



- junonius* (Fr.) P. D. Orton, (LS-3), 61. *Gymnopus aquosus* (Bull.) Antonín & Noordel., (LS-1), 62. *Gymnopus erythropus* (Pers.) Antonín et al., (LS-1,2), 63. *Gymnopus fusipes* (Bull.) Gray., (LS-1), 64. *G. peronatus* (Bolton) Antonín et al., (TS-1,3), 65. *Handkea excipuliformis* (Scop.) Kreisel, (TS-1,3), 66. *Hebeloma crustuliniforme* (Bull.) Quél., (TS-3), 67. *Helvella elastica* (Bull.) Boud., (TS-1), 68. *Hohenbuehelia petaloides* (Bull.) Schulzer, (LS-1), 69. *Hydnum rufescens* Pers., (ECM-1), 70. *Hydropus subalpinus* (Höhn.) Singer, (LS-1,3), 71. *Hygrophorus eburneus* (Bull.) Fr., (ECM-1,2,3), 72. *Hygrophorus chrysdon* (Batsch.) Fr. (ECM-1), 73. *Hymenogaster niveus* Vittad. (ECM-2), 74. *H. olivaceus* Vittad., (ECM-1), 75. *Hymenochaete rubiginosa* (J. Dicks.) Lév. (LS-1,3), 76. *Hypholoma fasciculare* (Huds.) P. Kumm., (LS-2,3), 77. *Inocybe rimosa* (Bull.) P. Kumm., (ECM-1), 78. *Inonotus cuticularis* (Bull.) P. Karst., (P-3), 79. *I. nodulosus* (Fr.) P. Karst., (MP-3), 80. *Laccaria amethystina* (Huds.) Cooke, (ECM-1,2,3), 81. *L. laccata* agg. (ECM-1,2), 82. *Lactarius blennius* (Fr.) Fr., (ECM-1,2,3), 83. *L. piperatus* (L.) Gray (ECM-1,3), 84. *L. pterosporus* Romagn., (ECM-1), 85. *L. salmonicolor* Heim et Leclair, (ECM-1), 86. *Lactarius velle-reus* (Fr.) Fr., (ECM-1), 87. *Lactarius volemus* (Fr.) Fr., (ECM-2), 88. *Lenzites betulina* (L.) Fr., (LS-1), 89. *Lepista inversa* (Scop.) Pat., (TS-2), 90. *Leucopaxillus giganteus* (Sowerby) Singer, (ECM-1), 91. *Laeticorticium roseum* (Pers.) Donk, (LS-2), 92. *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill (LS-3), 93. *Lycoperdon echinatum* Pers. (TS-1,3), 94. *Lycoperdon cf. decipiens*, (TS-2), 95. *Lycoperdon lividum* Pers., (TS-2), 96. *Lycoperdon molle* Pers., (TS-2), 97. *L. perlatum* Pers., (TS-1,2,3), 98. *L. pyriforme* Schaeff., (TS-1), 99. *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer, (TS-3), 100. *Marasmius alliaceus* (Jacq.) Fr. (LS-1,3), 101. *M. bulliardii* Quél., (TS-3), 102. *M. rotula* (Scop.) Fr. (LS-2), 103. *Megacollybia platyphylla* (Pers.) Kotl. et Pouzar, (LS-1,3), 104. *Merulius tremellosus* Schrad., (LS-2), 105. *Micromphale foetidum* (Sowerby) Singer, (LS-3), 106. *Mycena abramsii* (Murrill) Murrill, (LS-2), 107. *M. alcalina* agg. (TS-1,2,3), 108. *M. citrinomarginata* Gille, (TS-1,3), 109. *Mycena crocata* (Schrad.) Fr., (LS-1), 110. *M. galericulata* (Scop.) Gray, (LS-1,3), 111. *M. galopus* (Pers.) P. Kumm. (TS-3), 112. *M. haematopus* (Pers.) P. Kumm., (LS-1,2,3), 113. *M. polygramma* (Bull.) Gray, (LS-3), 114. *M. pura* (Pers.) P. Kumm., (TS-1,2,3), 115. *M. renati* Quél., (LS-1,3), 116. *M. rosea* (Schumacher) Gramberg (TS-1,3), 117. *M. stipata* Maas Geest. & Schwöbel, (LS-1), 118. *M. stylobates* (Pers.) P. Kumm., (TS-2), 119. *Panellus stipticus* (Bull.) P. Karst., (LS-2), 120. *Postia stiptica* (Pers.) Jülich, (LS-2,3), 121. *P. tephroleuca* (Fr.) Jülich, (LS-3), 122. *Pholiota adiposa* (Batsch) P. Kumm., (P-1), 123. *P. squarrosa* (Weigel) P. Kumm., (P-3), 124. *Pleurotus ostreatus* (Jacq.) P. Kumm., (P-3), 125. *P. pulmonarius* (Fr.) Quél., (P-1,3), 126. *Plicaturopsis crispa* (Pers.) D. A. Reid, (LS-2), 127. *Pluteus cervinus* (Schaeff.) P. Kumm., (LS-1,2,3), 128. *P. salicinus* (Pers.) P. Kumm. (LS-1,2), 129. *Polyporus brumalis* (Pers.) Fr., (LS-3), 130. *P. melanopus* (Sw.) Fr., (LS-1,3), 131. *P. varius* (Pers.) Fr., (LS-1,2,3), 132. *Psilocybe crobula* (Fr.) Singer, (LS-2), 133. *Psathyrella candolleana* (Fr.) Maire, (LS-1), 134. *P. piluliformis* (Bull.) P. D. Orton (LS-2,3), 135. *P. spadiceogrisea* (Schaeff.) Maire, (TS-3), 136. *Rhodocollybia butyracea f. asema* (Fr.) Antonín et al., (TS-1,2,3), 137. *R. maculata* (Alb. et Schwein.) Singer, (LS-2), 138. *Russula chloroides* (Krombh.) Bres., (ECM-1,2,3), 139. *R. cyanoxantha* (Schaeff.) Fr., (ECM-1,2,3), 140. *R. fellea* (Fr.) Fr., (ECM-3), 141. *R. foetens* (Pers.) Fr., (ECM-1,2) 142. *R. heterophylla* (Fr.) Fr., (ECM-3), 143. *R. mairei* Singer, (ECM-2,3), 144. *R. nigricans* (Bull.) Fr., (ECM-3), 145. *R. olivacea* (Schaeff.) Pers., (ECM-1), 146. *R. vesca* Fr., (ECM-1), 147. *Russula violeipes* Quél. (ECM-1), 148. *R. virescens* (Schaeff.) Fr., (ECM-3), 149. *Schizophyllum commune* Fr., (LS-2,3), 150. *Scleroderma citrinum* Pers., (ECM-3), 151. *Stereum gausapatum* (Fr.) Fr., (LS-2), 152. *S. hirsutum* (Willd.: Fr.) Gray, (LS-1,2,3), 153. *S. rugosum* (Pers.), Fr. (LP-1,2,3), 154. *Strobilomyces strobilaceus* (Scop.) Berk., (ECM-3), 155. *Stropharia aeruginosa* (Curtis) Quél., (LS-1,2,3), 156. *Thelephora anthocephala* (Bull.) Fr., (ECM-1), 157. *Trametes gibbosa* (Pers.) Fr., (LS-2,3), 158. *T. hirsuta* (Wulfen) Pilát, (LS-1, 3), 159. *T. versicolor* (L.) Pilát, (LS-1,2,3), 160. *Tremella foliacea* Pers, (LS-1), 161. *Trichaptum abietinum* (Dicks.) Ryvarden, (LS-1), 162. *Tricholoma sulphureum* (Bull.) P. Kumm., (LS-1,2), 163. *Tricholomopsis rutilans* (Schaeff.) Singer, (LS-1), 164. *Tubaria conspersa* (Pers.) Fayod, (LS-1), 165. *Tubaria hiemalis* Romagn. ex Bon., (LS-2), 166. *Xenasmatella vaga* (Fr.) Stalpers (LS-1), 167. *Xerocomus chrysenteron* (Bull.) Quél., (ECM-1,2,3), 168. *Xerula melanotricha* Dörfelt, (LS-1), 169. *X. radicata* (Relhan) Dörfelt,

(LS-1,2,3), 170. *Xylobolus frustulatus* (Pers.) Boidin, (LS-3),

**Deuteromycotina – Fungi imperfecti:** 171. *Bispora antennata* (Pers.: Fr.) E. W. Mason (LS-3),

### Ekotrofické zatriedenie determinovaných makromycétov na výskumných plochách

V tabuľke 2 uvádzame početnosť determinovaných druhov makromycétov v jednotlivých ekotrofických skupinách na výskumných plochách. Zároveň porovnáваме ekotrofické zastúpenie makromycétov z rokov 2003 až 2005 so staršími údajmi z rokov 1990 až 2002, ktoré boli prevzaté podľa [19], [21].

Rastlinné spoločenstvá bučín, najmä skupiny lesných typov Fagetum pauper a Fagetum nudum, charakterizuje chudobné druhové zloženie bylinnej synúzie podrastu a jej malá pokryvnosť – do 15 % [14]. V takýchto lesných ekosystémoch môžu funkciu bioindikátorov stavu lesného ekosystému prevziať makromycéty. Na základe prítomnosti makromycétov je možné orientačne určiť niektoré stanovištné charakteristiky lesného ekosystému ako sú: pH substrátu, obsah živín v substráte, vlhkosť pomery, tepelný režim v poraste, svetelné pomery v poraste, drevinové zloženie porastu [15] a imisnú záťaž [2]. Ako sa vplyv imisíí podieľal na dynamike druhovej diverzity, abundancie a distri-

búcie plodníc na výskumných plochách uvádzajú vo svojich prácach [20] a [27]

V rokoch 2003–2005 bolo na všetkých výskumných plochách zaznamenaných 171 druhov makromycétov, pričom početne prevažujú lignikolné saprofyty (celkove 86 druhov) a terestrické saprofyty (celkove 32 druhov). Lignikolnými parazitmi sú najviac postihnuté bukové porasty na TVP Jalná (9 druhov) a na VMP Žiar nad Hronom (6 druhov), (Tab. 2). Tieto výskumné plochy sú pod bezprostredným vplyvom hliníkárne v Žiari nad Hronom, ktorá do roku 1996 produkovala do ovzdušia exhaláty fluóru, arzenu, oxidu siričitého, prachu a dechtu, čo negatívne ovplyvnilo zdravotný stav sledovaných porastov. Od roku 1997, po nahradení zastaralej technológie výroby hliníka novou, modernou technológiou, [30] sa zaznamenal významný pokles emisií produkovaných hliníkárňou v Žiari nad Hronom, čo sa odrazilo aj v náraste počtu ektomykorizných druhov, pričom najviac sú ektomykorizne druhy zastúpené na EES Kováčová (29 druhov), (Tab. 2). Priaznivý trend revitalizácie mykocenóz na skúmaných výskumných plochách potvrdzuje nárast ektomykorizného potenciálu z  $M = 0,42\%$  (roky 1990–2002) na  $M = 0,74\%$  (roky 2003–2005) na VMP Žiar nad Hronom a na TVP Jalná z  $M = 0,69\%$  (roky 1990–2002) na  $M = 0,94\%$  (roky 2003–2005). Na EES Kováčová nastal paradoxne mierny pokles ektomykorizného

Tab. 2 Porovnanie počtu druhov makromycétov v ekotrofických skupinách determinovaných na výskumných plochách v rokoch 2003–2005 a v období 1990–2002 (počty druhov makromycétov uvedené v zátvorkách)

Tab. 2 Number of the macromycetes species in ecotrophic groups and comparing of its abundance on monitored plots between years 2003–2005 and 1990–2002 (number of macromycetes species – in parentheses)

ETS	LP	LS	TS	ECM	MP	HP	N	M%
Výskumná plocha	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)	2003– 2005 (1990– 2002)
VMP Žiar	6 (2)	46 (33)	19 (14)	14 (6)	– –	– –	85 (55)	0,74 (0,42)
TVP Jalná	9 (4)	51 (40)	18 (23)	17 (16)	2 –	– –	97 (83)	0,94 (0,69)
EES Kováčová	2 (14)	50 (103)	20 (58)	29 (91)	– (6)	– (4)	101 (276)	1,45 (1,57)
N – Spolu	11	86	32	40	2		171	

#### Legenda:

ETS – Ekotrofická skupina, LS – Lignikolný saprofyt, MP – Mykotrofný parazit, HP – Herbarparazit, LP – Lignikolný parazit, ECM – Ektomykorizný druh, TS – Terestrický druh, N – Počet druhov v rámci konkrétnej výskumnej plochy, N – Spolu – počet druhov v rámci jednotlivých ETS na všetkých plochách za roky 2003–2005, M% = ECM/TS – Ektomykorizný potenciál.

Poznámka: Medzi lignikolné saprofyty (LS) bol zaradený aj epifytický rastúci druh – *Ascodichaena rugosa* (L.) Butin

potenciálu z  $M = 1,57\%$  v rokoch 1990–2002, na  $M = 1,45\%$  v rokoch 2003–2005, čo nemusí bezprostredne súvisieť len s vplyvom imisnej záťaž na lesný ekosystém, no možno ho vysvetliť aj dlhším obdobím monitorovania makromycétov v predchádzajúcom období, vyššou frekvenciou návštev, ako aj klimaticko-ekologickými podmienkami na tejto výskumnej ploche v minulosti.

### PodĎakovanie

Autori ďakujú agentúre APVV a projektu APVV-0102-06 „Dynamika ekologických procesov v prírodných a antropicky narušených lesných ekosystémoch“ za finančnú podporu, vďaka ktorej mohol byť prezentovaný tento príspevok.

### LITERATÚRA

- ARNOLDS, E., 1981: Ecology and coenology of macrofungi in grasslands and moist heathlands in Drenthe, the Netherlands. Part 1. Introduction and synecology. *Cramer, Vaduz. Bibl. Mycol.*, 83: 410.
- ARNOLDS, E., 1991: Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agr. Ecosyst. Environ.* 35: 209–244.
- CAIRNEY, J. W. G., 2000: Evolution of mycorrhiza systems. *Naturwissenschaften. Springer Verlag.* 87: 467–475.
- ČERNÝ, A., 1989: Parazitické drevokazné houby. SZN Praha, 99 pp.
- ČERVENKA, M. (Ed.), 1972: Kľúč na určovanie výtrusných rastlín, 2 diel slizovky a huby. SPN Bratislava, 391 p.
- FELLNER, R., 1987a: Mykocenózy mykorrhizných hub, jejich dynamika, struktura a klasifikace. In: *Ekologie mykorrhiz a mykorrhizných hub. Imise a mykorrhiza, Sborník, ČSVSM, Špindlerův Mlýn*, p. 137–145.
- FELLNER, R., 1987b: Monitorování změn v druhové diverzitě mykorrhizných hub na imisně různě exponovaných stanovištích. In: *Fellner, R., (ed.), Ekologie mykorrhiz a mykorrhizných hub. Imise a mykorrhiza. ČSVSM, Špindlerův Mlýn*, p. 93–103.
- GÁPER, J. & PIŠŮT, I., 2003: Mykológia. Systém, vývoj a ekológia húb. UMB Banská Bystrica, 320 pp.
- HANSEN, L. & HENNING, K. (eds.) 2000: Nordic Macromycetes – Vol. 3. Heterobasidioid, Aphylloporoid and Gastromycetoid Basidiomycetes. Copenhagen: Nordswamp, 2000. 444 pp.
- HANSEN, L. & KNUDSEN, H. (eds.) 2000: Nordic Macromycetes – Vol. 1. Ascomycetes. Copenhagen: Nordswamp, 2000. 309 pp.
- JÜLICH, W., 1984: Die Nichtblätterpilze, Gallerpilze und Bauchpilze, Kleine Kryptogamenflora. Jena: VEB G. F. Verlag, 1984. 592 pp.
- KILLE, G. A., et. al. 1991: Ecology and disease in natural forests. In: *Shaw, C. G. & Kille, G. A., (eds.) Armillaria Root Disease. Agricultural Handbook No. 691 USDA Forest Service, Washington D. C.* p. 102–121
- KIRK, P. M., CANNON, P. F., DAVID, J. C. & STALPERS (eds.), 2001: *Ainsworth & Bisby's Dictionary of the Fungi (9th edition)*. 655 pp. [cit. 2006-5-30]. Dostupné na internete: <http://www.indexfungorum.org>.
- KRIŽOVÁ, E., 1995: *Fytcenológia a lesnícka typológia. Učebné texty. TU, Zvolen*, 202 pp.
- LAGANA, A., LOPPI, S. & DE DOMINICIS, V., 1999: Relationship between environmental factors and the proportions of fungal trophic groups in forest ecosystems of the central Mediterranean area. *Forest Ecology and Management*, 124: 145–151.
- MIHÁL, I., 1991: Mykoflóra submontánných bučín Kremnických a Štiavnických vrchov na príklade EES Kováčová a MP Žiar nad Hronom. *Mnscr., ÚEL SAV Zvolen*, 76 pp.
- MIHÁL, I., 1994a: Zníženie zastúpenia jedle bielej (*Abies alba* Mill.) v jedľo-bukovom poraste a následné zmeny v jej mykoflóre. *Lesn. Čas. – Forestry Journal*, 40, 1: 75–80.
- MIHÁL, I., 1994b: Problematika stanovenia abundancie a distribúcie v mykocenologickom výskume. *Bull. Slov. Bot. Spol.*, 16: 8–12.
- MIHÁL, I., 1995a: Príspevok k poznaniu mykoflóry bukových porastov severnej časti Štiavnických vrchov. *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 13: 119–127.
- MIHÁL, I., 1995b: Abundancia a distribúcia plodníc húb v podmienkach prebierkovej bučiny. *Lesníctví – Forestry*, 41: 218–223.
- MIHÁL, I., 2002: Príspevok k poznaniu mykoflóry jedľovo-bukových porastov južnej časti Kremnických vrchov. *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 21: 197–205.
- MOLOPE, M. B., GRIEVE, I. C. & PAGE, E. R., 1987: Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 38 (1): 71–77.
- MØLLER, J., MILLER, M. & KJØLLE R. 1999: Fungal – bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. *Soil Biology and Biochemistry*, Elsevier, 31: 367–374.
- MÖRZER & BRUINS, M. F., 1947: Over levensgemeenschappen. Diss. Kluwer, Deventer. In: *MORAVEC, J., a kol., 1994: Fytcenologie. Academia, Praha*, p. 33–61.
- MOSER, M., 1963: *Ascomyceten. Kleine Kryptogamenflora, Band IIa. VEG Gustav Fischer Verlag, Jena*, 148 pp.
- MOSER, M., 1967: *Die Röhlinge und Blätterpilze. Kleine Kryptogamenflora, Band I. VEG Gustav Fischer Verlag, Jena*, 443 pp.
- PAVLÍK, M., 1999: Mykoflóra imisnej bučiny. In: *JANKOVSKÝ, L., KREJČÍŘ, R., ANTONÍN, V., (eds.), Houby a les. Sborník referátů, MZLU Brno*. p. 209–214.
- SCHLECHTE, G., 1987: Ecological studies on mycorrhiza – forming fungi of forest stands exposed to

- different levels of air pollution. In: FELLNER, R., (ed.), Ekologie mykorrhiz a mykorrhizních hub. Imise a mykorrhiza. ČSVSM, Špindlerův Mlýn, p. 82–92.
29. SHMÚ, 2007: Slovenský hydrometeorologický ústav, Štefan Soták, stanica Sliač a stanica Žiar nad Hronom Slovenský hydrometeorologický ústav, [2007-3-5]. Osobná komunikácia.
30. SLOVALCO, 2006: We care ecology. Dostupné na internete: < <http://www.slovalco.sk> > [cit. 2006-5-15].



## ENUMERÁCIA MIERY RIZIKA IMPAKTU ALOCHTÓNŇCH DREVÍN NA KRAJINNÉ PRVKY

Dušan DANIŠ

Katedra plánovania a tvorby krajiny, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

### ABSTRACT

Daniš, D.: **Enumeration of allochthonous woody species impact risk rate on landscape elements**

The paper aims at influence of allochthonous woody species impact on change of landscape elements composition, structure, character and design. A prognosis phenomenon of potential change of characteristic landscape design is important for its identification and evaluation landscape image. In the initial phase, this phenomenon can be recorded as risk of woody species future impact on individual landscape elements generalizing for any part of landscape. Enumeration of this risk is based on physical gravity model with the following entering variables: target landscape element disposition, distance between examined landscape elements, aggressiveness of source landscape element as well as relative and absolute aggressive woody species cover in the source landscape element. Impact risk rate enumeration is after its generalisation incorporated to processes of landscape care and sustainable development of area.

**Key words:** risk rate, landscape elements, allochthonous woody species impact

### ÚVOD

Popri ostatných vedeckých krajinnno-ekologických disciplínach sa v súčasnosti dostáva do popredia výskum krajinného vzhľadu, jej diverzity, fragmentácie, či charakteru. Vzhľadu krajiny v súvislosti s krajinným obrazom a krajinným rázom sa venuje vedecká disciplína krajinnárstvo alebo tvorba krajiny, v zahraničí v širších súvislostiach označovaná ako „*Landscaping*.“ Osobitou skupinou problémov v exaktnej evaluácii stavu krajinného obrazu je hodnotenie vegetačných štruktúr. Okrem statických charakteristík je samostatnou skupinou hodnotenia prognózovanie vývoja jednotlivých vegetačných formácií.

Prognózovanie zmeny vo vegetačnej štruktúre, zložení, textúre a dizajne krajinných prvkov je možné odhadnúť na základe viacerých atribútov a ich korelácií. Najrýchlejším a pomerne jednoduchým spôsobom je prognóza vývoja lokality, ktorá je už v istom štádiu sukcesného procesu a je známy čas, kedy nastala absencia jej obhospodarovania.

V prípade, že potrebujeme prognózovať vývoj lokalít bez vegetačného krytu alebo lokalít s prítomným vegetačným krytom rôznych spoločenstiev mimo sukcesných štádií, je nutné brať do úvahy viacero parametrov ovplyvňujúcich vývoj vegetačných formácií a vstup drevín na nové lokality.

### TEORETICKÉ KORELÁCIE

Hodnotenie percepcných zmien v krajine je sústredené najmä na krajinné prvky subsumované do súboru vlastností charakteristického vzhľadu krajiny. Charakteristický vzhľad krajiny (ako pojem legislatívny) alebo charakteristické krajinné črty (ako pojem vedecký) predstavuje unikátny súbor prírodných a kultúrnych pamiatok. Bližšie špecifikuje krajinu na základe jej *krajinného obrazu* a *krajinného rázu* a môže byť tvorený významnými krajinnými prvkami (JANČURA 2003, 2004).

Za krajinný obraz považujeme priestorový prejav štruktúry s výrazne trojdimenzionálnym prejavom. Je integrálnou súčasťou krajinného rázu

a pozostáva predovšetkým z reliéfu a druhej krajinej štruktúry. Pôsobí ako kontinuálny priestorový celok, ktorý tvorí reliéf, pôsobenie krajinných plánov (siluet), pôsobenie dominant a historických objektov a štruktúrne usporiadanie (kompozícia) povrchu. *Krajinný ráz* alebo *krajinný charakter* reprezentuje všetky vlastnosti skúmaného krajinného obrazu a jeho hodnotového významu. Je prejavom prírodných a kultúrno-historických charakteristík regiónu alebo miesta (JANČURA 1999, 2003, 2004). Pre charakteristický vzhľad krajiny je často používaný ekvivalent charakteristické črty krajiny, ktoré v ponímaní FORMAN-a, GODRON-a (1993) poznáme pod pojmom charakteristické rysy krajiny skladajúce sa zo:

- *štruktúry* – priestorové vzťahy medzi zastúpenými charakteristickými ekosystémami, či zložkami. Presnejšie rozloženie energie, látok a druhov organizmov vo vzťahu k veľkosti, tvaru, počtu, druhu a priestorovému usporiadaniu ekosystémov,
- *funkcie* – interakcie medzi priestorovými zložkami, t.j. toky energie, látok a druhov medzi skladobnými ekosystémami,
- *a zmeny* – prestavba štruktúry a funkcie ekologickej mozaiky v čase.

Vegetačné formácie a dynamika najmä drevinových spoločenstiev výrazne vplýva na charakter vnímanej krajiny a často sú príčinou zmien v celkovej krajinej percepcii. Najväčšiu influenciu drevinovej vegetácie zaznamenávame najmä v prípadoch nástupu sukcesného procesu na plochy dovtedy drevinovou vegetáciou neobsadené (DANIŠ et al., 2006, DANIŠ & MODRANSKÝ 2006, 2007).

## PROCES SUKESIE

Pre retrográdnú naturalizačnú zmenu je charakteristický proces sukcesie, ktorý v následnosti na utilitárne využívaný systém nazývame sekundárnou sukcesiou (DANIŠ & MODRANSKÝ, 2007). Sukcesia *sensu stricto* je teda smerovaný proces náhrady jedných druhov inými, smerujúci ku klimaxovému štádiu ekosystému (FORMAN & GODRON 1993). Sekundárna sukcesia nastupuje vtedy, keď je primárna vegetácia zničená alebo silne premenená rúbaním, kosením, požiarom, spásaním alebo zmenou využívania uvažovanej lokality. Takáto ľudská aktivita uvádza územie do stavu rôzneho stupňa obnaženia. Keď pôvodná vegetácia

ustúpi, rozvíja sa následná, sekundárna (DUVIG-NEAUD 1988).

Jednotlivé sukcesné štádiá sa striktnie neviažu na konkrétne časové intervaly, ale popisujú druho-vo-priestorové obsadzovanie sukcesiou zasiahnutej lokality. Sukcesné štádiá sú klasifikované ako:

1. *štádium prenikania* – po absencii obhospodarovania hodnotenej lokality sa na tejto začína disperzia synantropných bylín a drevín z okolitého prostredia,
2. *štádium nasycovania* – nastáva prisun drevín z okolitého prostredia,
3. *štádium zahusťovania* – popri ďalšom nasycovaní nastáva disperzia sukcesných drevín vo vnútornom prostredí hodnotenej lokality,
4. *štádium transformácie* – dochádza k premene sukcesného spoločenstva na spoločenstvo seminaturálne, kde narastá podiel klimaxových drevín,
5. *štádium naturalizácie* – vplyvom rastúceho zastúpenia klimaxových drevín dochádza k odumieraniu sukcesných spoločenstiev (DANIŠ & MODRANSKÝ, 2007).

V prípade, že dochádza k prenikaniu alochtonných druhov drevín z rôznych skupín expanzie (MODRANSKÝ & DANIŠ, 2006), nastáva zmena pri formovaní 3.–5. sukcesného štádia. Po takomto impakte alochtonných drevín môžeme redukovať sukcesné štádiá na 4, pričom prvé dve sú definované rovnako. Tretím je *štádium zahusťovania a transformácie*, kde dochádza k disperzii nepôvodných drevín vo vnútornom prostredí, čím dochádza k zmene spoločenstva na nepôvodné. Štvrté štádium je *štádium stabilizácie nepôvodného spoločenstva*, schopného autoregulácie a vytvárania vlastného vnútorného prostredia (DANIŠ & MODRANSKÝ 2007).

Niektoré dopady šírenia sa invázných, či vôbec niektorých alochtonných, druhov drevín do bezprostredného okolia mestských ekosystémov, so zvýšeným antropickým tlakom sú popísané v práci DANIŠOVÁ et al. (2006). Jedným z faktorov, ktoré spôsobujú negatívnu influenciu na prostredie, je v práci popísaná *sekundárna sukcesia*. Spočíva v zmene kontaktných zón jednotlivých ekosystémov, tzv. *ekotonového pásma*, z ktorého sa do ďalšieho prostredia šíria druhy rastlín spôsobujúce znižovanie diverzity atakovaných ekosystémov, resp. úplnú zmenu ich štruktúry. Toto je považované za vážny symptóm negatívneho impaktu

expanzného procesu takých druhov drevín, ktorých výskyt je na cieľovej lokalite nepôvodný, čím aj vo väčšine prípadov, z vyššie spomenutých dôvodov, neželateľný.

Vplyv sekundárnej sukcesie na štruktúru a zloženie ekosystémov je markantný aj na agroekosystémoch trvalých trávnych porastov (TTP), na ktorých je zaznamenaná niekoľkoročná absencia obhospodarovania. Z výsledkov výskumu sekundárnej sukcesie na relatívne nenarušených, antropicky menej výrazne impaktovaných lokalitách vyplýva, že sekundárnej sukcesie sa zúčastňujú najmä autochtónne dreviny. Ich propagácia výrazne ovplyvňuje charakter a biodiverzitu impaktovanej lokality a tým mení charakteristický vzhľad krajiny. Prispieva k tomu tiež zmena charakteru TTP, ktorá je diagnostikovaná zmenou aritmetickej akcelerácie sukcesného procesu na geometrickú, a to v takom rozsahu, že trvalý trávny porast stráca svoju charakteristickú štruktúru a nenávratne sa mení na krovinové spoločenstvo (DANIŠ et al. 2006).

Impakt sekundárnej sukcesie na agroekosystém môže byť diagnostikovaný aj cez mieru *retrográdnosti* (zvrátenia) zmeny jeho štruktúry, zloženia a charakteru, zapríčinených sukcesným procesom. Symptómom tejto zmeny agroekosystému pritom môže byť aj ekonomický parameter, ktorý vyjadruje návratnosť investície na zvrátenie sukcesného procesu a ozdravenie súčasného stavu agroekosystému v určitom štádiu fylogenetického vývoja. Retrográdnosť spôsobenej zmeny je pri tom závislá, nielen na rýchlosti sekundárnej sukcesie, ale aj na jej druhovom zložení. Je tým vyššia, čím sa sukcesného procesu zúčastňujú dreviny nižšej miery expanzie, resp. čím je menší počet alochtónnych druhov drevín so silným potenciálom autodistribúcie (DANIŠ & MODRANSKÝ 2006).

## PROCES IMPAKTU

Pri hodnotení statických a dynamických vlastností krajinej vegetácie je dôležité si uvedomiť, čo je v ich zmene relevantné a čo spôsobuje negatívny vplyv na krajinnú percepciu. Jeho symptómom je najčastejšie diagnostikovateľná zmena uvažovaného atribútu krajiny vytvárajúceho jej charakteristický vzhľad. V diagnostike zmeny krajinej vegetácie označujeme symptomatickú negatívnu zmenu ako *impakt*. Podľa FORMAN-a, GODRON-a (1993) slovo *impakt* chápeme v prenesenom zmysle slova,

ako vplyv určitého faktora vyvolávajúceho zmenu súčasného stavu krajinného elementu, resp. jeho vizuálneho vnemu (percepcie). Impakt často spája s disturbanciou (narušením), t.j. udalosťou, ktorá vyvolá významnú zmenu normálneho utvárania v určitom ekologickom systéme, napr. v ekosystéme alebo v krajine.

Impakt na charakteristický vzhľad krajiny je súčasťou krajinných zmien a spôsobuje zmenu štruktúry a/alebo funkcie mimo charakteristického časového kontinua, a/alebo narušenie tohto charakteristického časového priebehu. Podľa ANTROP-a (2005) sú krajinné zmeny vyjadrením dynamickej interakcie medzi prírodným a kultúrnym tlakom v prostredí. Pre prehľad faktorov, ktoré vstupujú do „procesu“ impaktu drevín na krajinné prvky je potrebné uvedomiť si kauzálne súvislosti skúmaných krajinných prvkov a vybraných drevinových druhov, ktoré môžu potenciálne spôsobovať ich negatívnu influenciu. Za hlavnú príčinu spôsobujúcu predispozíciu ekosystému na vstup nových druhov drevín, teda impaktného procesu, je považovaná zmena obhospodarovania skúmanej lokality, ktorá často súvisí s úplnou absenciou jej utilitarizácie (DANIŠ & MODRANSKÝ 2006, DANIŠ et al. 2006). Pri takejto náhlej zmene veľkého rozsahu, je pre ekosystém prirodzený retrográdny proces, ktorý smeruje k renaturalizácii uvažovanej lokality.

Z hľadiska procesnosti jednotlivých krokov impaktu introdukovaných drevinových druhov môžeme hovoriť o procese biotickej invázie, ktorý popisuje DI CASTRI (1989) ako introdukciu, kolonizáciu, naturalizáciu a rozšírenie. Akcent na distribúciu introdukovaných drevín prikladá aj MODRANSKÝ & DANIŠ (2006), ktorí uvádzajú, že zo všetkých introdukovaných druhov drevín je schopné sa v podmienkach Slovenska rozširovať až 2,49 %. Z uvedeného vyplýva, že z hľadiska impaktu drevinových taxónov je dôležitá schopnosť konkurencie prenikajúcich introdukovaných a alochtónnych taxónov voči autochtónnym. Túto chápeme ako vzťah, kedy interakcia medzi populáciami vedie k zníženiu veľkosti aspoň jednej z nich (FORMAN & GODRON, 1993). Vysoká konkurenčná schopnosť drevín zúčastňujúcich sa impaktového procesu potom vyvoláva negatívnu spätnú väzbu zapríčínujúcu znižovanie drevinovej diverzity uvažovaného ekosystému.

Pre zadefinovanie kompletného impaktového procesu alochtónnych druhov drevín, je potrebné



venovať pozornosť aj influencii a rozsahu impaktového procesu, ktoré sú závislé od viacerých faktorov:

- *vývoj a stabilita krajiny,*
- *extenzia, disperzia, propagácia* alebo *distribúcia* rastlín, či populácií,
- *spôsob rozširovania* sa diaspór (anemochórne, barochórne, zoochórne a pod.), teda *vektor* ako prenosový mechanizmus (vietor, voda, živočíchy a ľudia),
- *forma rozširovania* sa drevín (invázia, proexpansionia, mezoexpansionia a i.),
- *zdroj rozširovania* (koridor, zhluk, bod, tesera a i.),
- *druh expandujúcej dreviny* (alochtónna domáca, introdukovaná, generalista a i.),
- *typ, štruktúra a textúra cieľového biotopu* (líniový, pásový alebo zvyškový koridor, koridor pozdĺž toku, obhospodávaná plôška, ekoton, kontinuum, živý plot so svojim vnútorným prostredím a vlastnosťami a i.),
- *spojitosť siete* v prípade koridorov, resp. *poréznosť matrice* v prípade plôšok,
- *usadenie (ecesia) druhu, kohabitácia a konkurenčné vzťahy.*

Uvedený stručný prehľad faktorov reprezentuje základné diagnostické prvky impaktového procesu a vyplýva z komparácie viacerých prác (CLEMENTS 1916, DUVIGNEAUD 1988, FORMAN & GODRON 1993, MASSART 1910, ODUM 1967, WOODWELL 1970, MACHOVEC 1982, MODRANSKÝ & DANIŠ 2006, 2007 a i.).

## ZDROJE IMPAKTU

Okrem naturálnych zdrojov disperzie drevinových taxónov je potrebné venovať sa zdrojom antropogénnym, z ktorých najdôležitejším je vo väčšine prípadov sídlo. Rozširovanie sa drevinových exotov v sídlach, je z hľadiska impaktu na krajinné prvky menej relevantné, ako rozširovanie sa drevín v smere zo sídla do krajiny, ktoré je najmarkantnejšie v kontaktnej zóne sídlo – krajina (SUPUKA & FERIANCOVÁ 2002). V tejto je možné aj najlepšie determinovať impaktujúce druhy drevín a určiť ich potenciálnu influenciu na krajinné prostredie. Dreviny súvisiace s antropogénnou činnosťou a introducenty sa najčastejšie zúčastňujú procesov antropogénnej sukcesie práve v kontaktnej zóne sídlo – krajina, odkiaľ prebieha ich ďalšia disperzia

(SUPUKA & BENČAĽ 1991).

Pre potreby výskumu procesov disperzie alochtonných druhov drevín a ich vplyvu na atakované ekosystémy, je dôležité sústrediť pozornosť na unifikáciu invázných a expanzných introdukovaných druhov drevín v podmienkach Slovenska. Tieto sú rozdelené do niekoľkých skupín podľa miery ich influencie na atakované lokality (MODRANSKÝ & DANIŠ 2006):

- a) *invázne* – v daných podmienkach prostredia sa spontánne rozširujú a výrazne menia druhové zloženie impaktovanej lokality, kde vytláčajú pôvodné druhy alebo druhy zo skorších výsadia, čím znižujú drevinovú diverzitu,
- b) *proexpanzívne* – doterajšími biologickými a technickými prostriedkami ťažko kontrolovateľné druhy, ktoré sa môžu zúčastňovať sekundárnej sukcesie a svojou konkurenciou impaktovať rast a reprodukciu iných druhov, čím sú v budúcnosti potenciálne invázne,
- c) *mezoexpanzívne* – druhy, ktorých šírenie je kontrolovateľné a prebieha do okolitých ekosystémov, kde sú schopné koexistencie s inými druhmi a ich populáciami, v prípade distribúcie na uvoľnenej plochy môžu mať dominantné zastúpenie v druhom štádiu sekundárnej sukcesie,
- d) *paraexpanzívne* – sú ľahko kontrolovateľné, schopné viac alebo menej koexistovať s inými druhmi a ich populáciami a obsadzujú len uvoľnené plochy, prevažne v tesnej blízkosti materského jedinca, čím vytvárajú potenciálny tlak na okolité ekosystémy,
- e) *protoexpanzívne* – dreviny, ktoré majú v globálne meniacich sa klimatických podmienkach potenciál správať sa expanzne, ale do dnešnej doby sa u nich pozorovalo expanzné šírenie len lokálne alebo malo len dočasný charakter. Za podmienky zmeny niektorého z faktorov prostredia, ktorý v súčasnosti retarduje ich úplnú naturalizáciu, majú tieto druhy potenciál autodisperzie. Navyše, v iných častiach sveta s podobnými podmienkami ako sú na Slovensku, je už dnes zaznamenané ich spontánne rozširovanie.

MODRANSKÝ & DANIŠ (2006) vo svojej práci unifikujú do vyššie spomínaných kategórií 104 drevinových taxónov, z ktorých je 6 invázných, 8 proexpanzívnych, 20 mezoexpanzívnych a 38 protoexpanzívnych.

Táto unifikácia je dôležitá pre ďalšiu identifikáciu impaktu alochtónnych druhov drevín na krajinné prvky. Je dokázané, že impaktne môžu pôsobiť aj dreviny domáce, ktoré sú v skúmanom území geograficky alochtónne. Tieto rovnako môžu spôsobovať zvýšený konkurenčný tlak na druhy „prirodzených“ formácií a znižovať ich druhovú diverzitu, štruktúru alebo dizajn, čo je v konečnom dôsledku rovnako dôležité ako prienik cudzokrajných dendroelementov (DANIŠ et al 2006).

## VÝPOČET MIERY RIZIKA IMPAKTU ALOCHTÓNNYCH DREVÍN NA KRAJINNÉ PRVKY

DUVIGNEAUD (1988) uvádza, že pre možnosť dobrej obhospodarovateľnosti územia, je potrebné študovať charakter jednotlivých krajín a oblastí (analyticky a diagnosticky) a sledovať rovnako problém rozmiestnenia populácií (hustotu). Pri analýzach je nutné:

- poznať štruktúru a funkciu záujmových ekosystémov a určiť vzťahy medzi susednými ekosystémami,
- brať do úvahy pohyb hmôt, ich rovnováhu a cykly,
- upresniť kapacitu krajiny, pokiaľ ide o prírodné zdroje vzhľadom k spôsobu využívania a predvídať jej produktivitu pre prípad, že sa súčasná situácia zmení,
- určiť medze, ktoré nie je možné prekročiť bez nebezpečia silnej degradácie krajiny,
- seriózne stanoviť typy aktivít, ktoré najlepšie odpovedajú krajinnému potenciálu príslušnej oblasti.

Aby sa tohto dosiahlo, je nutné vziať do úvahy aj ľudský faktor, ktorý ekologické prostredie a krajinu utvára. Pre diagnostiku je potrebné:

- navrhnuť, ako využiť krajinu vzhľadom k jej kapacite a charakteru na základe analýzy a štúdia rovnováhy medzi človekom a jeho životným prostredím, určiť ekologické a estetické základy budúceho využitia krajiny.

Na základe vyššie spomenutého je zjavné, že prognostika vývoja krajinných prvkov s akcentom na zmenu prienikom drevín je dôležitým podkladom pre stanovenie prioritných lokalít starostlivosti o krajinu alebo jej častí.

Prognóza zmeny štruktúry, zloženia, textúry a dizajnu krajinných prvkov je založená na výpočte potenciálnej miery rizika vstupu alochtónnych drevín do uvažovaného krajinného prvku. Popisovaný výpočet je založený na interakcii dvoch ekosystémov, v našom prípade krajinných prvkov, ako entít. Odvodený je z modulácie fyzikálneho gravitačného modelu (FORMAN & GODRON, 1993). Tento je počítaný ako podiel súčinu jednotiek diverzity (D) uvažovaných ekosystémov (A, B) a ich vzájomnej vzdialenosti (d) vynásobený určitou konštantou (K) ovplyvňujúcou vlastnú interakciu (I) posudzovaných ekosystémov:

$$I = K \times \frac{D_A \times D_B}{d}$$

Pre potreby určenia rizikovosti krajiny k impaktu drevín je nutná identifikácia uvažovaných krajinných prvkov. Keďže vlastná enumerácia sa vzťahuje vždy k dvom posudzovaným priestorovým jednotkám, bolo potrebné zdefinovať ich vlastnosti. Pre daný výpočet používame termín krajinný prvok (ako entitu), ktorý definujeme ako zdrojový, resp. cieľový. Ak je krajinný prvok impaktom zasiahnutý, označujeme ho ako cieľový alebo impaktovaný, a ak impakt spôsobuje označujeme ho ako impaktujúci alebo zdrojový.

Pre stanovenie rizikovej interakcie krajinných prvkov významnú úlohu zohráva ich najmenšia vzájomná vzdialenosť, ktorá najvýraznejšie ovplyvňuje čas prieniku dispergujúcej diaspóry zo zdrojového do cieľového krajinného prvku.

Ďalším rozhodujúcim atribútom stanovenia danej miery rizika je *náchylnosť* cieľového ekosystému k prieniku a ecésii impaktujúcej dreviny. Podľa miery *náchylnosť* ( $N_a$ ) cieľového ekosystému túto delíme na stupne:

- 1) *slabo náchylné KP* ( $N_a = 1$ ) sú krajinné prvky s minimálnym rizikom impaktu, subsumujú krajinné prvky zložené z autochtónnych druhov drevín, prítomné na prirodzených stanovištiach, dosahujúce štandardných dendrometrických parametrov,
- 2) *čistočne náchylné KP* ( $N_a = 2$ ) majú riziko impaktu v prípade zmeny využívania,
- 3) *náchylné KP* s prebiehajúcou zmenou štruktúry alebo charakteru:
  - a) *retrográdnou* –  $N_a = 3$ ,
  - b) *nezvratnou* (pri súčasnom využívaní alebo nákladovosti) –  $N_a = 4$ ,

Za ekvivalentný parameter zdrojového krajinného prvku považujeme jeho *mieru agresivity* ( $A_b$ ) závislej na váženom priemere *invazibility* ( $I_i$ ) a *relatívnej pokrývnosti* ( $T_i$ ) jednotlivých tu prítomných potenciálne impaktujúcich drevinových taxónov. Invazibilita drevín je závislá od charakteru a miery disperzie a influencie na cieľový krajinný prvok jednotlivých taxónov, teda na postavení v kategorizácii inváznych a expanzných drevín. Selekcija rizikových drevinových druhov, ktoré majú potenciál autodistribúcie, disperzie alebo extenzie, je založená na terénnom výskume skúmaného územia a komparácii s unifikáciou inváznych a expanzných druhov drevín v podmienkach Slovenska (MODRANSKÝ & DANIŠ 2006). Spočíva v identifikácii potenciálnych rizikových dendroelementov a ich zdrojových ekosystémov a v determinácii exotov, ktoré už reálne obsadzujú „cieľové“ ekosystémy. Vlastná invazibilita je odstupňovaná podľa zvyšujúceho sa potenciálu disperzie nasledovne:

- 1) v prípade, ak sa terénnym výskumom dokázala prítomnosť impaktujúcej dreviny, krajinnému prvku priradíme hodnotu „*miery agresivity*“ podľa invazibility zistených drevinových taxónov:
  - a. protoexpanzný –  $I = 2$ ,
  - b. paraexpanzívny –  $I = 3$ ,
  - c. mezoexpanzívny –  $I = 4$ ,
  - d. proexpanzívny –  $I = 5$ ,
  - e. invázny –  $I = 6$ ,
- 2) v prípade, ak sa terénnym výskumom nedokázala prítomnosť impaktujúcej dreviny v KP, priradíme mu hodnotu  $A_b = 1$  (MODRANSKÝ & DANIŠ, 2006).

Relatívna pokrývnosť potenciálne impaktujúcich druhov sa stanovuje v rozsahu od 0 do 1. Agresivita zdrojového krajinného prvku sa potom vypočíta ako

$$A_b = \frac{\sum_{i=1}^N I_i \times T_i}{\sum_{i=1}^N T_i}.$$

Pre vyššiu objektivizáciu výpočtu miery rizika impaktu sme brali do úvahy aj *absolútnu pokrývnosť* ( $P$ ) potenciálne impaktujúcich drevín v zdrojovom krajinnom prvku (v  $m^2$ ), resp. jej odmocninovú funkciu. Túto sme zvolili ako funkciu

zvyšujúceho sa vplyvu impaktujúcej dreviny pri jej zvyšujúcej sa ploche v zdrojovom krajinnom prvku, čím sme navyše eliminovali merné jednotky vo výsledku výpočtu.

Miera interakcie „ $M_{ab}$ “ je teda ukazovateľ vzájomného vzťahu dvoch krajinných prvkov (cieľového „ $a$ “ a zdrojového „ $b$ “). Závisí na ich najkratšej vzájomnej *vzdialenosti* „ $d$ “, *náchylnosti* cieľového krajinného prvku k posudzovanému impaktu ( $N_a$ ), *miere agresivity* zdrojového krajinného prvku ( $A_b$ ) a odmocninovej funkcii *absolútnej plochy* ( $P$ ), ktorú zaberajú impaktujúce dreviny v zdrojovom krajinnom prvku. Vzťah pre vyjadrenie miery rizika k impaktu drevín na KP je nasledovný:

$$M_{ab} = N_a \times \frac{A_b \times \sqrt{P}}{d},$$

kde „ $P$ “ je vyjadrené v  $m^2$  a „ $d$ “ v metroch.

Pre stanovenie miery rizika konkrétneho krajinného prvku je túto nutné vypočítať pre všetky dvojice interagujúcich zdrojových prvkov s posudzovaným cieľovým krajinným prvkom. Za konečnú, resp. relevantnú sa berie do úvahy najvyššia vypočítaná. Generalizáciou výsledkov skupiny územne príslušných uvažovaných krajinných prvkov môžeme váženým priemerom vypočítať mieru rizika pre ľubovoľnú časť krajiny. Takýto výsledok je jednoducho inkorporovateľný do prostredia GIS skúmaného územia a následne využiteľný v programoch starostlivosti o krajinu resp. trvalo udržateľného rozvoja. Dáva nám obraz o najohrozenejších častiach krajiny z hľadiska šírenia sa alochtónnych druhov drevín a určuje priority zásahov krajinného manažmentu z hľadiska ochrany významných častí krajiny.

## ZÁVER

Príspevok sa venuje exaktnému stanoveniu miery rizika impaktu drevín na krajinné prvky, ktorý je možné využiť pri identifikácii ohrozených častí krajiny. Priority terénneho výskumného procesu sú stanovené vizuálnou kvalitou jednotlivých častí krajiny. Ide o postup mapovania s akcentom na vizuálne exponované priestranstvá a významné krajinné prvky podľa vzostupnosti ich vizuálnej kvality. Tá je určená na základe krajinárskych analýz uvažovaného priestoru vzhľadom k charakteristickému vzhľadu krajiny (JANČURA 2003). Pre posudzovanie impaktu drevín sú relevantné:

1. formácie nelesnej drevinovej vegetácie,
2. plôšky so zaznamenanou zmenou utilitarizácie, resp. absenciou obhospodarovania,
3. obhospodarované plôšky, ktoré sú súčasťou historických krajinných štruktúr alebo inak prispievajú k formovaniu charakteristického vzhľadu krajiny (mimo intenzívne poľnohospodársky využívaných mezo- a makroštruktúr),
4. ekotonové pásma lesných ekosystémov,
5. kontinua na hraniciach ekosystémov rôzneho charakteru, zloženia, štruktúry alebo obhospodarovania.

### Pod'akovanie

Autor vyslovuje poďakovanie za finančný príspevok grantovej agentúry VEGA z grantu č. 1/3281/06 a TU vo Zvolene z inštitucionálneho projektu č. AE-XVIII-3318.

### LITERATÚRA

- ANTROP, M. Why landscapes of the past are important for the future. In: *Landscape and Urban Planning*. Vol. 70, Issues 1–2, 2005. Rural Landscapes: past processes and future strategies. ISSN: 0169-2046. p. 21–34.
- CLEMENTS, F., E. *Plant succession*. An analysis of the development of vegetation. Washington, Carnegie Inst. 1916. 512 pp.
- DI CASTRI, F. History of biological invasions with special emphasis on the old world, 130 p. In: Drake, J., A., Mooney, H., A., di Castri, F., Groves, R., H., F. J. Kruger, F., J., Rejmanek, M., Williamson, M., (eds.): *Biological invasions: a global perspective*. New York: John Wiley & Sons, 1989: 525 pp.
- DANIŠ, D., DANIŠOVÁ, G & ŤAVODA, P. Impakt sekundárnej sukcesie na biodiverzitu a životnosť agroekosystému TTP na hranici Pannonica a Carpatica. In: Kočík, K., Benčať, T. & Daniš, D., (eds.): *Hodnotenie základných zložiek poľnohospodárskej krajiny a agroekosystémov*. Zvolen, Zborník referátov z konferencie. JANKA ČIŽMÁROVÁ: PARTNER, 2006. ISBN 80-89183-23-9. p. 11–18.
- DANIŠ, D. & MODRANSKÝ, J. Dôsledky impaktu sekundárnej sukcesie na biodiverzitu a životnosť agroekosystémov ovocných sádov na príklade vybranej lokality v Štiavnických vrchoch. In: Kočík, K., Benčať, T. & Daniš, D., 2006 (eds.): *Hodnotenie základných zložiek poľnohospodárskej krajiny a agroekosystémov*. Zborník z konferencie. Zvolen, JANKA ČIŽMÁROVÁ – PARTNER, 2006. ISBN 80-89183-23-9. p. 19–25.
- DANIŠ, D. & MODRANSKÝ, J., 2007: Klasifikácia sekundárnej sukcesie na vybraných agroekosystémoch v podmienkach Slovenska. In: Olah, B., (ed.): *V. ekologické dni*, Vyd. SEKOS, (in press).
- DANIŠOVÁ, G., DANIŠ, D. & ŠTEFFEK, J. Vplyv antropických aktivít na zmeny v zložení flóry a mäkkýšov na lokalite Vápnik (Šíklôš) v Ipel'skej pahorkatine. In: Smetana, V. (ed.): *Acta Musei Tekovensis Levice*, 2006. ISBN 80-88831-06-7. p. 43–57.
- DUVIGNEAUD, P. *Ekologická syntéza*. ACADEMIA, nakl. ČSAV, Praha, 1988. 416 pp.
- FORMAN, R. T. T., Godron, M. *Krajinná ekológia*. Academia, Praha, 1993. 583 pp.
- JANČURA, P., et al. *The study, Sign Expression of Land Cover Characteristics*. Banská Bystrica, SAŽP, Centrum územného rozvoja, 1999. 66 p.
- JANČURA, P. *Charakteristický vzhľad krajiny*. Habilitačná práca, Tu Zvolen, 2003. 120 pp.
- JANČURA, P. Ochrana krajiny ako súčasť ochrany prírody. In: *Zborník k 40. výročiu NP Slovenský raj*. ŠOP SR, Spišská Nová Ves, 2004. p. 42–46.
- MACHOVEC, J., 1982: *Sadovnícka dendrologie*. ZF-VŠZ Lednice na Moravě, SPN: 246 pp.
- MASSART, J. *Esguise de la géographie botanique de la Belgique*. Bruxelles, Lamertin, 1910. 332 pp.
- MODRANSKÝ, J. & DANIŠ, D. Invázne a expanzné introdukované dreviny v podmienkach Slovenska. In: Mňahončáková, E., Baruszová, M., (eds.): *Sídlo – Park – Krajina IV*. a 11. Kolokvium katedier krajinnárskej a záhradnej tvorby. Nitra, 22. 11. 2006. ISBN 80-8069-809-0: p. 262–272.
- ODUM, E., P. *The strategy of ecosystems development*. Science, 164, 1967. p. 262–270.
- SUPUKA, J. & BENČAŤ, F. Základná štruktúra vegetácie v sídlach. In: Supuka, J. et al. (eds.): *Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene*. Vyd. SAV VEDA, Bratislava, 1991. p. 217–219.
- SUPUKA, J. & FERIANCOVÁ, L., 2002: *Structure of Transition Zone Between Settlement and Landscape*. Život. Prostr., Vol. 36, No.4. Vyd. ÚKE SAV Bratislava. ISSN 0044-4863.
- WOODWELL, G., M. *The energy cycle of the biosphere*. Sc. Am., 223/3, 1970. p. 64–97.



## EKTOMYKORÍZNY POTENCIÁL A HNILOBY V KULTÚRNYCH SMREČINÁCH

Ján GÁPER<sup>1</sup> – Ivan MIHÁL<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Katedra biológie FPV UMB, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: gaper@fpv.umb.sk

<sup>2</sup> Ústav ekológie lesa SAV, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, e-mail: mihal@sav.savzv.sk

### ABSTRACT

Gáper, J. & Mihál, I.: **Ectomycorrhizal potential and rot in man-made spruce forests**

The paper is aimed on both ectomycorrhizal potential and the spread of rot in six permanent plots established in man-made Norway spruce forests in Vrchdobroč hill (Veporské vrchy Mts., Central Slovakia) during 1989–2006. The greatest level of the ectomycorrhizal potential came from young age stands (1<sup>st</sup>–10<sup>th</sup> years after plantation). This was followed in decreasing frequency by medium age stands (11<sup>th</sup>–30<sup>th</sup> years after plantation) and the oldest stands (31<sup>st</sup>–41<sup>st</sup> years after plantation). The most important wood decaying fungi *Armillaria ostoyae* and *Heterobasidion annosum* were observed for the first time in the oldest stands (33 years after plantation).

**Key words:** spruce forests, ectomycorrhizal macrofungi, rot

### ÚVOD

Význam ektomykoríz pre priaznivý zdravotný stav lesa je všeobecne uznávaný (MEJSTRÍK, 1988; GÁPER a PIŠŤ, 2003; REPÁČ, 2000). Nedostatočné vedomosti však máme o ektomykoríznom potenciáli lesných porastov založených na bývalých poľnohospodárskych pôdach. Hnilobám porastotvorných drevín sa venuje stála pozornosť. Toto štúdium má v našich podmienkach dlhodobú tradíciu (KODRÍK, 1983; STOLINA et al., 1985; VARÍNSKY et al., 1996 a mnohí iní). Prispieť k lepšiemu poznaniu týchto dvoch atribútov (ektomykorízny potenciál a hniloby) kultúrnych smrečín je predmetom predkladanej štúdie.

Cieľom predloženého príspevku je zhodnotiť trendy rozvoja ektomykorízneho potenciálu kultúrnych smrečín v priebehu prvých 41 rokov ich vývoja a zhodnotiť šírenie koreňových hnilôb a ich najvýznamnejších pôvodcov v týchto porastoch.

### MATERÁL A METÓDY

Ektomykorízny potenciál a šírenie pôvodcov koreňových hnilôb v kultúrnych smrečínach sme skúmali na lokalite Vrchdobroč vo Veporských vrchoch v západnej časti Slovenského rudohoria. Pracovali sme na úrovni askokarpov a bazidiokarpov v rokoch 1989–2006 na šiestich trvalých výskumných plochách (ďalej označované ako TVP). Plochy sú označené veľkými abecednými písmenami A, B, C, D, E a F, každá z nich má veľkosť 1250 m<sup>2</sup>. Porasty vznikali postupne od r. 1960 na bývalých poľnohospodárskych pozemkoch na pôde, ktorá bola delimitovaná do lesného fondu (KORPEL a SANIGA, 1995; JANKOVIČ et al., 2002). Porasty ležia v 5. lesnom vegetačnom stupni (jedľovo-bukový). Geologické podložie je tvorené horninami kryštalinika s hnedou lesnou pôdou. Priemerná ročná teplota je 6 °C (vo vegetačnom období 12 °C). Priemerné ročné zrážky sú 900 mm, vo vegetačnom období 400 mm (GÁPER et al., 2004).

TVP A sa nachádzala v poraste 160 v nadmorskej výške 820–835 m na svahu orientovanom na JZ. Bola vysadená v r. 1965 (spon pri výsadbe  $1,4 \times 1,4$  m). Pri výchovnom zásahu v r. 1980 sa počet stromov zredukoval na 1200/ha. V r. 1993 porast bol vo veku 28 rokov. Koncom decembra 1993 plocha bola zničená snehovou a vetrovou kalamitou. Bola nahradená plochou E.

TVP B susedila s plochou A. Taktiež sa nachádzala v poraste 160 v nadmorskej výške 820–835 m na JZ svahu. Bola vysadená v r. 1965 (spon pri výsadbe  $1,4 \times 1,4$  m). V poraste bola urobená podúrovňová prebierka a neodvetvené stromy sa ponechali v poraste. V r. 1993 porast bol vo veku 28 rokov. Koncom decembra 1993 plocha bola zničená snehovou a vetrovou kalamitou. Bola nahradená plochou F.

TVP C sa nachádzala v poraste 153a. Bola vysadená v r. 1982 (spon pri výsadbe  $1,4 \times 1,4$  m, vek sadeníc pri výsadbe: 4 roky). Sadenice miestnej proveniencie boli vysadené jamkovou metódou. V r. 2005 porast bol vo veku 23 rokov, vo vývinovom štádiu žrdkoviny. TVP bola na svahu orientovanom na JZ, v nadmorskej výške 810–815 m, sklon svahu 15 %. V lete 2006 plocha bola zničená vetrovou smršťou.

TVP D sa nachádza v poraste 156c. Bola vysadená v r. 1989 (spon pri výsadbe  $1,9 \times 1,2$  m, vek sadeníc pri výsadbe: 4 roky). TVP je na svahu orientovanom na JV, v nadmorskej výške 880 m, sklon svahu je 20 %. Na výsadbu sa použili klony smreka, pochádzajúce z jedincov z prirodzeného zmladenia v Slovenských Beskydách (LZ Čadca, LS Predmier). Na plochu sa vysadilo 1120 odrezkovancov. V r. 2003 bola vykonaná prerezávka, na ploche zostalo asi 2/3 pôvodného počtu jedincov (JANKOVIČ et al. 2002). Plocha bola vyčistená v r. 2005. Porast je vo vývinovom štádiu žrdkoviny vo veku 17 rokov.

TVP E susedí s plochou D. Nachádza sa v poraste 156a. TVP je na svahu orientovanom na JV, v nadmorskej výške 880 m, sklon svahu je 25 %. Porast je vo vývinovom štádiu žrdkoviny vo veku 41 rokov.

Plocha F sa nachádza v poraste 154a. TVP je na svahu orientovanom na JZ, sklon svahu je 25 %. Porast je vo vývinovom štádiu žrdkoviny vo veku 41 rokov.

Získané údaje charakterizujúce plochy A, B, C a D sú presnejšie, nakoľko charakterizujú viac me-

nej priamo plochy. Pre plochy E a F získané dáta charakterizujú celé, niekoľko ha porasty, v ktorých sú plochy umiestnené. Plochy C, D, E a F sú vo vývojovom štádiu žrdkoviny, v skupine lesných typov Ft (*Fagetum typicum*), v lesnom type *Fagetum typicum* – marinková typická bučina. Ležia v pásme ohrozenia imísiami D a v stupni ochrany prírody 1 (GÁPER et al., 2004).

Ektomykorizny potenciál sme stanovili pomerom počtu druhov ektomykorizných symbiontov k terestrickým saprofytom na všetkých trvalých výskumných plochách, pre každú zvlášť. Jeho stanoveniu predchádzal systematický terénny mykologický a fytopatologický výskum na trvalých výskumných plochách v r. 1989–2006, s výnimkou roku 2002. Každú výskumnú plochu sme hodnotili v každom roku dva až sedemkrát, podľa podmienok prostredia, zvlášť priebehu zrážok v danom roku.

Šírenie koreňových hnilôb z pohľadu statickej stability porastov sme hodnotili v r. 2004 na ploche D a v r. 2005–2006 na ploche C a v jej blízkom okolí. Na ploche D sme na tento účel využili pne po prerezávke. V čase prerezávky (rok 2003) porast bol vo vývojovom štádiu žrdkoviny vo veku 14 rokov. Prítomnosť hniloby sme hodnotili 26.–28. mája 2004 a 19.–23. júla 2004 makroskopicky a terénnou lupou (5×) na čerstvých rezných plochách 200 pňov, rovnomerne rozmiestnených po celej ploche. Na ploche C sme za týmto účelom zhodnotili 30 stromov rovnomerne rozmiestnených po obvode celej plochy. V r. 2005 porasty na ploche C a v jej okolí boli vo veku 23 rokov. Použili sme metódu vyhodnotenia vzoriek odobratých prírastkomerom v dvoch na seba kolmých rovinách v bazálnej časti jednotlivých stromov. Prítomnosť hniloby sme hodnotili 1.–4. augusta 2005 a 5. a 17. júla 2006 na odobratých vzorkách makroskopicky a terénnou lupou (5×). Na rozboroch koreňových systémov sme využili vyvrátené pne po veternej smršti nad plochou C. V dňoch 5. a 18.–21. júla a 22.–24. augusta 2006 sme deštruktívnou metódou (GÁPEROVÁ, 2005) rozboru vyhodnotili 25 vzorníkov koreňových sústav náhodne rozmiestnených na ploche  $99,9 \text{ m} \times 51,2 \text{ m}$ .

## VÝSLEDKY

V prvých štyridsať jeden rokoch koreňové systémy smrekových monokultúr kolonizovali

tieto ektomykorizne symbionty: *Amanita citrina* (Schaeff.) Pers., *Amanita excelsa* (Fr.) Bertillon, *Amanita muscaria* (L.) Pers., *Amanita regalis* (Fr.) Michael, *Amanita rubescens* Pers., *Boletus edulis* Bull., *Cantharellus cibarius* Fr., *Chalciporus piperatus* (Bull.) Bataille, *Clavulina coralloides* (L.) J. Schröt., *Clavulina rugosa* (Bull.) J. Schröt., *Clitopilus prunulus* (Scop.) P. Kumm., *Cortinarius alboviolaceus* (Pers.) Fr., *Cortinarius anomalus* (Fr.) Fr., *Cortinarius armeniacus* (Schaeff.) Fr., *Cortinarius cinnamomeolutes* P. D. Orton, *Cortinarius cinnamomeobadius* Rob. Henry, *Cortinarius colus* Fr., *Cortinarius glandicolor* (Fr.) Fr., *Cortinarius paleiferus* Svrček, *Cortinarius semisanguineus* (Fr.) Gillet, *Cortinarius varius* Fr., *Gomphidius glutinosus* (Schaeff.) Fr., *Hebeloma crustuliniforme* (Bull.) Quél., *Hebeloma perpallidum* M. M. Moser, *Hebeloma sinapizans* (Paulet) Gillet, *Hygrophorus olivaceoalbus* (Fr.) Fr., *Hygrophorus pustulatus* (Pers.) Fr., *Inocybe lacera* (Fr.) P. Kumm., *Laccaria laccata* (Scop.) Cooke, *Laccaria proxima* (Boud.) Pat., *Laccaria tortilis* (Bolton) Cooke, *Lactarius deterrimus* Gröger, *Lactarius mitissimus* (Fr.) Fr., *Lactarius rufus* (Scop.) Fr., *Leccinum piceinum* Pilát et Dermek, *Paxillus involutus* (Batsch) Fr., *Ramaria stricta* (Pers.) Quél., *Russula aeruginea* Lindblad, *Russula cyanoxantha* (Schaeff.) Fr., *Russula firmula* Jul. Schäff., *Russula foetens* (Pers.) Fr., *Russula integra* (L.) Fr., *Russula mustelina* Fr., *Russula turci* Bres., *Russula virescens* (Schaeff.) Fr., *Thelephora terrestris* Ehrh., *Tricholoma imbricatum* (Fr.) P. Kumm., *Tricholoma vaccinum* (Pers.) P. Kumm., *Xerocomus badius* (Fr.) J.-E. Gilbert, *Xerocomus chrysenteron* (Bull.) Quél., *Xerocomus subtomentosus* (L.) Quél.

V uvedenom období pôda bola kolonizovaná týmito terestrickými nelignikolnými saprofytni: *Agaricus silvaticus* Schaeff., *Agrocybe praecox* (Pers.) Fayod, *Calvatia excipuliformis* (Scop.) Perdeck, *Calvatia uriformis* (Bull.) Jaap, *Clitocybe brumalis* (Fr.) P. Kumm., *Clitocybe candidans* (Pers.) P. Kumm., *Clitocybe clavipes* (Pers.) P. Kumm., *Clitocybe ditopa* (Fr.) Gillet, *Clitocybe fragrans* (Sowerby) P. Kumm., *Clitocybe gibba* (Pers.) P. Kumm., *Clitocybe incilis* (Fr.) Quél., *Clitocybe metachroa* (Fr.) P. Kumm., *Clitocybe squamulosa* (Pers.) P. Kumm., *Collybia cookei* (Bres.) J. D. Arnold, *Conocybe semiglobata* (Kühner) Kühner et Watling, *Coprinus plicatilis* (Curtis) Fr., *Cystoderma amianthinum* (Scop.) Fayod,

*Cystoderma carcharias* (Pers.) Konrad et Maubl., *Entoloma clypeatum* (L.) P. Kumm., *Entoloma conferendum* (Britzelm.) Noordel., *Entoloma hirtipes* (Schumach.) M. M. Moser, *Entoloma lucida* (P. D. Orton) M. M. Moser, *Entoloma sericellum* (Fr.) P. Kumm., *Geastrum quadrifidum* Pers., *Gymnopus confluens* (Pers.) Antonín et al., *Gymnopus dryophilus* (Bull.) Murrill, *Gymnopus erythropus* (Pers.) Antonín et al., *Gymnopus peronatus* (Bolton) Antonín et al., *Gyromitra esculenta* (Pers.) Fr., *Heyderia abietis* (Fr.) Link, *Hygrocybe ceracea* (Wulfen) P. Kumm., *Hygrocybe conica* (Schaeff.) P. Kumm., *Hygrocybe persistens* (Britzelm.) Britzelm., *Lepiota cristata* (Bolton) P. Kumm., *Lepista flaccida* (Sowerby) Pat., *Lepista nuda* (Bull.) Cooke, *Lycoperdon foetidum* Bonord., *Lycoperdon perlatum* Pers., *Lycoperdon umbrinum* Pers., *Lyophyllum connatum* (Schumach.) Singer, *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer, *Macrolepiota rachodes* (Vittad.) Singer, *Marasmiellus perforans* (Hoff.) Antonín et al., *Marasmius oreades* (Bolton) Fr., *Marasmius rotula* (Scop.) Fr., *Marasmius scorodoni* (Fr.) Fr., *Mycena aetites* (Fr.) Quél., *Mycena alcalina* (Fr.) P. Kumm., *Mycena atropapillata* Kühner et Maire, *Mycena aurantiomarginata* (Fr.) Quél., *Mycena epipterygia* var. *viscosa* (Maire) Ricken, *Mycena flavoalba* (Fr.) Quél., *Mycena galopus* (Pers.) P. Kumm., *Mycena haematopus* (Pers.) P. Kumm., *Mycena leptocephalata* (Pers.) Gillet, *Mycena pura* (Pers.) P. Kumm., *Mycena rorida* (Fr.) Quél., *Mycena rosella* (Fr.) P. Kumm., *Mycena stylobates* (Pers.) P. Kumm., *Mycena viridimarginata* P. Karst., *Mycena vulgaris* (Pers.) P. Kumm., *Omphalina epichysium* (Pers.) Quél., *Omphalina scyphiformis* (Fr.) Quél., *Otidea cantharella* (Fr.) Sacc., *Panaeolus ater* (J. E. Lange) Kühner et Romagn., *Panaeolus acuminatus* (Schaeff.) Quél., *Phytoconis ericetorum* (Pers.) Redhead et Kuyper, *Rhodocollybia butyracea* (Bull.) Lennox, *Rhodocollybia butyracea* f. *asema* (Fr.) Antonín et al., *Rhodocollybia maculata* (Alb. et Schwein.) Singer, *Rickenella fibula* (Bull.) Raithehl., *Scutellinia scutellata* (L.) Lambotte, *Scutellinia umbrorum* (Fr.) Lambotte, *Setulipes androsaceus* (L.) Antonín, *Stropharia albonites* (Fr.) P. Karst., *Tubaria conspersa* (Pers.) Fayod.

Hodnoty ektomykorizneho potenciálu smrekových porastov uvádzame v tabuľkách 1–4. Tabuľka 1 udáva hodnoty v prvých desiatich rokoch po výsadbe, tabuľka 2 v jedenástom až dvadsiatom



roku, tabuľka 3 v dvadsiatom prvom až tridsiatom roku a tabuľka 4 v tridsiatom prvom až štyridsiatom prvom roku po výsadbe.

Hodnoty ektomykorízneho potenciálu v prvých desiatich rokoch po výsadbe sú veľmi rozkolísané. Pohybujú sa na hladinách 0,85–7,00 (výnimočne až 11,00 v desiatom roku po výsadbe na ploche C). Vysoké hodnoty poukazujú na to, že ektomykorízne symbionty sú druhovo početnejšie ako terestrické saprofyty.

Hodnoty ektomykorízneho potenciálu smrekových porastov v jedenástom (11) až tridsiatom roku po výsadbe (tab. 2, 3) sú vyrovnannejšie. Pohybujú sa na hladinách 0,58–2,50, výnimočne 6,00

v jedenástom roku po výsadbe na ploche C (tab. 2) a 0,18–2,83, výnimočne 3,80 v dvadsiatom piatom roku po výsadbe na ploche A (tab. 3). Významný je aj trend postupného znižovania hodnôt ektomykorízneho potenciálu v porovnaní s hodnotami v prvých desiatich rokoch po výsadbe (tab. 1).

Postupný trend znižovania hodnôt ektomykorízneho potenciálu je zrejmy hlavne po tridsiatom roku po výsadbe (tab. 4). Jeho hodnoty sa pohybujú na hladine 0,15–0,87. Hodnotu 1 ektomykorízny potenciál prekračuje len v jednom prípade, v tridsiatom šiestom roku po výsadbe na ploche F (1,15). Tieto hodnoty indikujú masívnejší nástup saprofytických terestrických makromycét.

Tab. 1 Hodnoty ektomykorízneho potenciálu smrekových porastov v prvých desiatich rokoch po výsadbe na trvalých výskumných plochách (TVP) C a D na lokalite Vrchdobroč

Table 1 Ectomykorhysal potential of Norway spruce stands during first 10 years after plantation at permanent research plots (TVP) C and D at the Vrchdobroč site

Roky po výsadbe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
TVP D	6,00	2,50	4,50	0,86	0,85	1,00	1,29	7,00	1,08	1,17
TVP C	–	–	–	–	–	–	0,86	1,80	2,50	11,00

(– plocha v danom roku po výsadbe nebola hodnotená)

– Not assessed

Tab. 2 Hodnoty ektomykorízneho potenciálu smrekových porastov v jedenástom (11) až dvadsiatom (20) roku po výsadbe na trvalých výskumných plochách (TVP) C a D na lokalite Vrchdobroč

Table 2 Ectomykorhysal potential of Norway spruce stands during first 11–20-th year after plantation at permanent research plots (TVP) C and D at the Vrchdobroč site

Roky po výsadbe	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
TVP D	1,43	1,56	–	?	1,08	1,11	2,25	–	–	–
TVP C	6,00	2,50	0,81	0,95	1,22	0,73	0,58	0,60	1,13	–

(– plocha v danom roku po výsadbe nebola hodnotená, ? potenciál neurčiteľný, pretože nefruktifikovali saprofyty)

– Not assessed

Tab. 3 Hodnoty ektomykorízneho potenciálu smrekových porastov v dvadsiatom prvom (21) až tridsiatom (30) roku po výsadbe na trvalých výskumných plochách (TVP) A, B, C, E a F na lokalite Vrchdobroč

Table 3 Ectomykorhysal potential of Norway spruce stands during first 21–30-th year after plantation at permanent research plots (TVP) C and D at the Vrchdobroč site

Roky po výsadbe	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
TVP C	0,38	0,85	0,78	–	–	–	–	–	–	–
TVP A	–	–	–	0,92	3,80	2,50	2,83	0,70	–	–
TVP B	–	–	–	1,14	2,11	1,50	2,00	0,50	–	–
TVP E	–	–	–	–	–	–	–	–	0,71	0,32
TVP F	–	–	–	–	–	–	–	–	0,87	0,18

(– plocha v danom roku po výsadbe nebola hodnotená)

– Not assessed

Tab. 4 Hodnoty ektomykorízneho potenciálu smrekových porastov v tridsiatom prvom (31) až štyridsiatom prvom (41) roku po výsadbe na trvalých výskumných plochách (TVP) E a F na lokalite Vrchdobroč

Table 4 Ectomykorhysal potential of Norway spruce stands during first 31–40-th year after plantation at permanent research plots (TVP) C and D at the Vrchdobroč site

Roky po výsadbe	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
TVP E	0,35	0,33	0,29	0,59	0,53	0,87	–	0,23	0,67	0,41	0,54
TVP F	0,63	0,50	0,64	0,39	0,45	1,15	–	0,67	0,59	0,59	0,68

(– plocha v danom roku po výsadbe nebola hodnotená)

– Not assessed

Dielčie výsledky výskumu jednotlivých ekofyziologických skupín z predmetného územia publikovali MIHÁL (1994, 1998, 2002 a iné) a GÁPER a LIZOŇ (1995, 1997 a iné) a iní. Už DIGHTON a MASON (1985) poukázali na sukcesiu ektomykoríznych húb v prvých dvadsiatych-tridsiatych rokoch po zalesnení, čo sme potvrdili aj my pre kultúrne smrečiny. V zhode s nimi konštatujeme, že vývoj ektomykorízneho potenciálu má svoje zákonitosti. Na začiatku je najvyšší a potom postupne, nerovnomerne klesá. Potvrdzujeme, že tento jav možno vysvetliť rôznym vekom porastov a množstvom hrabanky.

Výskumom šírenia hnilôb prostredníctvom zhodnotenia rezných plôch pňov na ploche D sme zistili, že 14 ročný porast hnilobou v podstate netrpí. Z 200 pňov hniloba bola prítomná len na štyroch z nich. Navyše, všetky boli v bezprostrednom okolí pozostatkov bývalej laznickej usadlosti, kde boli nepriaznivé podmienky pre zdarný rozvoj koreňových systémov predmetných stromov. Vyhodnotením vzoriek odobratých prírastkomerom z 30 stromov sme hnilobu zaznamenali len v jednom prípade. Vyhodnotenie 25 vzorkov koreňových systémov vyvrátených pňov uvádza tabuľka 5.

Tab. 5 Charakteristika vzorníkov pňov a koreňových systémov po vyvrátených stromoch v 23 ročných porastoch nad plochou C na lokalite Vrchdobroč

vzorník č.	charakteristika vzorníka
1	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
2	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
3	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
4	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
5	báza pňa bez hniloby, príznaky hniloby na jednom zo štyroch kostrových koreňoch
6	báza pňa bez hniloby, príznaky hniloby na jednom zo štyroch kostrových koreňoch
7	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
8	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
9	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
10	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
11	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
12	báza pňa bez hniloby, príznaky hniloby na jednom zo šiestich kostrových koreňoch
13	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
14	báza pňa bez hniloby, príznaky hniloby na jednom zo štyroch kostrových koreňoch
15	báza pňa bez hniloby, príznaky hniloby na jednom zo štyroch kostrových koreňoch
16	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
17	báza pňa bez hniloby, príznaky hniloby na jednom zo štyroch kostrových koreňoch
18	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
19	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
20	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
21	peň s príznakmi hniloby, príznaky hniloby na dvoch z troch kostrových konárov
22	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
23	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
24	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby
25	báza pňa bez príznakov hniloby, všetky korene bez príznakov hniloby

Z rozboru 25 vzorníkov koreňových systémov vyvrátených pňov (tab. 5) vyplýva, že hnilobou v iničiálnych štádiách (rozsah hnilôb v jednotlivých vzorníkov bol minimálny) začínalo trpieť sedem stromov, čo predstavuje hnilobnosť 28 %. Výskumom fruktifikácie na všetkých šiestich výskumných plochách sme zistili, že najnebezpečnejšími pôvodcami hnilôb sú *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink a *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. Obidva pôvodcovia hnilôb po prvýkrát fruktifikovali v r. 1998 na TVP E a F. Porasty boli v tom čase vo veku 33 rokov.

## ZÁVER

1. Najvyšší ektomykorizny potenciál skúmaných kultúrnych smrečín majú najmladšie porasty (do 10 rokov po výsadbe). S vekom porastu ektomykorizny potenciál klesá, najnižšie hodnoty dosahuje v najstarších porastoch (31 až 41 ročných).
2. Hnilobnosť smrečín v prvých 14 rokoch vývoja porastov je prakticky zanedbateľná, v 23 ročných porastoch predstavuje 28 %. Rozsah hniloby konkrétnych jedincov je však ešte malý.
3. Najnebezpečnejší pôvodcovia hnilôb *Armillaria ostoyae* and *Heterobasidion annosum* po prvýkrát fruktifikovali v 33 ročných porastoch.

## Pod'akovanie

Práca vznikla v rámci riešenia projektu VEGA č. 1/1368/04. Autori ďakujú Grantovej agentúre MŠ SR a SAV VEGA za finančnú podporu tejto práce.

## LITERATÚRA

- DIGHTON J. & MASON P., 1985: Mycorrhizal dynamics during forest tree development, p. 117–139. In: More D. et al. (eds.), *Developmental biology of higher fungi*. Cambridge University Press, Cambridge, 432 pp.
- GÁPER J. & LIZOŇ P., 1995: Sporocarp succession of mycorrhizal fungi in the Norway spruce plantations in formerly agricultural land. In: Baluška F. et al. (ed.), *Structure and function of roots*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 349–352.
- GÁPER J. & LIZOŇ P., 1997: Colonisation of Norway spruce plantations by ectomycorrhizal macrofungi. *Ekológia* (Bratislava), 16: 337–344.
- GÁPER J. & PIŠÚT I., 2003: Mykológia. Systém, vývoj a ekológia húb. FPV UMB, Banská Bystrica, 320 pp.
- GÁPER J., REPÁČ I., HLÁSNY, T., GÁPEROVÁ, S. & KRÁTKA, E., 2004: Príspevok k poznaniu adaptácie a šírenia húb v kultúrnych smrečínach vo vzťahu k ich statickej stabilite, p. 55–59. In: Turisová I. et Prokešová R. (eds.), *Ekologická diverzita Zvolenskej kotliny*. Lesn. Výsk. Ústav, Zvolen, 89 pp.
- GÁPEROVÁ S., 2005: Hniloba ako súčasť hodnotenia zdravotného stavu drevín, p. 37–40. In: Reinprecht L., Hlaváč P. & Tiralová Z. (eds.), *Drevoznehodnocujúce huby 2005*. Vyd. Techn. Univ., Zvolen, 126 pp.
- JANKOVIČ J., STRMEŇ S., HALÁK A., ŠEBEŇ V. & LONGAUER R., 2002: Zhodnotenie stavu a vývoja porastov založených z autovegetatívne namnoženého materiálu smreka. Záverečná správa rezortnej výskumnej úlohy (msc.), 24 pp. Depon in LVÚ Zvolen.
- KODRÍK J., 1983: Jedľa a vieror. Vedecké a pedagogické aktuality 4, VŠLD, Zvolen, 98 pp.
- KORPEL Š. & SANIGA M., 1995: Vplyv rozdielneho počtu sadenic a ich sponu na rast a formovanie smrekových porastov. Vedecké štúdie. TU, Zvolen, 38 pp.
- MEJSTRÍK V., 1988: Mykorrhizní symbiózy. Academia, Praha, 152 pp.
- MIHÁL I., 1994: Abundancia plodníc agarikálnych húb a biomasa dominantných druhov vo vrcholovej smrečine, p. 36–39. In: Križo M. (ed.), *Flóra Poľany*. Vyd. Techn. Univ., Zvolen, 98 pp.
- MIHÁL I., 1998: Production of fruiting bodies of saprophytic fungi in spruce monocultures planted on former arable land. *Ekológia* (Bratislava) 17: 152–161.
- MIHÁL I., 2002: Production of epigeic sporocarps of ectomycorrhizal fungi in differently aged Norway spruce monocultures. *Ekológia* (Bratislava) 21: 129–136.
- REPÁČ I., 2000: Mykorrhizné symbiózy lesných drevín. Vedecké štúdie 8/200A. Vyd. Techn. Univ., Zvolen, 66 pp.
- STOLINA M. a kol., 1985: *Ochrana lesa. Príroda*, Bratislava, 480 pp.
- VARÍNSKY J. a kol., 1996: Aktuálne problémy v ochrane lesa. LVÚ, Zvolen, 129 pp.

## VZÁCNE DREVINY VO VYBRANÝCH PARKOCH STREDNÉHO SLOVENSKA

Zlatica PÚPAVOVÁ<sup>1</sup> – Svetlana GÁPEROVÁ<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Katedra plánovania a tvorby krajiny Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, Masarykova 24, 960 53 Zvolen, pupavova@vsl.d.tuzvo.sk

<sup>2</sup> Katedra biológie Fakulty prírodných vied Univerzity Mateja Bela, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, gaperova@fpv.umb.sk

### ABSTRACT

Púpavová, Z. & Gáperová, S.: **Infrequent woody plants in chosen parks of Central Slovakia**

The data about infrequent woody plants in chosen parks in three urban sites (the towns of Banská Bystrica and Veľký Krtíš and the village of Dolná Strehová respectively) from Central Slovakia are given. From chosen 35 infrequent woody plants had highest social value *Quercus robur* L. and *Pinus nigra* Arn. From the village of Dolná Strehová. These two woody plants would be protected.

**Key words:** infrequent woody plants, park, Central Slovakia, social value of woody plants

### ÚVOD

Upravené, pekné, ale taktiež bezpečné – také by mali byť dreviny v mestách a obciach. Aby tomu tak bolo, je potrebné o dreviny správne a pravidelne sa starať a ochraňovať ich.

V súčasnosti ochrana významných stromov je podľa Krištofa (KRIŠTOF 2005) zabezpečovaná zákonom č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny, ktorý nadobudol účinnosť 1. januára 2003. Za chránený možno vyhlásiť strom rastúci na poľnohospodárskom alebo lesnom pôdnom fonde alebo v urbanizovanom prostredí sídiel, nie však na území chráneného krajinného prvku, prírodnej rezervácie a prírodnej pamiatky. Chránené stromy sú prevažne staré stromy, čomu zodpovedá aj ich zdravotný stav. Navyše pôsobia na ne aj stresové faktory prostredia, ktorých účinok je čoraz intenzívnejší.

Hlavnými motívmi ochrany stromov sú podľa Krištofa (KRIŠTOF 2005):

- vzťah k historickej (kultúrnej) udalosti (osobnosti) národného alebo regionálneho významu,
- vzácnosť výskytu druhu dreviny. Pri nepôvodných sa uprednostňujú tie, ktoré sú kultúrne

alebo fylogeneticky starými drevinami, majú vzťah k histórii introdukcie alebo sú botanickými zvláštnosťami a kuriozitami.

- rozmernosť biometrických parametrov (obvod, výška, priemer koruny) a vek,
- individuálne zvláštnosti stromov (morfológické formy vzťahujúce sa na habitus, borku, listy, kvety alebo plody a odlišujúce sa od typu veľkosťou, tvarom alebo farbou).
- zachovanie významného genofondu pôvodných druhov,
- krajínovorné a estetické hodnoty.

Cieľom našej práce je vybrať vzácne dreviny vo vybraných parkoch Slovenska, zistiť ich relatívny vek a spoločenskú hodnotu. Navrhnúť, ktoré z hodnotených vzácnych stromov by mohli byť vyhlásené za chránené.

### METODIKA

Základné informácie o drevinách v parkoch sme získali terénnym inventarizačným výskumom, ktorý sme realizovali v Mestskom parku v Banskej Bystrici, v Parku Hôrka vo Veľkom Krtíši a v Parku I. Madacha v Dolnej Strehovej v r. 2004–2007.

Na vybraných lokalitách sme spolu evidovali 1823 jedincov, z toho 832 jedincov v Mestskom parku v Banskej Bystrici, 373 jedincov v Parku Hôrka vo Veľkom Krtíši a 618 jedincov v Parku I. Madacha v Dolnej Strehovej.

Na študovaných lokalitách sme hodnotili vitalitu, vrátane zdravotného stavu drevín a na základe výsledkov hodnotenia zdravotného stavu (PÚPAVOVÁ & GÁPEROVÁ 2007) sme urobili výber vzácných drevín, ktoré sme ďalej hodnotili detailnejšie. Prevažne sme vyberali dreviny s väčším priemernom kmeňa s predpokladom, že budú mať vysoký

vek a vysokú spoločenskú hodnotu.

Na vybraných lokalitách sme takto vybrali 35 jedincov: na lokalite Mestský park v Banskej Bystrici 15 jedincov, na lokalite Park Hôrka vo Veľkom Krtíši 5 jedincov a na lokalite Park I. Madacha v Dolnej Strehovej 15 jedincov. Každú drevinu sme posudzovali samostatne. Údaje o drevine sme doplnili o fotodokumentáciu. O každej z vybraných drevín sme vytvorili evidenčný list so základnými charakteristikami o drevine, lokalite, zdravotnom stave a o ocenení dreviny (tab. 1).

Tab. 1 Evidenčný list vzácných drevín vo vybraných parkoch: Mestský park v Banskej Bystrici, Park Hôrka vo Veľkom Krtíši a Park I. Madacha v Dolnej Strehovej

Table 1 The list of infrequent woody plants in chosen parks: Park in the town of Banská Bystrica, Hôrka park in the town of Veľký Krtíš and I. Madácha park in the village of Dolná Strehová

### I. Základné údaje o drevine

Kód stromu	určený v teréne	Fotodokumentácia
Slovenský názov dreviny	podľa Marholda a Hindáka (MARHOLD & HINDÁK, eds. 1998)	
Vedecký názov	podľa Marholda a Hindáka (MARHOLD & HINDÁK, eds. 1998)	
Pôvod dreviny	podľa Pagana a Randušku (PAGAN & RANDUŠKA 1987, 1988) a Benčaťa (BENČAŤ 2002)	
Výška dreviny v m	určovaná výškomerom Suunto	
Priemer $d_{1,3}$ v m	zistený priemerkou Mantax	
Dátum zápisu	dátum hodnotenia dreviny	
Fotodokumentácia	urobený fotoaparátom Olympus – Digital 600	

### II. Charakteristika polohy

Lokalita	podľa administratívneho členenia Slovenska
Bližšie určenie lokality	park, v ktorom sa drevina nachádza
Charakteristika okolia	opis okolia dreviny
Nadmorská výška v m n. m	určovaná GPS eTrex Vista
Zameranie GPS mapa výskytu	určovaná GPS eTrex Vista, formát zápisu: N 48 ° 00,000' EO 19 ° 00,000' (KRNÁČ 2006)

### III. Charakteristika dreviny

Zdravotný stav	popisne hodnotíme stupeň olistenia, presychanie koruny, choroby asimilačných orgánov, výskyt dutín (určujeme veľkosť a hĺbku dutiny), výskyt drevokazných húb (GÁPER 1988), rakovinových rán.
Mechanické poškodenie	popisne hodnotíme poškodenie koreňových nábehov, poškodenie konárov a kmeňa
Tvorba kalusu	popisne hodnotíme schopnosť tvorby kalusu na okraji rán, reakciu na poranenie
Ocenenie dreviny	spoločenská hodnota dreviny vypočítaná podľa Krištofa a Urbanovej (KRIŠTOF & URBANOVÁ 2002) a upravená prírážkovým indexom podľa prílohy č. 35 k vyhláške č. 24/2003 Z. z.
Relatívne dosiahnuteľný vek dreviny	podľa prílohy č. 33 k vyhláške č. 24/2003 Z. z.

U vzácných drevín sme podľa prílohy č. 33 k vyhláške č. 24/2003 Z. z. určili **relatívne dosiahnuteľný vek**. Pod pojmom relatívne dosiahnuteľný vek chápeme vek dreviny, ktorý by mohla daná drevina počas svojho života dosiahnuť. Relatívne dosiahnuteľný vek sme u jednotlivých drevín zisťovali podľa kategórií uvedených v prílohe č. 33 k vyhláške č. 24/2003 Z. z. nasledovne:

Kategória 1 – tu sú uvádzané taxóny dlhovekých drevín

1. 1 – taxóny drevín dosahujúce výrazne vysoký vek (nad 500 rokov)

1. 2 – taxóny drevín dosahujúce vysoký vek (200–500 rokov),

Kategória 2 – tu sú uvádzané taxóny strednovekých drevín

2. 1 – taxóny drevín dosahujúce stredný vek (100–200 rokov)

Kategória 3 – tu sú uvádzané taxóny krátkovekých drevín

3. 1 – taxóny drevín dosahujúce nízky vek (50–100 rokov),

3. 2 – taxóny drevín dosahujúce veľmi nízky vek (do 50 rokov).

Pre vzácne dreviny sme ďalej vypracovali **stupnicu na oceňovanie drevín**. Najprv sme určili **spoločenskú hodnotu** vybraných drevín.

Pri výpočte spoločenskej hodnoty drevín sme postupovali podľa Krištofa a Urbanovej (KRIŠTOF & URBANOVÁ 2002). Určili sme do ktorej z troch skupín (podľa prílohy č. 33 k vyhláške č. 24/2003

Z. z.) patrí drevina, ktorej spoločenskú hodnotu chceme vypočítať. Na základe príslušnosti dreviny k určitej skupine a nami zmeraného obvodu kmeňa vo výške  $d_{1,3}$  zistíme (podľa prílohy č. 33 k vyhláške č. 24/2003 Z. z.) výšku základnej spoločenskej hodnoty, ktorá je vyjadrená v slovenských korunách (tab. 2). Vypočítanú základnú spoločenskú hodnotu drevín možno na základe bližšej charakteristiky znížiť alebo zvýšiť. Spoločenskú hodnotu drevín sme podľa prílohy č. 35 k vyhláške č. 24/2003 Z. z. upravili. Vybrali sme prírážkové indexy vzťahujúce sa k našej drevine:

**a) index 0,4** – ak je drevina poškodená v rozpätí nad 60 % (ťažké poškodenie)

**b) index 0,6** – ak je drevina poškodená v rozpätí 26–60 % (stredné poškodenie)

**c) index 0,8** – ak je drevina poškodená v rozpätí 11–25 % (slabé poškodenie)

**d) index 0,9** – ak ide o krátkoveké dreviny

**e) index 1,1** – ak ide o dlhoveké dreviny

**f) index 1,2** – ak je vek stromu vyšší ako 100 rokov a ak rastie v špecifických objektoch, ako sú areály škôl, zdravotnícke zariadenia, vyhradené areály cintorínov

**g) index 1,3** – ak ide o dreviny v brehových porastoch, vo vetrolamoch a o dreviny pramenísk a rašelinísk

**h) index 1,4** – ak ide o dreviny v parkoch, verejných sadoch a záhradách

**i) index 1,5** – ak rastú v ochrannom pásme s druhým stupňom ochrany

Tab. 2 Spoločenská hodnota jednotlivých skupín drevín podľa obvodu kmeňa v cm (upravené podľa prílohy č. 33 k vyhláške č. 24/2003 Z. z.)

Table 2 Social value of individual sections of woody plants by division of trunk in c. (modified by appendix number 33 to edict number 24/2003 Z. z.)

Obvod kmeňa v cm	131–160	161–190	191–220	221–250	251–280	281–310
I. skupina	–	–	–	–	–	–
II. skupina	45 000 Sk	51 000 Sk	57 000 Sk	63 000 Sk	69 000 Sk	75 000 Sk
III. skupina	35 000 Sk	39 000 Sk	45 000 Sk	51 000 Sk	58 000 Sk	64 000 Sk

Obvod kmeňa v cm	311–360	361–410	411–450	451–500	nad 500
I. skupina	–	–	–	–	–
II. skupina	82 000 Sk	89 000 Sk	95 000 Sk	120 000 Sk	160 000 Sk
III. skupina	70 000 Sk	76 000 Sk	86 000 Sk	100 000 Sk	120 000 Sk

Vysvetlivky:

I. skupina – polovždzelené a vždyzelené listnaté dreviny,

II. skupina – ihličnaté dreviny,

III. skupina – listnaté opadavé dreviny.

- j) index 2,0** – ak rastú v ochrannom pásme s tretím stupňom ochrany
- k) index 2,5** – ak rastú v ochrannom pásme so štvrtým stupňom ochrany
- l) index 3,0** – ak sú vyhlásené za chránený strom. Základnú spoločenskú hodnotu sme vynásobili vybranými indexami a dostali sme výslednú spoločenskú hodnotu nami vybranej vzácnej dreviny.

## VÝSLEDKY

Pre detailnejšie pozorovanie a hodnotenie (výsledky sme zaznamenávali do evidenčných listov) sme z celkového počtu 1 823 nami evidovaných drevín na zvolených lokalitách vybrali 35 jedincov:

V Mestskom parku v Banskej Bystrici sme vybrali 15 jedincov:

- **lipu veľkolistú *Tilia platyphyllos* Scop.** (6 jedincov) – ich spoločenská hodnota je: 31 416 Sk, 78 848 Sk, 39 424 Sk, 35 728 Sk, 43 120 Sk, 53 592 Sk.
- **orech čierny *Juglans nigra* L.** (7 jedincov) – ich spoločenská hodnota je: 89 600 Sk, 81 200 Sk, 71 400 Sk, 89 600 Sk, 25 200 Sk, 43 680 Sk, 57 120 Sk.
- **javor horský *Acer pseudoplatanus* L.** (2 jedince) – ich spoločenská hodnota je: 70 224 Sk, 52 976 Sk.

V Parku Hôrka vo Veľkom Krtíši sme vybrali 5 jedincov:

- **jaseň štíhly *Fraxinus excelsior* L.** (2 jedince) – ich spoločenská hodnota je: 53 760 Sk,

48 720 Sk

- **dub zimný *Quercus petraea* (Matt) Liebl.** (1 jedinec) – jeho spoločenská hodnota je 31 416 Sk
- **dub letný *Quercus robur* L.** (1 jedinec) – jeho spoločenská hodnota je 43 120 Sk
- **javor mliečny *Acer platanoides* L.** (1 jedinec) – jeho spoločenská hodnota je 71 456 Sk.

V Parku I. Madacha v Dolnej Strehovej sme vybrali 15 jedincov:

- **pagaštan kónský *Aesculus hippocastanum* L.** (9 jedincov) – ich spoločenská hodnota je: 43 680 Sk, 48 720 Sk, 54 600 Sk, 48 720 Sk, 48 720 Sk, 43 680 Sk, 37 800 Sk, 48 720 Sk, 29 400 Sk
- **jaseň štíhly *Fraxinus excelsior* L.** (1 jedinec) – jeho spoločenská hodnota je 64 960 Sk
- **platan západný *Platanus occidentalis* L.** (1 jedinec) – jeho spoločenská hodnota je 42 874 Sk
- **topoľ biely *Populus alba* L.** (2 jedince) – ich spoločenská hodnota je: 86 688 Sk, 76 608 Sk
- **dub letný *Quercus robur* L.** (1 jedinec) – jeho spoločenská hodnota je 110 880 Sk
- **borovicu čiernu *Pinus nigra* Arn.** (1 jedinec) – jej spoločenská hodnota je 127 512 Sk.

Z týchto hodnotených stromov sme na každej lokalite vybrali jedince, ktoré majú veľmi vysokú spoločenskú hodnotu a považujeme ich za vzácne (tab. 3). Na lokalite Mestský park v Banskej Bystrici sme vybrali 6 jedincov (obr. 1), na lokalite Park Hôrka vo Veľkom Krtíši 2 jedince (obr. 2) a na lokalite Park I. Madacha v Dolnej Strehovej 6 jedincov (obr. 3).

Tab. 3 Taxóny drevín s veľmi vysokou spoločenskou hodnotou – vzácne dreviny  
Table 3 Woody plant taxa with very high social value – infrequent woody plants

Názov dreviny	Spoločenská hodnota vzácných drevín (Sk)		
	Mestský park Banská Bystrica	Park Hôrka Veľký Krtíš	Park I. Madacha Dolná Strehová
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	78 848	–	–
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	53 592	–	–
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	–	–	54 600
<i>Acer platanoides</i> L.	–	71 456	–
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	–	53 760	64 960
<i>Pinus nigra</i> Arn.	–	–	127 512
<i>Populus alba</i> L.	–	–	86 688
<i>Populus alba</i> L.	–	–	76 608
<i>Quercus robur</i> L.	–	–	110 880
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	70 224	–	–
<i>Juglans nigra</i> L.	89 600	–	–
<i>Juglans nigra</i> L.	81 200	–	–
<i>Juglans nigra</i> L.	89 600	–	–



Obr. 1 Výskyt vzácných drevín na lokalite Mestský park v Banskej Bystrici (upravené podľa KRŇÁČ 2006)  
 Figure 1 Occurrence of infrequent woody plants in Park in the town of Banská Bystrica (modified by KRŇÁČ 2006)

Vysvetlivky: 1/10 – *Tilia platyphyllos*, 1/52 *Tilia platyphyllos*, 42/235 *Juglans nigra*, 42/238 *Juglans nigra*, 42/252 *Juglans nigra*, 41/618 *Acer pseudoplatanus*



Obr. 2 Výskyt vzácných drevín na lokalite Park Hôrka vo Veľkom Krtíši (upravené podľa KRŇÁČ 2006)  
 Figure 2 Occurrence of infrequent woody plants in Hôrka park in the town of Veľký Krtíš (modified by KRŇÁČ 2006)

Vysvetlivky: 6/1063 – *Fraxinus excelsior*, 4/1079 *Acer platanoides*





Obr. 3 Výskyt vzácnych drevín na lokalite Park I. Madáča v Dolnej Strehovej (upravené podľa KRŇÁČ 2006)  
 Figure 3 Occurrence of infrequent woody plants in I. Madáča park in the village of Dolná Strehová (modified by KRŇÁČ 2006)

Vysvetlivky: 2/1307 – *Aesculus hippocastanum*, 6/1729 – *Fraxinus excelsior*, 11/1661 – *Populus alba*, 11/1581 – *Populus alba*, 15/1519 *Quercus robur*, 10/1410 – *Pinus nigra*

Zistili sme, že zo všetkých hodnotených stromov (spolu 35 jedincov) mal v Mestskom parku v Banskej Bystrici najvyššiu spoločenskú hodnotu **javor horský** *Acer pseudoplatanus* L., v Parku Hôrka vo Veľkom Krtíši **dub letný** *Quercus robur* L. a v Parku I. Madáča v Dolnej Strehovej **dub letný** *Quercus robur* L. a **borovica čierna** *Pinus nigra* Arn.

Najvyššiu spoločenskú hodnotu zo všetkých študovaných drevín mali z celkového počtu vybraných 35 jedincov: dub letný *Quercus robur* L. a borovica čierna *Pinus nigra* Arn. na lokalite Park I. Madáča v Dolnej Strehovej. Tieto dva jedince by sme mohli navrhnúť za chránené stromy.

## DISKUSIA

Prí porovnaní obvodu kmeňa vo výške  $d_{1,3}$  borovice čiernej *Pinus nigra* Arn. v Parku I. Madáča v Dolnej Strehovej (obvod kmeňa 270 cm) s obvodom kmeňa borovic čiernych vyhlásených za chránené stromy v Bratislave (obvod kmeňa 258 cm,

238 cm a 169 cm), sme zistili, že nami hodnotená borovica má najväčší obvod kmeňa a spĺňa požiadavky chránených stromov. Porovnaním obvodu kmeňa u duba letného *Quercus robur* L. v Parku I. Madáča v Dolnej Strehovej (obvod kmeňa 479 cm) s obvodom kmeňa duba letného vyhláseného za chránený strom v Brezničke (obvod kmeňa 379 cm), tiež môžeme konštatovať, že i nami hodnotený dub letný spĺňa požiadavky chránených stromov (SAŽP 2007).

Návrh opatrení pre záchranu vzácnych drevín

- nepretržité udržiavanie drevín v dobrom kondičnom a zdravotnom stave (ich včasné a odborné ošetrovanie),
- udržiavaním drevín sa zabezpečujú podmienky na ich optimálny rozvoj. Optimálny rozvoj drevín sa zabezpečuje najmä:
  - a) kyprením, prihnojovaním, odburiňovaním a zalievaním pôdy,
  - b) vytváraním vhodného vývojového priestoru pre dreviny,

- c) tvarovaním drevín,
  - d) odstraňovaním odumretých častí drevín, ktoré ohrozujú stabilitu stromu a okolie,
  - e) vykonávaním nevyhnutných mechanických a biologických opatrení proti škodcom.
- oplatenie areálu na mieste výskytu stromu, aby nedošlo k olamovaniu konárov kvôli plodom a konárom na dekoračné účely.

## ZÁVER

1. V rokoch 2004–2007 sme robili inventarizačný výskum drevín v troch vybraných parkoch. Evidovali sme spolu 1 823 jedincov drevín, z toho 832 jedincov v Mestskom parku v Banskej Bystrici, 373 jedincov v Parku Hôrka vo Veľkom Krtíši a 618 jedincov v Parku I. Madacha v Dolnej Strehovej.
2. Z týchto drevín sme vybrali 35 jedincov, ktoré sme detailnejšie pozorovali a určili sme aj ich spoločenskú hodnotu.
3. Z nich sme vybrali 14 jedincov s veľmi vysokou spoločenskou hodnotou:
  - na lokalite Mestský park v Banskej Bystrici sú to dreviny: lipa veľkolistá *Tilia platyphyllos* Scop. (2 jedince), orech čierny *Juglans nigra* L. (3 jedince) a javor horský *Acer pseudoplatanus* L. (1 jedinec)
  - na lokalite Park Hôrka vo Veľkom Krtíši sú to dreviny: jaseň štíhly *Fraxinus excelsior* L. (1 jedinec) a javor mliečny *Acer platanoides* L. (1 jedinec)
  - na lokalite Park I. Madacha v Dolnej Strehovej sú to dreviny: pagaštan konský *Aesculus hippocastanum* L. (1 jedinec), jaseň štíhly *Fraxinus excelsior* L. (1 jedinec), topoľ biely *Populus alba* L. (2 jedince), dub letný *Quercus robur* L. (1 jedinec) a borovica čierna *Pinus nigra* Arn. (1 jedinec).
4. Na lokalite Park I. Madacha v Dolnej Strehovej rastú dva jedince, ktoré spĺňajú kritériá chráneného stromu: borovica čierna *Pinus nigra* Arn. a dub letný *Quercus robur* L.

## PodĎakovanie

Práca vznikla v rámci riešenia projektu VEGA č. 1/4391/07 a projektu VEGA č. 1/3281/06. Autori ďakujú Grantovej agentúre MŠ SR a SAV VEGA za finančnú podporu tejto práce.

## LITERATÚRA

- BENČATĽ, T.: *Dendrológia*, Zvolen : Vyd. Techn. Univ., 2002. 205 s.
- GÁPER, J.: *Trúdniky na území Slovenska a ich šírenie v ekosystémoch bazidiospórami*. Vedecké štúdie 6/1998/A. Zvolen : Vyd. Techn. Univ., 1998. 75 s.
- KRIŠTOF, K.: Chránené stromy na Slovensku. In *Ochrana prírody Slovenska*. Magazín štátnej ochrany prírody. Banská Bystrica : SOP SR, 2005, č. 2, s. 13–16.
- KRNÁČ J.: Modelovanie geografických situácií pomocou netradičných metód GIS. In *Acta Univ. Mattiae Belii*, Séria environmentálna ekológia, krajinná ekológia. Banská Bystrica, 2006, č. 5, s. 27–44.
- KRIŠTOF, M. & URBANOVÁ, I.: *Obce a ochrana drevín*. [online]. Banská Bystrica : SOP SR, 2002. 46 s. [cit. 2007-02-23]. Dostupné na internete: < <http://www.sopsr.sk/cinnost/prirucka.pdf> >
- MARHOLD, K. & HINDÁK, F. (eds): *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava : VEDA, vydavateľstvo SAV, 1998. 688 s.
- PAGAN, J. & RANDUŠKA, D.: *Atlas drevín 1 (Pôvodné dreviny)*. Bratislava : Obzor, 1987. 360 s.
- PAGAN, J. & RANDUŠKA, D.: *Atlas drevín 2 (Cudzokrajné dreviny)*. Bratislava : Obzor, 1988. 408 s.
- PÚPAVOVÁ, Z. & GÁPEROVÁ, S.: Vitalita drevín vo vybraných parkoch v Banskej Bystrici, vo Veľkom Krtíši a v Dolnej Strehovej. In DANIŠ, D., BAHULA, P., (eds): *Ekológia a environmentalistika*. Zvolen : Partner, 2007. s. 175–184.
- SAŽP, 2007 [online]. Publikované 2007. [cit. 2007-04-01]. Dostupné na internete: < <http://chs.enviroportal.sk> >
- Zoznam drevín a ich spoločenská hodnota, Príloha č. 33 k vyhláske č. 24/2003 Z. z. [online]. Publikované 2003. [cit. 2007-11-27]. Dostupné na internete: < <http://www.sopsr.sk/natura/dokumenty/legislativa/eu/priloha33.pdf> >
- Zoznam drevín a ich spoločenská hodnota, Príloha č. 35 k vyhláske č. 24/2003 Z. z. [online]. Publikované 2003. [cit. 2007-11-27]. Dostupné na internete: < <http://www.sopsr.sk/natura/dokumenty/legislativa/eu/priloha33.pdf> >



## POZNÁMKY K VÝSKYTU A ROZŠÍRENÍU JASEŇOV (*FRAXINUS* L.) NA SLOVENSKU

Miroslav MANICA<sup>1</sup> – Branko SLOBODNÍK<sup>2</sup>

<sup>1</sup> E. Štúra 34, 960 01 Zvolen

<sup>2</sup> Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

### ABSTRACT

Manica M. & Slobodník B.: **Notes to the occurrence and distribution of ashes (*Fraxinus* L.) in Slovakia**

The critical review deals with three taxons of *Fraxinus* L., native to Slovakia: manna ash (*Fraxinus ornus* L.), common ash (*Fraxinus excelsior* L.) and the Pannonian subspecies of narrow-leaved ash (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar). The emphasis is laid on the problems of their autochthonous occurrence, distribution and presence in the different types of plant communities. These problems are discussed in the context of botany and forest ecology.

**Key words:** *Fraxinus* L., autochthonous occurrence, distribution, communities

### ÚVOD

Z európskych druhov rodu jaseň (*Fraxinus* L.) sa na území Slovenska prirodzene vyskytuje jeden zástupca sekcie *Ornus* DC Vasiljev – jaseň manno-

vý (*Fraxinus ornus* L.) a dvaja zástupcovia sekcie *Fraxinaster* DC – jaseň štihly (*Fraxinus excelsior* L.) a jaseň úzkolistý panónsky (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar).

Jaseň mannový sa pokladá za submeridionálny



Obr. 1 Lokality jaseňa mannového (*Fraxinus ornus* L.) na Slovensku, zistené na základe floristických údajov (pozn.: zoznam všetkých lokalít vrátane ich popisu je k dispozícii u autorov)

Figure 1 Localities of manna ash (*Fraxinus ornus* L.) in Slovakia summarised on the basis of floristic data (note: list of localities including their description is available by authors)

prvok, rozšírený v Stredomorí a v Malej Ázii a zasahujúci cez Maďarsko na južné Slovensko. Jaseň štíhly je rozšírený takmer po celej Európe. Na juhu chýba v úzkom pruhu okolo Stredozemného mora, na východe siaha cez Balkánsky polostrov na Krym a Ural. Severná hranica jeho rozšírenia končí okolo 60° severnej šírky. Jaseň úzkolistý je mediteránny až submediteránny prvok, ktorého poddruh, označovaný ako jaseň úzkolistý panónsky, zasahuje povodím rieky Dunaj na južné Slovensko a povodím rieky Tisa po Vihorlat, južnú časť Ukrajiny a Ruska.

Cieľom predkladaného článku je kritické zhodnotenie údajov o výskyte všetkých troch uvedených taxónov na území Slovenskej republiky s ohľadom na ich pôvodnosť, rozšírenie a účasť v rastlinných spoločenstvách.

## VYSVETLIVKY SKRATIEK A PROBLEMATIKA

### Vysvetlivky skratiek

V lesníckej typológii označuje skratka slt skupinu lesných typov, lt lesný typ, nst nižší stupeň (výškový), vst vyšší stupeň. Označovanie drevín:

jd – jedľa, sm – smrek, smc – smrekovec, bo – borovica. Fytogeografické okresy a podokresy slovenskej flóry sa uvádzajú podľa Futáka (FUTÁK 1984, s. 418).

### Problematika jaseňov v taxonómii

V hodnotení jednotlivých taxónov rodu jaseň ako aj v problematike ich systematického zatriedovania bola od začiatku vytvárania systému veľká nejednotnosť. Nedostatočné rozlišovanie jednotlivých jaseňov z okruhu *Fraxinaster* DC, vzhľadom na ich veľkú morfológickú variabilitu, ako aj nie vždy dostatočne známu ekologickú charakteristiku a lokalizáciu výskytu, udržiavalo chaos v ich systematike. Napr. LINGELSHEIM (1920) zaradil do sekcie *Bumelioides* 15 druhov morfológicky ťažko identifikovateľných jaseňov. Ani úsilie ďalších fraxinológov (FUKAREK 1957, 1971; SOÓ & SIMON 1960; KÁRPÁTI & KÁRPÁTI 1957, KÁRPÁTI 1970) nebolo celkom úspešné aj pre nedostatočné poznanie rozšírenia jaseňov v európskej časti bývalého Sovietskeho zväzu (hlavne v povodiach riek Dnester, Dneper a Don) a Rumunska (okolo Dunaja a jeho delty). Aj DOMIN (1935) upozornil na veľkú variabilitu hlavne jaseňa štíhleho na území vtedajšej Československej republiky.



Obr. 2 Lokality jaseňa štíhleho (*Fraxinus excelsior* L.) na Slovensku, zistené na základe floristických údajov (pozn.: zoznam všetkých lokalít vrátane ich popisu je k dispozícii u autorov)

Figure 2 Localities of common ash (*Fraxinus excelsior* L.) in Slovakia summarised on the basis of floristic data (note: list of localities including their description is available by authors)

## ROZŠÍRENIE JASEŇOV NA ÚZEMÍ SLOVENSKA

### Rozšírenie jaseňa mannového

Jaseň mannový sa vyskytuje v xerotermejšej oblasti južného Slovenska, odkiaľ vybieha severnejšie, hlavne na teplé exponované karbonátové alebo andezitové predhoria. Podľa Bertovej (BERTOVÁ 1984, s. 69–70) je najhojnejší výskyt jaseňa mannového vo fyto geografickom okrese Burda (Kováčovské kopce) na južne a západne exponovaných skalnatých andezitových útvaroch ako aj v lesných porastoch. Mnoho údajov je aj z fyto geografických okresov Malé Karpaty, Ipeľsko-rimavská brázda, Slovenský kras, Podunajská nížina, Tribeč a Strážovské vrchy. Ojedinelé sú údaje z Devínskej kobyly, Košickej kotliny, Východoslovenskej nížiny, Pohronskeho Inovca, Stredného Pohornádia, Považského Inovca, Južných Bielych Karpát, Javorníkov, Poľany a Nízkych Tatier (Obr. 1).

### Rozšírenie jaseňa štíhleho

Podľa údajov Feketeho a Blattného (FEKETE & BLATTNÝ 1913) a neskôr Blattného a Šťastného (BLATTNÝ & ŠŤASTNÝ 1959) je jaseň štíhly na

Slovensku rozšírený na celom území od lužných lesov Podunajskej nížiny až po jeho výskyt v predhorách do 1000 m nad morom, pomiestne i viac; v pahorkatinách je primiešaný v dubinách, vyššie v bučinách.

Podľa dokumentácie Botanického ústavu SAV v Bratislave je rozšírený takmer vo všetkých fyto geografických okresoch. Chýba alebo nie sú k dispozícii údaje z Burdy (Kováčovských kopcov), Slovenského raja, Lúčanskej Malej Fatry, Západných a Vysokých Tatier a Spišských vrchov (Obr. 2). V juhoslovenských nížinách – Záhorskej, Podunajskej a Východoslovenskej, teda v oblasti prirodzeného rozšírenia jaseňa úzkolistého panónskeho, rastie z výsadiel a spontánne sa rozširuje z nalietnutého semena.

Do najväčšej nadmorskej výšky zasahuje v Nízkych Beskydách na kóte Riaba skala (1 160 m), na Muránskej planine (1 150 m), v Nízkych Tatrách na západnom svahu kóty Čierny diel (1 146 m), vo Veľkej Fatre na Rabkinej skale neďaleko Harmanskej jaskyne (1 130 m), v Slovenskom Rudohorí na východ od obce Il'kovo (1 020 m) a v Kremnických vrchoch pod kótou Laurín nad údolím potoka Sielnica a na kóte Zadný Chlm východne od obce Nevoľné (1 000 m).



Obr. 3 Lokality jaseňa úzkolistého panónskeho (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) na Slovensku, zistené na základe floristických údajov (pozn.: zoznam všetkých lokalít vrátane ich popisu je k dispozícii u autorov)

Figure 3 Localities of the Pannonian subspecies of narrow-leaved ash (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) in Slovakia summarised on the basis of floristic data (note: list of localities including their description is available by authors)

## Rozšírenie jaseňa úzkolistého panónskeho

Jaseň úzkolistý panónsky rastie v lužných porastoch povodí riek Dunaj a Tisa a dolných tokov ich prítokov (obr. 3).

V povodí rieky Morava na Záhorskej nížine rastie od severozápadného cípu hranice s Českou republikou. Na dolnom Považí sa vyskytuje po obec Šintava, na západ siaha po obce Majcichov a Voderady. Údolím rieky Nitra siaha po Chynorany (Chynoranský luh); v povodí Žitavy po obec Veľká Maňa; v údolí rieky Hron je hojný v okolí Želiezoviec pri obci Trhyňa a na juh od obce v porastoch okolo potoka Sikenica (identické s Magicovým údajom toku Perec?) (MAGIC 1957b, s. 280).

Na východnom Slovensku je severná hranica jeho rozšírenia ohraničená spojnicou lokalít medzi Trebišovom, Bánovcami nad Ondavou a obcou Stretavka v sútoku Laborca a Čiernej vody. Na Východoslovenskej nížine nepresahuje nadmorskú výšku 150 m. Ojedinele sa zistil vo fytogeografickom okrese Slanské vrchy medzi obcami Šarišské Bohdanovce a Ploské vo výške 210 m n. m.

## PÔVODNOSŤ JASEŇOV

### Pôvodnosť jaseňa mannového

Prirodzené rozšírenie jaseňa mannového na Slovensku treba brať kritickejšie. Viaceré lokality, uvádzané v botanickej literatúre ako autochtónne, môžu byť totiž sekundárneho pôvodu. Jaseň mannový sa mohol využiť pri zalesňovaní holých, skalnatých a neobrábaných strání po predchádzajúcej devastácii holorubmi a pastvou (MAGIC 1957b, s. 269). FEKETE & BLATTNÝ (1913) jeho výskyt z územia Slovenska neudávajú vôbec. V tom čase však už niektoré krasové oblasti (a ide predovšetkým o ne) boli zalesnené jaseňom mannovým. Podľa Zachara (ZACHAR 1973, s. 129) sa zalesňovanie krasových oblastí začalo už okolo roku 1820.

### Pôvodnosť jaseňa štíhleho

O rozšírení jaseňa štíhleho na území Slovenska sa tradoval publikovaný názor Feketeho a Blattného (FEKETE & BLATTNÝ 1913) o jeho prirodzenom výskytu od najnižších polôh v lužných lesoch okolo riek až po jeho hornú hranicu v pohoriach v nadmorskej výške 1000 m, ojedinele 1200 m n. m. Autori novších prác o rode *Fraxinus* L. však zistili, že v lužných porastoch rieky Dunaj a jej prítokov

rastie odlišný typ jaseňa, ktorým je jaseň úzkolistý panónsky – *Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar.

Po prehodnotení prirodzeného výskytu jaseňa štíhleho v lužných lesoch sa uvedený druh charakterizuje ako drevina vyšších polôh. Ak sa vyskytuje v lužných porastoch Záhorskej, Podunajskej a Východoslovenskej nížiny, tak je tam vysadený alebo splavený. Pri vysokých a dlhotrvajúcich záplavách však veľmi rýchlo odumiera (FARSKÝ 1957, s. 123).

Na veľkú morfológickú variabilitu jaseňa štíhleho poukazoval už DOMIN (1935). Neskôr dokonca publikoval nový druh jaseňa, pomenovaný podľa svojho nálezcu z okolia Šúru jaseň Ptačovského – *Fraxinus ptačovskyi* (DOMIN 1937). ANIČ (nepublikované) vyslovil názor, že typ jaseňa, rastúci v lužných lesoch Dyje a Moravy patrí k druhu *Fraxinus oxycarpa* Willd. (jaseň končistoplodý) a možno ho definovať ako *F. oxycarpa* Willd. var. *angustifolia* Ling. SOÓ & SIMON (1960) popisali tento lužný jaseň ako jaseň úzkolistý panónsky – *Fraxinus angustifolia* Vahl. subsp. *pannonica* Soó et Simon. Pre nesprávny nomenklatórický typ však tento názov zostal neplatný. Platný názov pre uvedený taxón je *Fraxinus angustifolia* Vahl. subsp. *danubialis* Pouzar (POUZAR 1972).

### Pôvodnosť jaseňa úzkolistého panónskeho

Je dokázané (SAMEK 1956, MAGIC 1957a, 1957b), že typom jaseňa, rozšíreného v lužných porastoch Záhorskej, Podunajskej a Východoslovenskej nížiny, je jaseň úzkolistý panónsky. Rastie predovšetkým v aluviálnych lesoch v blízkosti tokov Moravy, Dunaja a Tisy a dolných tokov ich prítokov. Tieto územia sú každoročne vystavované vplyvu jarných vôd, ktoré mu neškodí ani počas dlhého trvania záplav. Neznáša však teplé záplavové vody v letnom období, ktoré ho poškodzujú. Napriek tomu je v týchto podmienkach vždy odolnejší ako jaseň štíhly, ktorý sa na tieto územia často vysádza.

## ÚČASŤ JASEŇOV V LESNÝCH SPOLOČENSTVÁCH

### Účasť jaseňa mannového v spoločenstvách

Podľa písomných dokladových materiálov Botanického ústavu SAV v Bratislave sa jaseň mannový

vyskytuje v spoločenstve *Orneto-Quercetum* na vrchu Burda (v Kováčovských kopcoch), odkiaľ ho udáva Záhradníková. V Podunajskej nížine a Slovenskom kráse ho v spoločenstve *Crataego-Prunetum dasyphyllum* zaznamenal JURKO (1958).

Podľa Zlatníkovej typologickej školy je jaseň mannový súčasťou slt drievňová dúbava (*Corneto-Quercetum*), patriacej do alkalofilného radu D. Táto slt sa vyskytuje na plytkých a skalnatých, minerálne dobre zásobených pôdach v najteplejších a najsuchších oblastiach Slovenska od stepných polôh až po viac-menej uzavreté lesostepné porasty (ZLATNÍK 1956, s. 395). Skupinu drievňových dúbav s výskytom jaseňa mannového možno rozdeliť na drievňové dúbavy s dubom plstnatým (*Corneto-Quercetum pubescentosum*) a drievňové dúbavy s hrabom (*Corneto-Quercetum carpineum*). Centrami výskytu jaseňa mannového sú pritom andezity Burdy (Kováčovských kopcov) a predhorí Slovenského Stredohoria a vápence Slovenského krasu a Strážovských vrchov. V zalesňovacích návrhoch sa pre zapojenejšie drevinové zárusty oboch podskupín udáva cieľové zastúpenie jaseňa mannového 0,5 až 1,5 (HANČINSKÝ 1972, s. 244).

### Účasť jaseňa štíhleho v spoločenstvách

Jaseň štíhly je podľa údajov v depozitároch Botanického ústavu SAV v Bratislave rozšírený v celom rade spoločenstiev od jelšín (*Alnetum*) až po bučiny (*Fagetum*). V nasledujúcom texte ich uvádzame podľa jednotlivých rastlinných spoločenstiev spolu s menami autorov, ktorí ich zaznamenali v jednotlivých fyto geografických okresoch a podokresoch Slovenska (FUTÁK 1984, s. 418).

Autori (botanici) zaznamenali účasť jaseňa štíhleho v spoločenstvách fyto geografických okresov a podokresov takto:

*Aceretum s Allium montanum* (Michalko, 14. 5. 1959) a *Aceretum s Parietaria officinalis* (Michalko, 7. 9. 1959) v Považskom Inovci; *Corneto-Aceretum* a *Corneto-Carpinetum-Aceretum* na Vihorlate (Michalko, 22. 7. 1959); *Fageto-Aceretum* (Michalko, 16. 8. 1961).

*Adenostyleto-filicetum* vo Veľkej Fatre (Ružička, 1962); *Aegopodiato-Alnetum praecarpaticum* vo Východoslovenskej nížine, v Malých Karpatoch, v Slovenskom Rudohorí, v Slanských vrchoch a na Vihorlate (Kárpáti, Jurko, Biol. 18, 1963); *Alnetum incanae* vo Veľkej Fatre (Ružič-

ka, 1962 a Watzka, Bull. SBS 21, 1999); *Alnetum incanae carpaticum* na Muránskej planine (Jurko, Biol. 16, 1961) a v Liptovskej kotline (Jurko, 1961); *Corylo-Alnetum incanae* v Západných Beskydách (Jurko, Biol. pr. 10, 1964).

*Carpinetum* v Malých Karpatoch (Domin, 8. 6. 1931) a v Tribečskom pohorí (Domin, 24. 8. 1920); *Primula veris-Carpinetum* v Podunajskej nížine (Michalko & Džatko, Biol. pr. 11, 1965).

*Lonicero (nigrae)-Coryletum* v Strážovských vrchoch, v Slovenskom raji a vo Veľkej Fatre (Jurko, Biol. pr. 10, 1964); *Pruno-Coryletum* (Kontriš, Biol. pr. 12, 1966).

*Abieto-Fagetum asperuletosum* v Nízkych Tatrách (Ružička, 17. 8. 1962); *Abieto-Fagetum lunarietosum* (Ružička, 19. 8. 1962); *Acereto-Fagetum* v Považskom Inovci (Michalko, 11. 4. 1959) a na Vihorlate (Michalko, 16. 8. 1961); *Acereto-Fagetum asperuletosum* v Nízkych Beskydách (Jeník & Větvička, 1966); *Fagetum* v Považskom Inovci (Michalko, 8. 7. 1959); *Fagetum carpaticum filipenduletosum* v Nízkych Beskydách (Kučerová & Jeník, Biol. 18, 1963); *Fagetum carpaticum phyllitidetosum* v Nízkych Beskydách (Futák); *Fagetum nudum* na Tribeči (Futák) a v Strážovskej hornatine (Futák, 23. 5. 1964); *Fagetum s Carpinus betulus* v Malých Karpatoch (Futák, 28. 7. 1960); *Fagus sylvatica-Dentaria bulbifera* v Slovenskom Rudohorí (Miadok, 1971); *Fraxinetum-Fagetum lunarietosum* v Slanských vrchoch a Nízkych Beskydách (Jeník & Štěpán, Rcz. Dendrolog. 16, 1962); *Piceeto-Fagetum carpaticum* a *Piceeto-Fagetum carpaticum silicolum* v Slovenskom Rudohorí (Miadok, Acta Fac. Rer. Natur. Univ. Car. Ser. Bot., 1971); *Querceto-Fagetum asperuletosum* v Slanských vrchoch (Jeník & Štěpán, 1962); *Seslerio-Fagetum* (Fajmonová, Biol. 26, 1971).

*Alneto-Fraxinetum* na Vihorlate (Michalko, 7. 6. 1954).

*Ligustro-Prunetum* (Kontriš, Biol. pr. 12, 1966).

*Querceto-Lithospermetum* v Považskom Inovci (Michalko, 1959) a *Querceto-Lithospermetum primuletosum* na Vihorlate (Michalko, 1954).

*Robinietum* v Košickej kotline (Michalko, 6. 5. 1964).

*Acereto-Quercetum* v Považskom Inovci (Michalko, 1959); *Carpinetum-Quercetum* a *Corneto-Quercetum* (Michalko, 15. 5. 1959); *Melico uniflorae-Quercetum petraeae* v Strážovských vrchoch (Michalko, 28. 9. 1961); *Potentilloalbae-Quercetum*



v Košickej kotline (Michalko, 6. 5. 1964); *Quercetum pubescentis* (Futák, 20. 9. 1960 a 26. 6. 1963) a *Quercetum pubescentis praecarpaticum* (Futák, 14. 7. 1960) v Strážovských vrchoch; *Seslerieto-Quercetum* (Michalko, 17. 10. 1960) a *Corneto-Quercetum-Lithospermetum primuletosum* (Michalko, 23. 7. 1959) v Malých Karpatoch.

*Seslerietum* v Malých Karpatoch (Futák, 6. 6. 1962).

Podľa výsledkov stanovištného prieskumu (RANDUŠKA 1959) a nasledujúceho podrobného typologického prieskumu slovenských lesov podľa typologickej školy A. Zlatníka (ZLATNÍK 1955, 1956) sú porasty s výskytom jaseňa štíhleho v bukovom a jedľovo-bukovom vegetačnom stupni v mezotrofnom (živnom) a nitrofilnom (javorovom) rade, ako aj v prechodnom rade medzi mezotrofným a nitrofilným (HANČINSKÝ 1972, s. 24–26). Zvláštne zaradenie majú lesné porasty nitrofilného súboru s jaseňom v slt jaseňová jelšina *Fraxineto-Alnetum* (HANČINSKÝ 1972, s. 279–282).

V mezotrofnom (živnom) rade sa jaseň štíhly vyskytuje v slt typická bučina (*Fagetum typicum*), v lt 4315: vlhká typická bučina a 4316: nitrofilná typická bučina. Cieľové zastúpenie v rubnom veku porastu má hodnotu 1–2 (HANČINSKÝ 1972, s. 159–161).

V jedľovo-bukovom vegetačnom stupni je jaseň štíhly súčasťou slt jedľová bučina (*Abieto-Fagetum*), lt podmáčaná jedľová bučina nst (5305) a kamenitá jedľová bučina nst (5306). Cieľové zastúpenie jaseňa štíhleho je v hodnote 0,5–1(2) (HANČINSKÝ 1972, s. 171).

V prechodnom rade medzi živným a nitrofilným radom rastie jaseň štíhly v piatom, jedľovo-bukovom vegetačnom stupni v slt buková javorina (*Fageto-Aceretum*), v lt 5403: kamenitá buková javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 203) a 5405: deväťsilová kamenitá buková javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 204). V cieľovom zastúpení sa pre jaseň štíhly udávajú hodnoty v rozpätí od 2,5 do 4.

V nitrofilnom (javorovom) rade sa jaseň štíhly vyskytuje v slt lipová javorina (*Tilieto-Aceretum*), v lt 3501: balvanitá lipová javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 227), 3502: kamenitá lipová javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 227), 4504: mesačnicová lipová javorina vst (HANČINSKÝ 1972, s. 234), 4505: zubačková lipová javorina vst (HANČINSKÝ 1972, s. 235) a 4506: cesnačková hrebeňová lipová

javorina vst (HANČINSKÝ 1972, s. 235). Priemerné zastúpenie jaseňa štíhleho v cieľovom hodnotení sa v tomto prípade udáva v rozmedzí 0,5–2.

V slt nitrofilného radu v nadmorských výškach 700–1000 m rastie jaseň štíhly v slt jaseňová javorina (*Fraxineto-Aceretum*), v lt 5501: hrebeňová mesačnicová jaseňová javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 237), 5502: sutinová mesačnicová jaseňová javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 239), 5503: úžľabinová deväťsilová jaseňová javorina nst (HANČINSKÝ 1972, s. 240), 6501: hrebeňová mesačnicová jaseňová javorina vst (HANČINSKÝ 1972, s. 240), 6502: sutinová mesačnicová jaseňová javorina vst (HANČINSKÝ 1972, s. 241) a 6503: úžľabinová jaseňová javorina vst (HANČINSKÝ 1972, s. 242). Cieľové zastúpenie jaseňa štíhleho sa tu udáva v rozpätí od 1 do 2.

Zvláštne postavenie má slt jaseňová jelšina (*Fraxineto-Alnetum*) z nitrofilného súboru. ZLATNÍK (1956, s. 386–387) ako aj HANČINSKÝ (1972, s. 279) uvádzajú, že táto slt sa vyskytuje na alúviách a terasách údolných stredných a horných tokov od pahorkatín po horský stupeň a na terénnych zníženinách v rozličných klimatických podmienkach na celom území Slovenska. Pôvodné porasty tvorila jelša lepkavá s primiešaným jaseňom (štíhlym, pozn. autorov) a podrastom vlhkomilných lesných druhov. Rozhodujúcou podmienkou udržania tohto typu lesného spoločenstva je pôdna vlhkosť, prúdiaca spodná voda a dostatočná zásoba minerálnych živín v pôde. Podľa Hančinského (HANČINSKÝ 1972: 282) je pre túto slt plánované cieľové zastúpenie jaseňa štíhleho 2 až 3.

### Účasť jaseňa úzkolistého panónskeho v spoločenstvách

Z lesných spoločenstiev Podunajskej nížiny, ktoré vo svojej publikácii uvádza JURKO (1958, s. 61), sú pre štúdium pôvodnosti, rozšírenia a účasti jaseňa úzkolistého panónskeho v lužných spoločenstvách relevantné iba typy spoločenstiev s účasťou „jaseňa štíhleho“ (vo vtedajšom ponímaní), resp. jaseňa končistoploďého, *Fraxinus oxycarpa* Willd. Ide o spoločenstvá *Ulmeto-Fraxinetum alnetosum*, *Ulmeto-Fraxinetum hederetosum*, *Fraxineto-Populetum* a *Ulmeto-Fraxinetum aegopodietosum*. *Fraxineto-Populetum* patrí do zväzu *Alneto-Ulmion* Br. Bl. et Tx. 1943 a na základe floristicko-ekologickej analýzy sa zaraďuje

do podzväzu *Ulmion* Oberdorfer 1953 (JURKO 1958, s. 163). Subsociácia *Ulmeto-Fraxinetum aegopodietosum* je rozšírená hlavne pozdĺž Dunaja v hornej časti Žitného Ostrova, zatiaľ čo subsociácia *Ulmeto-Fraxinetum hederetosum* je rozšírená o niečo severnejšie, v alúviu Váhu a Dudváhu (JURKO 1958, s. 180). Subsociáciu *Ulmeto-Fraxinetum alnetosum* charakterizuje *Fraxinus oxycarpa* ako hlavná drevina. V tomto prípade sa teda už udáva výskyt *Fraxinus oxycarpa*, zatiaľ čo v predchádzajúcich subsociáciách figuroval *F. excelsior* (JURKO 1958, s. 188).

Podľa typologického prieskumu porastov Záhorskej, Podunajskej a Východoslovenskej nížiny patria lužné lesy s výskytom jaseňa úzkolistého panónskeho do nitrofilného súboru, kde vytvárajú slt brestová jasenina – *Ulmeto-Fraxinetum* (ZLATNÍK 1956, s. 385, HANČINSKÝ 1972, s. 289) a dubová jasenina – *Querceto-Fraxinetum* (ZLATNÍK 1956, s. 386, HANČINSKÝ 1972, s. 287).

Slt *Querceto-Fraxinetum* je rozšírená v alúviách väčších riek a charakterizujú ju dominantné alebo početne sa vyskytujúce druhy *Rubus caesius*, *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica* subsp. *dioica*, *Carex sylvatica*, *Ranunculus repens*, prípadne aj *Lysimachia vulgaris* a *Phalaroides arundinacea* (ZLATNÍK 1956, s. 386). Ako výrazný pôdotvorný faktor sa tu uplatňujú jarné záplavy. V slt sa rozoznávajú dva lt: chrstnicová dubová jasenina na semiglejoch (931) a ostružinová dubová jasenina na humózných alúviách (932). Cieľové zastúpenie jaseňa úzkolistého panónskeho sa v oboch lt pohybuje v rozpätí 1,5–3 (HANČINSKÝ 1972, s. 287).

O slt *Ulmeto-Fraxinetum* ZLATNÍK (1956, s. 385) uvádza: „...vyskytuje sa ako osobitný geografický variant na ťažkých náplavoch niektorých dunajských prítokov na Slovensku a vyžaduje si ďalšie podrobnejšie štúdiá. Jeho pôdy v lete často vysychajú.“ Pri tejto slt sa rozlišujú dve samostatné podskupiny: *Ulmeto-Fraxinetum populeum* s význačnou dominanciou *Urtica dioica* subsp. *dioica* a nedostatkom alebo nízkym zastúpením „hájových“ druhov ako *Ranunculus auricomus* subsp. *cassubicus*, *Hordeymus europaeus*, *Viola hirta*, *V. mirabilis*, *Hacquetia epipactis*, *Dentaria enneaphyllos*, *D. glandulosa*, *Galium odoratum* a pod. Naopak, *Ulmeto-Fraxinetum carpineum* je charakteristické prevahou spomínaných druhov a nízkym podielom *Urtica dioica* subsp. *dioica*, *Alliaria officinalis*, *Anthriscus nitida*, *Chelidonium majus*, *La-*

*mium maculatum* a pod. (ZLATNÍK 1956, s. 385).

Podskupina brestová jasenina s topoľom (*Ulmeto-Fraxinetum populeum*) zaberá lokality zvlhčované podzemnou vodou, na ktorých v čase povrchových záplav hladina síce vystupuje na povrch, ale neusadzuje sa kal (HANČINSKÝ 1972, s. 289). *Ulmeto-Fraxinetum carpineum* (brestová jasenina s hrabom) je viazaná buď na mozaikovitú vyvýšeniny v oblasti rozšírenia *Ulmeto-Fraxinetum populeum* alebo na súvislejšie plochy ďalej od riečného toku (HANČINSKÝ 1972, s. 292). Ako uvádza HANČINSKÝ (1972, s. 291, 293), v obidvoch uvedených podskupinách je cieľové zastúpenie jaseňa úzkolistého panónskeho 1–3(4).

MANICA (1976) zaznamenal prítomnosť jaseňa úzkolistého panónskeho v týchto lt Záhorskej, Podunajskej a Východoslovenskej nížiny:

Záhorie: lt s *Rubus caesius* a *Brachypodium sylvaticum* (slt *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*) v okolí obce Lozorno.

Podunajská nížina: lt s *Polygonatum latifolium* a *Convallaria majalis* (slt *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*) v okolí Podunajských Biskupíc; lt s *Circaea lutetiana* a *Rubus caesius* (slt *Ulmeto-Fraxinetum populeum*), resp. lt s *Brachypodium sylvaticum* a *Lamium maculatum maculatum* (slt *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*) v okolí obce Jahodná pri Dunajskej Strede; lt s *Lamium maculatum maculatum* a *Urtica dioica dioica*, lt s *Lamium maculatum maculatum*, *Urtica dioica dioica* a *Aegopodium podagraria*, resp. lt s *Lamium maculatum maculatum* a *Aristolochia clematitis* (Štrkovec); lt s *Rubus caesius*, *Aristolochia clematitis* a *Brachypodium sylvaticum* (Trstice); lt s *Rubus caesius*, *Brachypodium sylvaticum* a *Circaea lutetiana* (Tomášikovo a Topoľníky); lt s *Rubus caesius* a *Aristolochia clematitis* (Močenok); lt s *Lamium maculatum maculatum* a *Anthriscus cerefolium trichosperma*, lt s *Brachypodium sylvaticum*, *Anthriscus cerefolium trichosperma* a *Aristolochia clematitis* (Trnovec nad Váhom); lt s *Rubus caesius* a *Circaea lutetiana* (Palárikovo); lt s *Chaerophyllum hirsutum* a *Urtica dioica dioica* (Nové Zámky – Bereg) a lt s *Brachypodium sylvaticum* a *Convallaria majalis* (Želiezovce a Sikenica). Iba v jedinom prípade autor zaznamenal výskyt jaseňa úzkolistého panónskeho v suchej slt *Corneto-Quercetum* (lt s *Brachypodium pinnatum*, Trnovec nad Váhom).

Na Východoslovenskej nížine autor zistil jaseň úzkolistý panónsky len v slt *Ulmeto-Fraxinetum*

*populeum*: It s *Rubus caesius* a *Glechoma hirsuta* v blízkosti obce Oborín; It s *Rubus caesius*, *Glechoma hirsuta* a *Convallaria majalis* a It s *Rubus caesius* a *Iris pseudacorus*, v obidvoch prípadoch neďaleko Kapušian.

Podľa dokumentačného materiálu Botanického ústavu SAV v Bratislave rastie jaseň úzkolistý pannonický v týchto spoločenstvách: *Cariceto elongatae-Alnetum medioeuropaeum* na Záhorskej nížine (ŠOMŠÁK 1959); *Querceto-Carpinetum caricetosum pilosae* na Burde (KLIKA 1937); *Ulmeto-Fraxinetum aegopodietum* na Podunajskej nížine (JURKO 1958); *Umeto-Quercetum convallarietosum* na Podunajskej nížine (JURKO 1958); *Ulmeto-Fraxinetum hederetosum* na Podunajskej nížine (JURKO 1958); *Saliceto-Populetum* na Podunajskej nížine v údolí Hrona (MAGIC 1957b); *Querceto-Robinetum* na Podunajskej nížine (Domin); *Quercus sessilis* typ *Cystopteris-Hedera* na Burde (Domin, 7. 7. 1938); *Fraxino-Ulmetum* na Záhorskej nížine (ŠOMŠÁK 1959); *Fraxino-Ulmetum quercetosum* na Záhorskej nížine (ŠOMŠÁK 1959); *Fraxino-Ulmetum typicum* na Záhorskej nížine (ŠOMŠÁK 1959).

## DISKUSIA

V kapitolách o jednotlivých druhoch jaseňov sme naznačili niektoré problémy pri hodnotení ich rozšírenia, pôvodnosti a účasti v lesných spoločenstvách. V tejto časti chceme poukázať na nutnosť hlbšej analýzy problematiky na základe ďalších terénnych prieskumov.

Ako je uvedené v podkapitole o pôvodnosti jaseňa mannového, FEKETE & BLATTNÝ (1913, s. 583) jeho výskyt z územia Slovenska neudávajú. Severnou hranicou jeho rozšírenia na území starého Uhorska je podľa nich Maďarské Stredohorie (v smere od západu na východ): Bakonyi, Vertés, Gerecse, Pilis, Cserhát, Mátra a Bükk. MANICA (nepublikované) zistil v minulosti jeho výskyt na kóte Cserhát (634 m n. m.) západne od obce Marótpuszta (6. 5. 1972), na kóte Szent Mihály (485 m n. m.) v skupine Borsöhegy po ľavej strane rieky Ipoly (Ipeľ) nad železničnou traťou Szob – Budapest (8. 5. 1972), na kóte 450 m n. m. južne od mesta Visegrád (8. 5. 1972) a na kóte Nagyszal (652 m n. m.) severne od mesta Vác (9. 5. 1970). Je zaujímavé, že FEKETE & BLATTNÝ (1913, s. 583) neudávajú jaseň mannový ani z Burdy (Kováčov-

ských kopcov) ani zo Szent Mihály v Borsöhegy na maďarskej strane, hoci na oboch lokalitách je pomerne hojný.

DOMIN & PODPĚRA (1928, s. 53) vo svojom kľúči pri jaseňi mannovom uvádzajú: „na najjužnejšom Slovensku rastie divoko a niekedy sa vysádza v sadoch“. Botanici DOMIN (1936), KLIKA (1936a, 1936b), KRAJINA (1936), MIKYŠKA (1936) a SUZA et al. (1931) sa však zmieňujú o pôvodnom výskyte jaseňa mannového v krasových oblastiach Brezovských, Čachtických, Tematínskych kopcov a v Slovenskom krase. DOSTÁL (1989, s. 802) v Novej kvétene uvádza, že „na Slovensku je pôvodný iba na južných svahoch andezitových skál nad Kamenicou a Kováčovom na Burde (v Kováčovských kopcoch) a inde na Slovensku je vysádzaný a miestami zdomácnený“.

Mnohé lokality jaseňa mannového sú teda druhotného pôvodu a vznikli jeho vysádzaním na holé, holorubom a následnou pastvou zdevastované plochy na andezitovom a karbonátovom geologickom podloží. O prvých zalesňovacích prácach, ktoré sa uskutočnili už okolo roku 1820, sa zmieňuje ZACHAR (1973, s. 129). Neuvádza však, ktoré konkrétne lokality boli zalesňované jaseňom mannovým. Isté ale je, že jaseň mannový sa použil pri zalesňovaní viacerých oblastí, predovšetkým koncom 19. a začiatkom 20. storočia.

BARTÁK (1929, s. 156) píše: „treba zvlášť upozorniť na zalesňovacie práce predtým úplne zničenej lesiny (lesa), kľčoviska (rúbaniska) Vartovky (145,28 jutár – lokalita nad železničnou stanicou Radvaň), ktorej vápencová, suchá, iba borievkami zatiahnutá plocha bola od roku 1892 umele zalesňovaná s najväčšou intenzitou, čo na úrodnejších miestach sa aj podarilo“. Zo staršej práce (HARDINA 1895 ex BARTÁK 1929) autor cituje, že mesto Banská Bystrica spotrebovalo pri zalesňovaní a doplňovaní mladín v rokoch 1888–1894 viac ako 3 milióny sadeníc (jd, sm, smc, bo). Jaseň štíhly ani jaseň mannový sa však v týchto údajoch nespomínajú.

HLÁŠNIKOVÁ (1962, s. 49) k zalesňovaniu Vartovky poznamenáva, že jaseň mannový, vysadený na zdevastované plochy, sa ujal a v roku 1948 boli jeho zárašty prerúbané. Zmladil sa na 100% a z nalietaného semena rastie po celom svahu až po jeho bázu (Manica, 26. 5. 1964).

BLATTNÝ & ŠTĀSTNÝ (1959, s. 216) hodnotia pôvodnosť jaseňa mannového na Slovensku

nasledovne: doposiaľ jedinou určite prirodzenou lokalitou sú Kováčovské kopce (Burda). Ostatné miesta jeho výskytu sú umelé alebo prinajmenšom sporného pôvodu: ide o lokality pri Slovenskom Novom Meste (DOMIN 1932) a pod kótou Vrátno (DOMIN 1931). Napriek tomu však DOMIN (1936) a KLIKA (1937) pokladajú lokality pri Čachticiach za prirodzené. Západoslovenské lokality v krasových oblastiach Brezovských, Čachtických, ako aj Tematínskych kopcov môžu byť takisto pôvodné, podobne ako lokality uvádzané spomínanými autormi. MANICA (nepublikované) zistil jaseň mannový v Brezovských kopcoch za obcou Hradište pod Vrátnom (20. 7. 1969) a na svahoch Perísk (20. 7. 1969), okrem zalesňovaných skalnatých strání. Vzdušná vzdialenosť uvedených miest od maďarských lokalít Stredohoria Bakonyi a Verťes pritom nie je väčšia ako 80 až 100 km.

Výskyt jaseňa mannového na Zobore nad mestom Nitra je podľa autorov SUZA et al. (1931) umelý. O jeho pôvodnosti v Slovenskom krase sa názory rozchádzajú: KRAJINA (1936) s istotou tvrdí, že tak na úbočí Zádielskeho kameňa ako aj na kopci Alšöhegy a na Turnianskom plató nad obcou Háj sa jaseň mannový vyskytuje prirodzene, ale SOÓ (1951) pokladá jeho pôvodnosť na území Slovenského krasu za spornú. Je pritom viac ako pravdepodobné, že jaseň mannový rastie na viacerých miestach Slovenského krasu aj prirodzene. MANICA (nepublikované) našiel jaseň mannový nad obcou Slavec na Silickej planine v jej severovýchodnej časti nad stržou (21. 4. 1960). Maďarské lokality sú v pohorí Mátra oproti Slovenskému krasu, ktoré od seba oddeľuje údolie riečky Slaná (Sájó).

Južné svahy na východ od obce Jabložov boli v minulosti úplne degradované a v okolí obce Hrhov sa v minulosti uskutočnilo rozsiahle zalesňovanie, preto ZACHAR (1973, s. 28) pokladá pôvodnosť jaseňa mannového na tomto území za spornú. Jaseň mannový sa tu osvedčil ako húževnatá pionierska drevina hlavne pri etapovitom zalesňovaní (ZACHAR 1969, s. 86). Rastie pomaly (ZACHAR 1969, s. 101), preto je jeho využitie otáznive, osvedčil sa však svojím hustým olistením a tienením pôdy pred jej silným prehrievaním, ako aj odolnosťou voči vysokým teplotám.

Zaujímavý je výskyt jaseňa mannového na ľavej strane údolia rieky Hornád nad obcou Vyšné Opátske (Novacký & Manica, máj 1969), ako aj pri obci Krásna nad Hornádom (Manica, 16. 7. 1969)

a Ovsisko pri obci Krásna nad Hornádom (Dostál, 1975).

DALMADY (1960, s. 43) uvádza krasové lokality zalesňované jaseňom mannovým z okolia Jalšavskej Teplice, vápencové územia z okolia Tornale, okolie Bánoviec nad Bebravou, polesie Radošina, okolie Slovenskej Lupče (citovaný Futákov údaj), Radvaň nad Hronom (HLÁŠNIKOVÁ 1962, s. 49), Brezová pod Bradlom a Trenčianske Bohuslavice.

Zistenie pôvodnosti jaseňa mannového v krasových oblastiach je dnes ťažké, pokiaľ nie sú k dispozícii hodnoverné zalesňovacie projekty alebo dokladované herbárové položky spred roku 1820. Preto zostáva pôvodnosť jaseňa mannového v týchto lokalitách naďalej sporná. Osobne sa prikláňame k jeho sekundárnemu výskytu na zalesňovaných krasových a skalnatých lokalitách (DALMADY 1960, ZACHAR 1973) a jeho následnej naturalizácii tak, ako je tomu na Vartovke pri meste Banská Bystrica (HLÁŠNIKOVÁ 1962). Ostatné lokality s jeho výskytom možno považovať za pôvodné.

V problematike poznania a rozpoznania jaseňa štíhleho a jaseňa úzkolistého panónskeho už nie sú problémy. V súčasnosti ich už dokonca rozlišuje aj lesnícka prevádzka, najmä v oblastiach prirodzeného rozšírenia jaseňa úzkolistého panónskeho. Zatiaľ však nie je uspokojivo vyriešený problém typologického zaradenia slt jaseňová jelšina. Podľa Zlatníka (ZLATNÍK 1956, s. 386–387) i Hančinského (HANČINSKÝ 1972, s. 279) sa táto slt vyskytuje na alúviách a terasách údolných tokov od pahorkatín po horský stupeň a na terénnych zníženinách na celom území Slovenska. HANČINSKÝ (1972, s. 279) dodáva, že pre výskyt jaseňa je rozhodujúcim faktorom pôdna vlhkosť, prúdiaca spodná voda a dostatočná zásoba minerálnych živín v pôde. Pôvodné porasty boli tvorené jelšou lepkavou a jaseň štíhly bol iba primiešaný; na dolných tokoch sa vyskytovali vrbý a osika, v blízkosti horných tokov smrek.

Práca Jurku (JURKO 1958), ktorý spracoval stanovištné pomery a lesné spoločenstvá Podunajskej nížiny, si podľa súčasných poznatkov vyžaduje prehodnotenie. Na Obr. 4 preto uvádzame ním publikované lokality s výskytom jaseňa štíhleho ako pochybné. JURKO (1958, s. 164–165) v poznámke píše: „V nasledujúcich a ďalších spoločenstvách je v snímkach uvádzaný jaseň štíhly



Obr. 4 Lokality jaseňa štíhleho (*Fraxinus excelsior* L.) na Slovensku, považované za pochybné (pozn.: zoznam všetkých lokalít vrátane ich popisu je k dispozícii u autorov)

Figure 4 Localities of common ash (*Fraxinus excelsior* L.) in Slovakia, considered doubtful (note: list of localities including their description is available by authors)

– *Fraxinus excelsior*. Podľa novších výskumov (KÁRPÁTI, pers. comm.) sa v našich lesoch sa vyskytuje aj mediteránny druh *Fraxinus oxycarpa* (...). Vo fytoecnologických snímkach, ktoré sa robili v rokoch 1954 a 1955, sa teda *Fraxinus oxycarpa* neuvádza. Preto ich treba v tomto zmysle opraviť. Na snímkach z roku 1956 sa už *Fraxinus excelsior* a *Fraxinus oxycarpa* rozlišujú. Podľa súdobého názoru (SOÓ, pers. comm.) dokonca jaseň štíhly v rovinných lužných lesoch nerastie spontánne vôbec, v našej oblasti ide teda len o *Fraxinus oxycarpa* (!). V tabuľke 43 teda JURKO (1958, s. 174) špecifikuje výskyt jaseňa *F. e. excelsior* (vrátane *Fraxinus oxycarpa*) nesprávne. Ako však v snímkach oddeliť podiel výskytu jedného druhu jaseňa od druhého? V ďalšej tabuľke 45 už JURKO (1958, s. 189) udáva aj snímky so zastúpením *Fraxinus oxycarpa*. Hoci na stranách 165 a 166 uvádza súdobú literatúru o výskyte *Fraxinus angustifolia* na Slovensku, naďalej píše o jaseň končistoplodom – *Fraxinus oxycarpa* Willd.

Prehľad spoločenstiev s výskytom jaseňa, ktoré zistil JURKO (1958) na Podunajskej nížine, preto uvádzame s poznámkou, že nejde ani o *Fraxinus excelsior* ani o *Fraxinus oxycarpa*, ale o *F. angustifolia* subsp. *danubialis* – jaseň úzkolistý panónsky. Podotýkame, že v týchto spoločenstvách môže byť prítomný aj nepôvodný jaseň štíhly, ktorým lesníci zalesňovali vyrúbané pôvodné porasty.

FARSKÝ (1957, s. 122) píše o škodách, ktoré na lužných porastoch spôsobila veľká povodeň na Dunaji v roku 1954. Rok predtým na týchto miestach po holorube vysadili „nemálo“ sadeníc jaseňa (nešpecifikovaného), pri ktorých sa následkom dlhodobých záplav začalo prejavovať vädnutie a hnednutie listov. Podobné poškodenie sa týkalo aj pňových výmladkov. Zistilo sa pritom, že nie všetky vysadené sadenice, resp. výmladky boli poškodzované rovnako. Podobné to bolo aj so staršími stromami. Farský to vysvetľuje tým, že v okolí Gabčíkova rastú dva druhy (alebo formy) jaseňov: jaseň s tenšou a hladšou borkou (považovaný za miestny typ) a typ s hrubou, popraskanou borkou, podobný horskej forme jaseňa.

Tieto typy jaseňov rozlišoval už HERE (1928) ako jaseň horský, „vápencový“ a jaseň „vodný“, nivný. V zaplavovanom území teda rastú obidve „formy“ jaseňa, pričom jedna, horská (*Fraxinus excelsior*) v dôsledku záplav odumiera, zatiaľ čo druhá, nivná (*Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*) preživa. Podobnú skúsenosť nám potvrdili aj lesníci v Rumunsku, ktorí vysadili sadenice jaseňa typu nivného, prežívajúceho aj 11-mesačné záplavy, na lesostepi, kde zakrátko uhynuli.

Zdá sa, že niektoré Jurkove spoločenstvá lužných lesov Podunajska (JURKO 1958, s. 116–117) môžu byť identické s niektorou podskupinou slt *Ulmeto-Fraxinetum* (HANČINSKÝ 1972, s. 289).

Jurkovo spoločenstvo *Ulmeto-Fraxinetum aegopodietosum* s lt žihľavová brestová jasenina s topoľom a typmi fytoocenóz s *Rubus caesius*, *Urtica dioica* a *Aegopodium podagraria* môže byť totožné s *Ulmeto-Fraxinetum populeum* (HANČINSKÝ 1972, s. 291). Podobne spoločenstvo *Ulmeto-Quercetum convallarietosum* s lt cesnaková brestová jasenina s hrabom a typmi fytoocenóz s *Polygonatum latifolium* a *Convallaria majalis* sa môže zhodovať s *Ulm to-Fraxinetum carpineum* (HANČINSKÝ 1972, s. 294). Podľa Jurku (JU KO 1958, s. 147) sa *Ulmeto-Fraxinetum aegopodietosum* vyskytuje vo vyššej úrovni mimo dosahu záplavových vôd a *Ulmeto-Quercetum convallarietosum* (JURKO 1958, s. 192) na miestach so spodnou vodou spravidla prevyšujúcou 2m, takže vodný režim ovládajú zväčša atmosférické zrážky. Slt *Ulmeto-Fraxinetum populeum* a *Ulmeto-Fraxinetum carpineum* (HANČINSKÝ 1972, s. 289–295), zaberajú mozaikovité vyvýšeniny alebo súvislé plochy na nížine ďalej od riečnych tokov a s hladinou spodnej vody nižšou ako 1 m.

Posúdenie zostáva na lesníckych typológoch a fytoocenológoch, ktorí by mali zistiť, či ide o identické spoločenstvá. V oboch Jurkových subasociáciách *Ulmeto-Fraxinetum aeg. podietosum* (JURKO 1958, s. 174) i *Ulmeto-Quercetum convallarietosum* (JURKO 1958, s. 198) chýba hrab obyčajný – *Carpinus betulus* (v druhej subasociácii je len v dvoch zápisoch!).

Zvláštne sa zdá aj konštatovanie Jurku (JURKO 1958, s. 147), že medzi druhy, ktoré neznášajú silné zaplavovanie, patrí podľa jeho názoru aj *Fraxinus oxycarpa*. Skúsenosti dokazujú, že opak je pravdou, hoci podľa súčasných vedomostí uvedený taxón na Slovensku nerastie.

Určité pochybnosti možno vysloviť aj k práci Šomšáka (ŠOMŠÁK 1959), napriek tomu však možno výskyt jaseňa štíhleho v povodí rieky Moravy na Záhorskej nížine skôr považovať za jaseň úzkolistý panónsky.

## ZÁVER

V práci zhrňujeme poznatky o pôvodnosti, rozšírení a účasti v lesných spoločenstvách pre naše pôvodné druhy jaseňov: jaseň mannový (*Fraxinus ornus* L.), jaseň úzkolistý panónsky (*F. angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) a jaseň štíhly (*F. excelsior* L.).

Kriticky sa stavíme k niektorým údajom o rozšírení a pôvodnosti všetkých troch druhov jaseňov preto, lebo dosiaľ publikované lokality buď nie sú pôvodné, alebo že sa až donedávna navzájom nerozoznávali jaseň úzkolistý panónsky a jaseň štíhly. Porovnávame názory jednotlivých autorov na ich pôvodnosť s náhľadmi iných, hlavne pri jaseňi mannovom a jaseňi úzkolistom panónskom.

Odporúčame prehodnotiť alebo doplniť zoznamy lesných spoločenstiev podľa kritérií geobotanikov a typológov hlavne v prípade jaseňových jelšín (*Fraxinetum-Alnetum*), ktoré zahrňujú výskyt dvoch druhov jaseňov: jaseňa štíhleho a jaseňa úzkolistého panónskeho, a v predpisoch lesných hospodárskych plánov udávať správny druh jaseňa pre nížiny a pre podhoria.

Sme presvedčení, že pôvodnosť domácich druhov jaseňov na určitom území bude naďalej významným faktorom pri ich ochrane a zachovaní ako dokladu pestrosti a krásy prírodného prostredia Slovenska.

## PodĎakovanie

Podnetom pre napísanie článku bol medzinárodný výskumný projekt 5. Rámcového programu Európskej únie EVK2-CT-2001-00108 „FRAXIGEN – Ash for the future: defining European ash populations for conservation and regeneration“, zameraný na výskum biologických vlastností európskych druhov jaseňov (koordinátor za slovenskú stranu: prof. Ing. Ladislav Paule, PhD.). Za pomoc pri prepisovaní textu autori vyslovujú poďakovanie p. Elene Tanečkovej z Katedry fytoológie Lesníckej fakulty TU vo Zvolene.

## LITERATÚRA

1. BERTOŤOVÁ, L., 1984: *Oleales*. In BERTOŤOVÁ, L. (ed.): Flóra Slovenska IV/1. Veda, Bratislava, s. 63–78.
2. BARTÁK, J., 1929: Z minulosti štátneho lesného hospodárstva v okolí Banskej Bystrice a Starých Hôr. Slovenská Grafia, Banská Bystrica, 207 s.
3. BLATNÝ, L. & ŠŤASTNÝ, T. 1959: Prírodné rozšírenie lesných drevín na Slovensku. Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry, Bratislava, 402 s.
4. DALMADY, J., 1960: Zalesňovanie krasových holín na Slovensku. Vedecké práce Výskumného ústavu lesného hospodárstva I: 41–65.
5. DOMIN, K., 1931: Piešťanská kvätena. Knihovna Sboru pro výzkum Slovenska a Podkarpatské Rusi při Slovenském ústavu v Praze 3, Praha, 270 s.

6. DOMIN, K., 1932: Nejvýznačnější travinná společenstva Čachtických kopců v jihozápadním Slovensku. Rozpravy 2. Třídy České Akademie 42: 1–10.
7. DOMIN, K., 1935: O proměnlivosti jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior* L.). Lesnická práce 14: 477–484.
8. DOMIN, K., 1936: Zimnář (*Fraxinus ornus* L.) v Čachtických kopcích. Věda přírodní 17: 71.
9. DOMIN, K., 1937: Nový jasan (*Fraxinus ptačovskyi*) ze Slovenska. Lesnická práce 16: 409–410.
10. DOMIN, K. & PODPĚRA, J., 1928: Klíč k úplné květeně republiky Československé. Promberg, Olomouc, 1084 s.
11. DOSTÁL, J., 1989: Nová květena ČSSR, Vol. 2. Academia Praha, 1548 s.
12. FARSKÝ, O., 1957: Škodlivé následky červcové povodně v lužních lesích na Gabčíkovsku v roce 1954. Lesnický časopis 3: 100–147.
13. FEKETE, T. & BLATTNÝ, T., 1913: Az erdészeti jellentőségű fák és cserjék elterjedése a Magyar Állam területén. A. Joerges, Selmeczbánya, 793 s.
14. FUKAREK, A., 1957: Novi podaci o poljskom jasenu (*Fraxinus angustifolia* Vahl). Šumarski list 81: 30–35.
15. FUKAREK, A., 1971: O novejših rezultatih proučevanja areala razprostranjenosti ozkolistnega jaseana (*Fraxinus angustifolia* Vahl). Gozdarski vestnik 29: 193–201.
16. FUTÁK, J., 1984: Fytogeografické členenie Slovenska. In Bertová, L. (ed.): Flóra Slovenska IV/I. Veda, Bratislava, s. 418–419.
17. HANČINSKÝ, L., 1972: Lesné typy Slovenska. Príroda, Bratislava, 307 s.
18. HERE, C., 1928: Erfahrungen mit amerikanischen und deutschen Eschen. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 40: 212–213.
19. HLÁSNIKOVÁ, V., 1962: Využitie poznatkov zo zalesňovania pustých plôch v okolí Banskej Bystrice, Riečky a Podlavíc pre zalesňovanie delimitovaných plôch. Diplomová práca (msc. depon. in TU Zvolen).
20. JURKO, A., 1958: Pôdne ekologické pomery a lesné spoločenstvá Podunajskej nížiny. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 264 s.
21. KÁRPÁTI, I. & KÁRPÁTI, V., 1957: Pôvodný výskyt *Fraxinus oxycarpa* Willd. v Československu. Biológia, Bratislava 12: 170–176.
22. KÁRPÁTI, Z., 1970: Eine kritisch-taxonomische Übersicht der in Europa wildwachsenden Esche-Arten und deren Unterarten. Feddes Reportorium 81: 171–186.
23. KLIKA, J., 1936a: Příspěvek k poznání rostlinných společenstev v Brezovských kopcích. Příroda 29: 182–185.
24. KLIKA, J., 1936b: Ekologická a sociologická studie pastvin vápencové a dolomitové Západokarpatské hornatiny (Čachtické Kopce). Sborník Československé Akademie Zemědělské 11: 330–336.
25. KLIKA, J., 1937: Xerothermie und Waldgesellschaften der Westkarpathen (Brezover Berge). Beihefte zum Botanischen Centralblatt (Abteilung B) 57: 295–342.
26. KRAJINA, V., 1936: Jasan mannodárný (*Fraxinus ornus* L.) v Slovenském krasu. Věda přírodní 17: 130.
27. LINGELSHEIM, A., 1920: *Oleaceae – Oleoideae – Fraxinae*. In ENGLER, A. (ed.): Das Pflanzenreich, Heft 72. Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig, s. 1–125.
28. MAGIC, D., 1957a: Jaseň úzkolistý (*Fraxinus angustifolia* Vahl), pôvodná drevena našich lužných lesov. Les 13: 384–389.
29. MAGIC, D., 1957b: Jaseň úzkolistý (*Fraxinus angustifolia* Vahl) na Slovensku. Lesnícky časopis 3: 269–291.
30. MANICA, M., 1976: Taxonomický výskum domácich druhov rodu *Fraxinus*. Záverečná správa výskumnej úlohy (msc. depon. in TU Zvolen).
31. MIKYŠKA, R., 1936: Z květeny západního Slovenska. Věda přírodní 17: 264.
32. POUZAR, Z., 1972: *Hypoxylon fraxinophilum* spec. nova and *H. moravicum* spec. nova, two interesting species found on *Fraxinus angustifolia*. Česká mykologie 26: 129–137.
33. RANDUŠKA, D., 1959 (ed.): Prehľad stanovíštných pomerov lesov Slovenska. Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry, Bratislava, 258 s.
34. SAMEK, V., 1956: Jasan na jižní Moravě. Lesnická Práce 35: 469–471.
35. SOÓ, R., 1951: Sovremennaja geografija rastenij i issledovanije flory v Vengrii. Acta Biologica Academiae Scientiarum Hungaricae 3: 221–245.
36. SOÓ, R. & SIMON, T., 1960: Bemerkungen über Südosteuropäische *Fraxinus*- und *Dianthus*-Arten. Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae 6: 143–153.
37. SUZA, J., DOLEŽAL, R. & KRIST, V., 1931: Příspěvky k botanickému výzkumu Tribečských vrchů (Slovensko). Sborník Přírodovedného odboru Slovenského vlastivedného múzea v Bratislave 1924–1931: 108–122.
38. ŠOMŠÁK, L., 1959: Rastlinné spoločenstvá lužných lesov Záhorskej nížiny. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae – Botanica 3: 515–546.
39. ZACHAR, D., 1969: Výskum spustnutých pôd Perisk (Brezovské pohorie) a ich zalesňovanie. Lesnícke štúdie 2, Príroda, Bratislava, 143 s.
40. ZACHAR, D., 1973: Výskum zalesňovania spustnutých pôd v Slovenskom krase. Lesnícke štúdie 16, Príroda, Bratislava, 163 s.
41. ZLATNÍK, A., 1955: Zdůvodnění kompletního typologického výzkumu a průzkumu lesů a přehled skupin lesních typů SR. Sborník Československé Akademie zemědělských věd – Lesnictví 2: 219–244.
42. ZLATNÍK, A., 1956: Nástin lesnické typologie na biogeocenologickém základě a rozlišení Československých lesů podle skupin lesních typů. In Polanský, B. (ed.): Pěstění lesů 3: speciální pěstění lesů. Státní zemědělské nakladatelství Praha, s. 317–400.

## KOSCE (OPILIONES) A MNOHONÔŽKY (DIPLOPODA) VYBRANÝCH HORNOORAVSKÝCH RAŠELINÍSK

Ján MURÍN

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

### ABSTRACT

Murín J.: **Harvestmen (Opiliones) and Millipedes (Diplopoda) of selected peatbogs at Horná Orava**

In the work are presented preliminary results of research which deals with comparison of structure and dynamic of harvestmen (Opiliones) and millipedes (Diplopoda) taxocenoses of selected peatlands in Horná Orava region. In total, 20 individuals of harvestmen belonging to 4 species and 61 individuals of millipedes from 5 species were recorded.

**Key words:** harvestmen, Opiliones, millipedes, Diplopoda, Orava region

### ÚVOD

Rašeliniská patria na Slovensku k najviac ohrozeným ekosystémom. Sú to reliktné biotopy, ktoré poskytujú vhodné životné podmienky pre mnohé unikátne druhy rastlín a živočíchov, hlavne bezstavovcov. Účelná ochrana týchto ekosystémov je podmienená poznaním ich súčasného stavu a miery ohrozenia. Dôležité informácie v tomto smere môže poskytnúť biomonitoring jednotlivých zložiek rašeliniska. Kosce (Opiliones) a mnohonôžky (Diplopoda) predstavujú citlivých indikátorov kvality prírodného prostredia. Reagujú najmä na zmeny teploty a vlhkosti prostredia, a to zmenou štruktúry ich taxocenóz a početnosti ich populácií, čím upozorňujú na pochody prebiehajúce na stanovištiach, ktoré obývajú. Získané poznatky budú aplikovateľné pri monitorovaní kvality prostredia.

Na území hornej Oravy mnohonôžky doposiaľ neboli systematickejšie študované. Informácie o druhovej skladbe koscov z viacerých hornooravských rašelinísk možno nájsť v prácach ASTALOŠ (2003) a STAŠIOV & MARŠALEK (2002). Cieľom predloženej práce bolo rozšíriť poznatky o zoogeografii a ekológii našich druhov koscov a mnohonôžok a o ich väzbe na špecifické podmienky rašeliniskových ekosystémov.

### CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Oblasť hornej Oravy patrí do oblasti vonkajšieho flyšového oblúka západokarpatskej sústavy s premenlivým podielom pieskoviec, ílovcov a slieňovcov v oravsko-magurskej jednotke. Dotknuté územie sa z hľadiska klimatického členenia zaraďuje do chladnej oblasti, okrsku mierne chladného. Priemerný ročný rozsah teplôt sa pohybuje v intervaloch  $-6$  až  $-4$  °C (január) a  $14,5$  až  $16,5$  °C (júl). Priemerný ročný úhrn zrážok je  $750-930$  mm (SLOBODNÍK & KADLEČÍK, 2000).

Vlhké a chladné podnebie, plochý povrch s menšími plytkými zníženinami a nepriepustné íly tu poskytovali vhodné podmienky pre rozvoj rastlinnej formácie rašelinísk, ktoré sú roztrúsené takmer po celej kotline. Značná časť územia bola pôvodne zaliata vodami Oravskej priehrady.

Výskum prebiehal na štyroch lokalitách v CHKO Horná Orava. Všetky štyri lokality predstavovali územie so štvrtým stupňom ochrany (B zóna). Ide o rašeliniskové biotopy zaradené do systému NATURA 2000. Jednotlivé lokality sa líšili nadmorskou výškou, prevládajúcim bylinným a drevinovým zložením a stupňom sukcesie.



## Klinské rašelinisko

K. ú. obce Klin, DFS č. 6582, 615–620 m n. m., rozloha 15,07 ha. Je to najstaršie chránené rašeliniskové územie na Hornej Orave. Typické vrchovisko. Prirodzenou potenciálnou vegetáciou sú vrchoviská a prechodné rašeliniská (*Oxycocco-Sphagnetea*, *Scheuchzerietalia palustris*, *Caricetalia fuscae*) a smrekové lesy zamokrené (*Vaccinio-Piceion*, *Bazzanio-Piceetum*, *Leucobryo-Piceetum*). V okolí línie zemných pascí boli dominujúcimi rastlinnými druhmi *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*, *Carex fusca* a machorasty rodu *Sphagnum*.

## Rabčické bory

K. ú. obce Rabčice, DFS č. 6483, 790–845 m n. m., rozloha 20 ha. Slatinné rašelinisko s enklávami vrchovísk. Prirodzenou potenciálnou vegetáciou sú bukové a jedľovo-bukové lesy (*Dentario glandulosae-Fagetum*) a prechodné rašeliniská (*Caricetalia fuscae*). Jednotlivé pasce zachytávali suchší biotop pod vršbou, podmáčanú lúku s ostricou (*Carex* spp.) a páperníkom (*Eriophorum* spp.) a biotop porastu rašelinníka (*Sphagnum* spp.).

## Slaná voda

K. ú. obce Oravská Polhora, DFS č. 6482, 751–765 m n. m. Rašelinisko s odtokovým, stagnujúcim hydrologickým režimom. Prirodzenou potenciálnou vegetáciou sú vrchoviská a prechodné rašeliniská (*Oxycocco-Sphagnetea*, *Scheuchzerietalia palustris*, *Caricetalia fuscae*). Pasce zachytávali vankúšový porast rašelinníkov, podmáčanú lúku s dominanciou *Bistorta major* a jedna pasca bola exponovaná pod vršbou.

## Tisovnica

K. ú. obce Oravská Polhora, DFS č. 6482, 745 m n. m., rozloha 11,62 ha. Vrchoviskové rašelinisko. Prirodzenou potenciálnou vegetáciou sú vrchoviská a prechodné rašeliniská (*Oxycocco-Sphagnetea*, *Scheuchzerietalia palustris*, *Caricetalia fuscae*) a bukové a jedľovobukové lesy (*Dentario glandulosae-Fagetum*). Patrí medzi najzachovalejšie a najkrajšie rašeliniskové formácie na Hornej Orave. Pasce zachytávali porast rašelinníkov, čučoriedka a smreka.

## METODIKA

Materiál bol odchytený metódou zemných pascí vo vegetačnom období roku 2005. Ako pasce slúžili 0,71 sklenené poháre s priemerom otvoru 75 mm, ktoré boli naplnené do 1/3 objemu 4%-ným formaldehydom. Na každej lokalite bolo zakopaných 5 pascí v línii. Rozstup medzi jednotlivými pascami bol 10 metrov. Zbery boli z pascí vyberané zhruba v mesačných intervaloch. Výnimkou bol posledný zber v roku 2005, kedy boli dva mesiace spojené do jedného zberu. Pasce boli kvôli dlhotrvajúcej snehovej pokrývke exponované v teréne až od 25. mája. Následne bol materiál z pascí odobieraný 27. júna, 30. júla a 1. októbra 2005.

Materiál získaný zo všetkých pascí exponovaných na jednom z rašelinísk bol zliaty do jedného pohára a označený lokalizačným lístkom s údajmi o názve lokality a dátume exponovania pascí v teréne. Zbery boli následne transportované na Katedru biológie a všeobecnej ekológie FEE TU vo Zvolene a spracované v laboratóriu.

Spracovanie materiálu pozostávalo z manuálneho roztriedenia odchytených živočíchov na jednotlivé taxóny (rady, resp. triedy). Kosce, rovnakožky, mnohonôžky, a šťúriky boli konzervované v 70%-nom etylalkohole. Všetky ostatné taxóny boli konzervované v 4%-nom formaldehyde. Pri triedení materiálu boli použité Petriho misky, preparačná a entomologická pinzeta, stričky s formaldehydom a etylalkoholom a binokulárna lupa. Materiál koscov a mnohonôžok bol determinovaný pomocou binokulárnej lupy na úroveň druhov s určením pohlavia a vekovej skupiny (juvenil, subadult a adult).

V rámci analýzy štruktúry taxocenóz koscov a mnohonôžok bola na základe ich epigeickej aktivity vypočítaná dominancia  $D$  (%) pre jednotlivé druhy na sledovaných rašeliniskách (LOSOS et al., 1984). Pre porovnanie diverzity týchto spoločenstiev v jednotlivých mesiacoch a na jednotlivých rašeliniskách bol použitý Shannonov index diverzity  $H'$  s použitím prirodzených logaritmov (SHANNON & WEAVER, 1949).

## VÝSLEDKY

### Taxonomický prehľad zistených druhov koscov a mnohonôžok a údaje o ich nálezočoch

Použité skratky:  
juv. – juvenil,

sub. – subadult,  
ad. – adult

**Classis: DROMOPODA**

**Subclassis: OPILIONES**

**Familia: Nemastomatidae**

*Nemastoma lugubre Müller, 1776*

Názov rašeliniska: počet chytených jedincov,  
pohlavie, veková kategória (dátum odchyty)

Rabčické bory: 1♂ ad. (30. 7.–1. 10. 2005)

Slaná voda: 1♂ ad. (26. 5.–27. 6. 2005)

Tisovnica: 2♀ ad. (30. 7.–1. 10. 2005)

Stredo- a severovýchodoeurópsky eurytopný mezofilný druh. Na Slovensku je veľmi početným druhom rozšíreným na celom území nášho štátu.

**Familia: Phalangiidae**

*Platybunus bucephalus C. L. Koch, 1835*

Klinské rašelinisko: 5 juv. (26. 5.–27. 6. 2005)

1 sub. (27. 6.–30. 7. 2005)

Tisovnica: 2♂ sub., 1♀ ad., 3? juv.

(26. 5.–27. 6. 2005)

1♂ ad., 1♂ sub.

(27. 6.–30. 7. 2005)

Rozšírený v strednej a juhovýchodnej Európe. Horský druh. Na Slovensku patrí medzi veľmi početné druhy koscov.

*Lophopilio palpinalis Herbst, 1799*

Klinské rašelinisko: 1 sub. (27. 6.–30. 7. 2005)

Stredoeurópsky druh. Preferuje vlhké lesy s rôznou drevinovou sladbou. Žije roztrúsene na celom území Slovenska.

*Mitopus morio Fabricius, 1799*

Tisovnica: 1♀ sub. (27. 6.–30. 7. 2005)

Je to holarktický euryekný druh. Je našim najbežnejším a najhojnejším druhom kosca.

**Classis: DIPLOPODA**

**Ordo: GLOMERIDA**

**Familia: Glomeridae**

*Glomeris connexa C. L. Koch, 1847*

Rabčické bory: 3♂ sub., 1♀ ad., 5♀ sub.

(26. 5.–27. 6. 2005)

2♂ sub., 1♂ juv., 1♀ ad.

(27. 6.–30. 7. 2005)

1♂ sub. (30. 7.–1. 10. 2005)

Tisovnica: 1♂ sub., 3♀ ad., 1♀ sub.,

2♀ juv. (26. 5.–27. 6. 2005)

Stredoeurópsky eurytopný, euryhygrický a eurytermofilný druh. Preferuje lesné prostredie.

**Ordo: CHODEUMATIDA**

**Familia: Mastigophorophyllidae**

*Mastigona vihorlatica Attems, 1899*

Klinské rašelinisko: 1♀ sub. (26. 5.–27. 6. 2005)

4♀ ad. (27. 6.–30. 7. 2005)

6♂ ad., 4♀ ad., 1♀ sub.,

1 juv. (30. 7.–1. 10. 2005)

Stredoeurópsky druh. Je to euryhygrofil a eurytermofil, chazmatofil a antroxen. Karpatský endemit.

**Ordo: JULIDA**

**Familia: Julidae**

*Julidae spp.*

Rabčické bory: 1♀ ad. (26. 5.–27. 6. 2005)

1♀ ad. (27. 6.–30. 7. 2005)

1♂ sub. (30. 7.–1. 10. 2005)

**Ordo: POLYDESMIDA**

**Familia: Polydesmidae**

*Polydesmus complanatus Linnaeus, 1761*

Klinské rašelinisko: 1♂ ad., 1♀ ad. (27. 6.–30. 7. 2005),

3♂ ad., 5♀ ad., 1♀ sub.

(30. 7.–1. 10. 2005)

Rabčické bory: 1♂ ad., 1♀ ad.

(30. 7.–1. 10. 2005)

Tisovnica: 1♂ ad., 1♀ juv.

(30. 7.–1. 10. 2005)

Stredo- až juhovýchodoeurópsky, eurytopný a euryvalentný druh (KIME, 1991). Je to chazmatofil a antrofil.

**Ordo: POLYZONIIDA**

**Familia: Polyzoniidae**

*Polyzonium germanicum Brandt, 1837*

Rabčické bory: 1♂ juv., 2♀ ad.

(27. 6.–30. 7. 2005)

1♂ ad. (30. 7.–1. 10. 2005)

Tisovnica: 1♂ juv. (27. 6.–30. 7. 2005)

Európsky, mezo- až hygrolný druh bez užšieho vzťahu k teplote prostredia (eurytermofil). Je chazmatoxen a antroxen.

**Štruktúra opilocenóz a diplopocenóz**

Celkovo bolo počas výskumu odchytených 20 jedincov koscov patriacich do 2 čeladi a 4 druhov

(tab. 1). Najpočetnejším bol druh *Platybunus bucephalus* (14 ex.). Druhý najpočetnejší bol druh *Nemastoma lugubre* (4 ex.).

Z mnohonôžok bolo odchytených 61 jedincov patriacich do 5 čeľadí a 5 druhov (tab. 1). Najpočetnejší bol druh *Glomeris connexa* (21 ex.), ktorý bol zaznamenaný na dvoch rašeliniskách. Maximálnu epigeickú aktivitu (14 ex.) dosiahol na lokalite Rabčické bory. Po ňom nasledovali druhy *Mastigona vihorlatica* (17 ex.) a *Polydesmus complanatus* (15 ex.). Najmenej početnou bola čeľaď Julidea (3 ex.). Bližšie nedeterminovaní zástupcovia tejto čeľade boli zaznamenaní len na Rabčických boroch. Najfrekvencovanejším druhom bol *Polydesmus complanatus*, ktorý bol odchytený na troch rašeliniskách. Naproti tomu druh *Mastigona vihorlatica*, podobne ako zástupcovia čeľade Julidae, bol zaznamenaný len na jednom rašelinisku.

Na Klinskom rašelinisku bolo z koscov chytených 7 jedincov z 2 druhov: *Lophopilio palpinalis* (1 ex.) a *Platybunus bucephalus* (7 ex.). Boli tu zaznamenané aj 2 druhy mnohonôžok v počte 28 jedincov, a to *Mastigona vihorlatica* (17 ex.) a *Polydesmus complanatus* (11 ex.) (tab. 1).

Na rašelinisku Slaná voda bol z koscov chytený jediný exemplár druhu *Nemastoma lugubre*. Nebol tu zaznamenaný ani jeden zástupca triedy Diplopoda (tab. 1).

Na rašelinisku Tisovnica bolo počas výskumu chytených 10 jedincov koscov z 3 druhov: *Mitopus morio* (1 ex.), *Nemastoma lugubre* (2 ex.) a *Platybunus bucephalus* (8 ex.). Bolo tu odchytených tiež 10 mnohonôžok z 3 druhov: *Glomeris connexa* (7 ex.), *Polydesmus complanatus* (2 ex.) a *Polyzonium germanicum* (1 ex.) (tab. 1).

Na rašelinisku Rabčické bory bol chytený jediný exemplár kosca, a to z druhu *Nemastoma lugubre* (tab. 2) a 23 jedincov mnohonôžok (tab. 1). Boli tu zaznamenané 4 druhy mnohonôžok: *Glomeris connexa* (14 ex.), *Julidae* spp. (3 ex.), *Polydesmus complanatus* (2 ex.) a *Polyzonium germanicum* (4 ex.).

U koscov bolo druhovo najbohatším rašelinisko Tisovnica. Boli tu zastúpené druhy *M. morio*, *N. lugubre* a *P. bucephalus*. Na Klinskom rašelinisku bola situácia odlišná. Boli tu zastúpené dva druhy koscov, a to *P. bucephalus* a ako na jedinom rašelinisku tu bol zaznamenaný druh *L. palpinalis*. Na ostatných dvoch rašeliniskách bol zaznamenaný len druh *N. lugubre*. V rámci mnohonôžok bolo druhovo najbohatším rašelinisko Rabčické bory. Boli tu zaznamenané druhy *G. connexa*, *P. complanatus*, *P. germanicum* a zástupcovia čeľade Julidae. Tieto taxóny boli zastúpené aj na rašelinisku Tisovnica, avšak chýbali tu zástupcovia čeľade Julidae. Na Klinskom

Tab. 1 Celková epigeická aktivita koscov a mnohonôžok zaznamenaná na skúmaných rašeliniskách počas roku 2005 (KR – Klinské rašelinisko, SV – Slaná voda, T – Tisovnica, RB – Rabčické bory, n – celková epigeická aktivita,  $H'$  – Shannonov index diversity)

Table 1 Total epigeaic activity of harvestmen and millipedes at selected peat-bog sites in 2005 (KR – Klinské rašelinisko, SV – Slaná voda, T – Tisovnica, RB – Rabčické bory, n – total activity,  $H'$  – Shannon index of diversity)

Taxón	Lokalita								Spolu
	KR		SV		T		RB		
	n	%	n	%	n	%	n	%	
Opiliones									
<i>Lophopilio palpinalis</i>	1	3							1
<i>Mitopus morio</i>					1	5			1
<i>Nemastoma lugubre</i>			1	100	2	10	1	4	4
<i>Platybunus bucephalus</i>	6	17			8	38			14
Diplopoda									
<i>Glomeris connexa</i>					7	33	14	58	21
<i>Julidae</i> spp.							3	13	3
<i>Mastigona vihorlatica</i>	17	49							17
<i>Polydesmus complanatus</i>	11	31			2	10	2	8	15
<i>Polyzonium germanicum</i>					1	5	4	17	5
<b>Spolu</b>	35	100	1	100	21	100	24	100	81
$H'$	1,12		0		1,47		1,21		1,84

rašelinisku bol okrem druhu *P. complanatus* zaznamenaný aj druh *M. vihorlatica*, ktorý nebol zaznamenaný na žiadnom inom rašelinisku. Na rašelinisku Slaná voda nebol zaznamenaný žiadny druh z triedy Diplopoda.

Hodnoty Shannonovho indexu diverzity pre jednotlivé rašeliniská sú zobrazené v tabuľke (tab. 1). Najvyššiu hodnotu indexu diverzity taxocenóz koscov a mnohonôžok vykazovalo rašelinisko Tisovnica. Naopak, najnižšiu vykazovalo rašelinisku Slaná voda.

Porovnanie podobnosti študovaných rašelinísk z hľadiska druhovej štruktúry opilio- a diplopodocenóz pomocou Renkonenovho indexu odhalilo ako najpodobnejšie Klinské rašelinisko a rašelinisko Tisovnica. Za nimi nasledovala dvojica Rabčické bory a Tisovnica. Najodlišnejšie boli rašeliniská Slaná voda a Rabčické bory (tab. 2).

Tab. 2 Hodnoty Renkonenovho indexu podobnosti rašelinísk z hľadiska druhovej štruktúry opilio- a diplopodocenóz (KR – Klinské rašelinisko, SV – Slaná voda, T – Tisovnica, RB – Rabčické bory)

Table 2 Renkonen index of similarity between different peat bogs based on species composition (KR – Klinské rašelinisko, SV – Slaná voda, T – Tisovnica, RB – Rabčické bory)

	KR	SV	T	RB
KR	–	4,2	50,6	8,3
SV	4,2	–	9,5	0
T	50,6	9,5	–	26,5
RB	8,3	0	26,5	–

## DISKUSIA

Výsledky výskumu poukázali na to, že aj tak extrémne biotopy ako boli sledované štyri hornooravské rašeliniská sú obývané zástupcami koscov a mnohonôžok. Výnimkou sa zdá byť rašelinisko Slaná voda, kde nebol chytený žiadny zástupca mnohonôžok. Tento stav mohol byť spôsobený nevhodným umiestnením zemných pascí na území rašeliniska. Ďalšou príčinou absencie mnohonôžok na Slanej vode mohol byť dlhodobý vysoký stav vody na rašelinisku. Na nepriaznivý vplyv záplav na taxocenózy mnohonôžok poukázali viacerí autori (GULIČKA, 1960; PIŽL & TAJOVSKÝ, 1998; TAJOVSKÝ, 1999; TUF & TUFOVÁ, 2004). Celkovo z výsledkov výskumu vyplýva, že po kvantitatív-

nej stránke sú spoločenstvá koscov a mnohonôžok na hornooravských rašeliniskách dosť chudobné. Príčinou tohto stavu môže byť u koscov podľa ASTALOŠA (2003) neuspokojená trofická potreba, špecifické teplotné pomery a vysoký obsah povrchovej vody na týchto biotopoch. Podobné príčiny pravdepodobne spôsobili aj pomerne nízku epigeickú aktivitu mnohonôžok na sledovaných rašeliniskách, keďže ide pomerne o troficky rovnaké skupiny s podobnými nárokmi na abiotické faktory.

Väčšina zaznamenaných druhov patrí medzi stredoeurópske druhy. *M. morio* je holarktický druh. Z mnohonôžok je *M. vihorlatica* karpatským endemitom. Ide o bežné druhy, ktoré sú na Slovensku rozšírené v rôznych biotopoch.

Najpočetnejším koscom bol *P. bucephalus*. KLIMEŠ (1999) uvádza tento druh ako druhý najpočetnejší druh kosca na vybraných rašeliniskách v Krkonošiach. STAŠIOV & MARŠALEK (2002) uvádzajú, že tento druh ešte nebol na hornooravských rašeliniskách zaznamenaný. ASTALOŠ (2003) zaznamenal len jeden exemplár, a to na rašelinisku Tisovnica. Podľa priebehu epigeickej aktivity tohto druhu môžeme predpokladať, že patrí ku skorým letným druhom. To isté sa dá predpokladať o mnohonôžke *G. connexa*. Naopak, o druhoch *M. vihorlatica* a *P. complanatus* môžeme predpokladať najhojnejší výskyt v jesennom období. Táto hypotéza je však otázna z dôvodu spojeného augustového zberu so septembrovým. Zaujímavým je výskyt *M. vihorlatica* iba na Klinskom rašelinisku, čo môže signalizovať väzbu tohto druhu na konkrétne podmienky tohto rašeliniska. To isté by mohlo platiť o koscovi *L. palpinalis*. STAŠIOV & MARŠALEK (2002) však uvádzajú tento druh aj z rašeliniska Slaná voda, ASTALOŠ (2003) ho uvádza len z rašeliniska Rabčické bory. ASTALOŠ (2003) uvádza ako najpočetnejší druh na rašeliniskách Hornej Oravy druh *M. morio*. Spomínaný autor uvádza tento druh zo všetkých nami sledovaných rašelinísk okrem Klinského rašeliniska a charakterizuje ho ako typický druh na rašeliniskách Hornej Oravy. My sme za celé obdobie výskumu zaznamenali jediný exemplár, a to na rašelinisku Tisovnica.

Na základe ASTALOŠA (2003), ktorý na nami sledovaných rašeliniskách zaznamenal 10 druhov koscov môžeme predpokladať, že kvalitatívne zloženie opiliocenóz na daných lokalitách je bohatšie než ako to vyplýva z výsledkov nášho výskumu. Na rašelinisku Slaná voda spomínaný autor

zaznamenal okrem druhu *N. lugubre* aj druhy *M. morio*, *Paranemastoma kochi*, *Mitostoma chrysomelas* a *Platybunus pallidus*. Z Klinského rašeliniska autor uvádza okrem nami zaznamenaných druhov aj *N. lugubre*, *Phalangium opilio*, *Rilaena triangularis*, *Oligolophus tridens* a *Lacinius ephippiatus*. Na rašelinisku Tisovnica autor zaznamenal len druhy *P. bucephalus* a *M. morio*. My sme tu odchytili aj druh *N. lugubre*. Na rašelinisku Rabčické bory autor okrem druhu *N. lugubre* zaznamenal aj druhy *M. morio*, *L. palpinalis* a *P. opilio*.

Nízka druhová pestrosť, ako aj epigeická aktivita zaznamenaná u oboch sledovaných živočíšnych skupín na hodnotených hornooravských rašeliniskách môže poukazovať na to, že rašeliniská neposkytujú vo všeobecnosti týmto suchozemským epigeickým skupinám vhodné topické životné podmienky. Nízka epigeická aktivita zrejme vyplýva z ich preferencie premiestňovania po vegetácii. Bežne možno napr. získať na rašeliniskách kosce oklepávaním konárov stromov (STAŠIOV, in verb.).

Zistená fauna oboch študovaných skupín určite nie je kompletná a ďalší výskum, prípadne použitie inej odberovej metódy by odhalil prítomnosť ďalších, u nás bežných druhov. Nedostatok informácií o druhovom zložení opilionenóz a diplopocenóz, či o fenológii týchto skupín na našich rašeliniskách neumožňuje vysloviť všeobecnejšie závery.

## ZÁVER

Práca prináša priebežné výsledky výskumu zameraného na zistenie štruktúry a dynamiky opilionenóz a diplopocenóz na štyroch hornooravských rašeliniskách. Výskum bol realizovaný v roku 2005 v období od 25. 5. do 1. 10. metódou zemných pascí. Počas výskumu bolo spolu na všetkých lokalitách odchytených 20 jedincov koscov zaradených do 4 druhov (*Lophopilio palpinalis*, *Mitopus morio*, *Nemastoma lugubre* a *Platybunus bucephalus*). Druhovo najbohatšia lokalita bola Tisovnica, kde boli odchytené 3 druhy koscov. Z mnohonôžok

bolo odchytených 61 jedincov zaradených do 4 druhov a jednej čeľade (*Glomeris connexa*, *Mastigona vihorlatica*, *Polyzonium germanicum*, *Polydesmus complanatus* a *Julidae* spp.). Druhovo najbohatšia bola lokalita Rabčické bory. Boli tu zaznamenané 3 druhy mnohonôžok. Na lokalite Slaná voda nebola počas výskumu zaznamenaná žiadna mnohonôžka.

## LITERATÚRA

- ASTALOŠ, B., 2003: Kosce (Arachnida, Opiliones) rašelinísk hornej Oravy. Entomofauna carpathica, 15: p. 56–59.
- GULIČKA, J., 1960: Vplyv kolísania vodného režimu na pôdnu makrofaunu Svätajurského Šúru (Diplopoda, Chilopoda, Isopoda). Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Komenianae, Zoologia, 4: p. 437–486.
- KLIMEŠ, L., 1999: Harvestman assemblages (Arachnida: Opiliones) in Krkonoše National Park. Klapalekiana, 35: p. 129–138.
- LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J. & PELIKÁN J., 1984: Ekologie živočichů. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 320 pp.
- PIŽL, V. & TAJOVSKÝ, K., 1998: Vliv letní povodně na půdní makrofaunu lužního lesa v Litovelském Pomoraví. Krajina, voda, povodeň. Sborník Správy chráněných krajinných oblastí České republiky, 2: p. 47–54.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W., 1949: The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- SLOBODNÍK, V. & KADLEČÍK, J. 2000: Mokrade Slovenskej republiky. Prievidza: Slovenský zväz ochrancov prírody a krajiny, 148 pp.
- STAŠIOV, S. & MARŠALEK, P., 2002: Kosce (Opilionida) hornooravských rašelinísk. Natura Carpatica, 43: p. 283–286.
- TAJOVSKÝ, K., 1999: Impact of inundations on terrestrial arthropod assemblages in Southern Moravian floodplain forests, the Czech Republic. Ekológia, 18/1: pp. 177–184.
- TUF, I. H. & TUFOVÁ, J., 2004: Změny tolerance půdní fauny k zaplavení v průběhu roku. In: Bryja, J., Zukal, J. (eds.), Zoologické dny Brno 2004. Sborník abstraktů z konference 12–13. února. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno, p. 40.

## STUDIUM STRATIFIKAČNÍCH METOD *TAXUS BACCATA* L.

Ludmila PAIKERTOVÁ

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zahradnická fakulta, Ústav šlechtění a množení zahradnických rostlin, Valtická 337, 691 44 Lednice, Česká republika, e-mail: hadrunek@seznam.cz

### ABSTRACT

Paikertová, L.: **Study of stratification methods of *Taxus baccata* L.**

This work is concerned with the propagation of the Common Yew (*Taxus baccata* L.) from seed. However, here we immediately run into the problem of dormancy when seeds, even though they have optimal conditions for germination, do not sprout in the first few weeks or months. It is possible to shorten the period of dormancy by using an appropriate stratification method. This study compares the influence of seed source, time of year when collected, and various stratification medium. The seeds were subjected to various different combinations of hot and cold stratification.

Suitable guide-lines for growing *Taxus baccata* L. from seed could help reduce the cost and time to produce seedling trees and thereby also help its return to Czech forests, where it unquestionably belongs.

**Key words:** generative propagation, dormancy, stratification, *Taxus*

### ÚVOD

Vyhláškou 395/1992 je tis červený prohlášen za druh silně ohrožený. Ač můžeme řadit tis červený k nejstarším evropským dřevinám s poměrně velkým geografickým areálem výskytu, tak jej v přirozených společenstvech nacházíme pouze ojediněle. Patří k dřevinám nejvíce postiženým změnami, vyvolanými hospodářským využíváním lesů nedostatečně respektujícím zákonitosti přirozeného vývoje lesních ekosystémů. Přestal být chápán jako lesní dřevina. Přeléhavost semen tisu způsobuje, že v přírodě klíčí semena běžně až v třetím roce. Cílem práce bylo za použití vhodných stratifikačních metod tuto dobu zkrátit. Vhodně stanovená metodika generativního rozmnožování *Taxus baccata* L. by mohla pomoci při záchraně genofondu těchto výjimečných dřevin a tím i podpořit jeho návrat do lesů ČR, kde bezpochyby patří.

*Taxus baccata* L. patřil odedávna k oblíbeným dřevinám. Byl ceněn především pro krásné, husté, tvrdé a velmi trvanlivé dřevo. Vyráběly se z něho nejrůznější nástroje, drahý nábytek. Ve středově-

ku bylo dřevo z tisu vyhledáváno pro výrobu kuší a luků (ŠTURSA, 2000).

*Taxus baccata* L. rovněž řadíme k hodnotným sadovnickým druhům. Je jedinou jehličnatou dřevinou, která se svou stínomilností hodí jako podrost pod vyšší, hluboko kořenící stromy. Uplatní se i při zakládání skupin. Ze všech jehličnanů se mohou nejvíce řezat a tvarovat (živé ploty, stěny, různé barokní tvary a figury), takže se uplatní v blízkosti budov a architektonických děl, na které různě sestříhané mohou navazovat. Jsou téměř nepostradatelné v pravidelně řešených historických parcích. Náleží mezi nejtemnější jehličnany a dřeviny vůbec. Uplatní se proto zvláště jako kontrastní pozadí za jiné světle zbarvené dřeviny nebo jasně kvetoucí květiny a v blízkosti světlých soch, odpovídá schodišť, teras i budov (HIEKE, 1978).

V poslední době stoupá význam rodu *Taxus* ve farmakologii pro výrobu protirakovinných léčiv. Celá rostlina kromě červených míšku je jedovatá, protože obsahuje alkaloidy taxany, jejichž koncentrace je nejvyšší ve svrchní vrstvě kůry a lýku. Dnes jsme schopni látky obsažené v tisu využít

v lékařství. Taxany izolované z tisů jsou cytotoxické protinádorové látky, patří mezi inhibitory buněčné mitózy. Způsobují stabilizaci mikrotubulárních proteinů a brání tím normálnímu průběhu procesu dělení buněk. Taxany jsou široce používány k léčbě pokročilých karcinomů prsu a vaječníků, bronchogenních a některých dalších karcinomů. Taxany se silně váží na bílkoviny, v organismu jsou široce distribuovány, ale málo pronikají do centrální nervové soustavy. V klinických studiích byly taxany účinné také u karcinomu prostaty a karcinomů z přechodného epitelu v močových cestách. První výsledky ukazují i na úspěšnou léčbu karcinomů hlavy, krku a plic (CROWN, O'LEARY, 2000).

## MATERIÁL A METODY

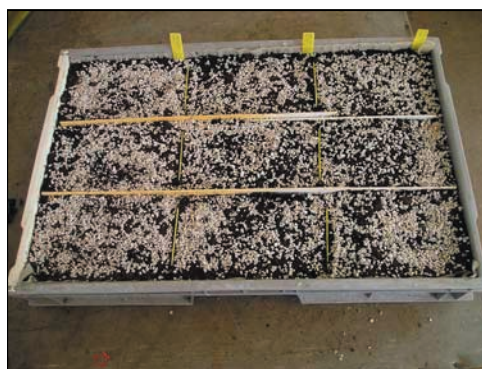
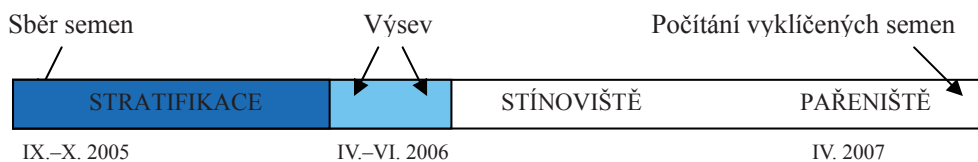
Pro překonání a zkrácení doby dormance u semen tisů červeného byla provedena stratifikace. Výzkum se v této oblasti ubírá směrem **řízené stratifikace**, střídání cyklické teplé (15/20 °C) a studené 3–5 °C periody. Z tohoto trendu vycházelo i zvolení jednotlivých variant v pokuse. Požadované teploty byly garantovány umístěním stratifikovaných semen do termostatu SANYO MIR-153. Nastavení teploty je zde s přesností  $\pm 0,5$  °C. Tep-

lotní průběhy dvou variant stratifikace jsou naznačeny v grafech č. 1 a 2.

Semena tisů byla pro zjištění vlivu prostředí odebírána ze **dvou lokalit** na Moravě s odlišnými půdními a klimatickými podmínkami – Lednice a Opava. **Lednice** se nachází na jihu Moravy v nadmořské výšce 174 m n. m. s průměrnou roční teplotou 9 °C a průměrnými ročními srážkami 524 mm. Je to oblast teplá, suchá, výrobní typ kukuřičný, půdní typ černozem na spraši. **Opava** se nachází na severu Moravy v nadmořské výšce 260 m n. m. Průměrná roční teplota zde dosahuje 8,1 °C a průměrný úhrn ročních srážek je 596 mm. Patří k oblastem mírně teplým a mírně suchým, výrobní typ řepařský, půdní typ podzol.

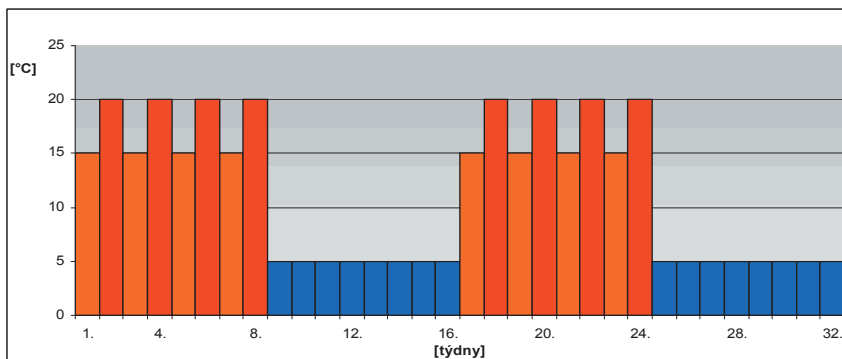
**Sběr** semen probíhal v roce **2005 ve třech termínech** – první týden v září, třetí týden v září a první týden v říjnu.

Sklizené plody byly potřeba **zbatit červeného dužnatého míšku**. Vznikají zde totiž látky, které později brzdí klíčení semen. Navíc sacharidy obsažené v míšku jsou živnou půdou pro plísně, které znehodnocují semena během stratifikace. V literatuře je často uváděn postup porpírání semen přes síto. Mnohem efektivnější bylo plody nejprve důkladně rozmačkat v 5–10 litrové nádobě a poté



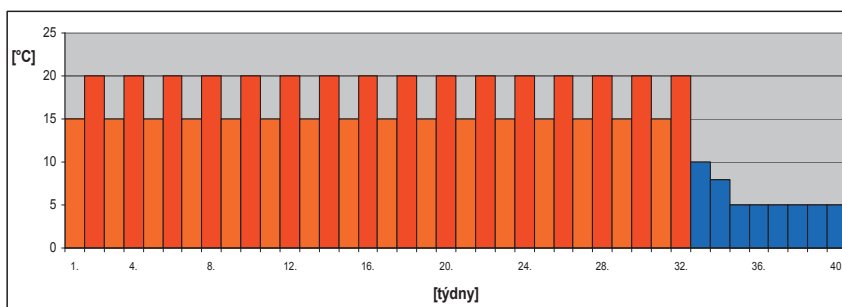
Obr. 1 Výsev semen, jedno pole 100 ks + dvě opakování. V jedné přepravce jsou 3 varianty s opakováním. Celkem 900 ks semen. Povrch substrátu byl zasypan agroperlitem

Figure 1 Seeding process, one field 100 pieces + two repetitions. There are 3 variants with repeating in each box, 900 pcs of seed in total. The substrate surface was covered with agroperlite



Obr. 2 Teplotní průběh stratifikace č. 1

Figure 2 Temperature development during the first stratification



Obr. 3 Teplotní průběh stratifikace č. 2

Figure 3 Temperature development during the second stratification

dužinu odplavit. Očištěné plody byly po 24 hodinovém máčení ve vodě osušeny a dle variant pokusu byla zahájena stratifikace.

Pro stratifikaci byla použita tři **stratifikační média** – čistá neupravená rašelina, rašelinový substrát, říční písek. Semena byla podle variant promíchána s médiem a v polyetylenových sáčcích umístěna do termostatu.

Během stratifikace bylo nutné pravidelně provádět kontrolu vlhkosti stratifikačního substrátu, průběhu teplot i celkový zdravotní stav. Pro potlačení výskytu houbových chorob byly stratifikační substráty ošetřeny fungicidním přípravkem PREVICUR 607 SL.

Stratifikovaná semena byla vysévána na konci dubna a na konci června do nízkých přepravků a umístěna do stínoviště s automatickou závlahou. Během vegetace bylo nutné chránit výsevy proti škůdcům (hlodavci, ptáci).

Během první vegetační sezóny vyklíčilo mizivé

procento rostlin. Na podzim byly rostliny přeneseny do studeného pařeniště. **Počítání vzešlých jedinců** proběhlo následující jaro počátkem dubna.

## VÝSLEDKY A DISKUZE

Cílem práce bylo zjistit vliv různých faktorů na klíčivost semen tisu. Literatura uvádí různé, někdy i protichůdné, návody jak postupovat při generativním rozmnožování tisu červeného.

Sběr semen doporučuje většina autorů před plnou zralostí, v době, kdy plody začínají červnat (VILKUS, 1997) (WALTER, 1978). KRÜSMANN (1978) však udává jako vhodný termín pro sklizeň plodů červenec, kdy jsou plody i semena zcela zelené. Časný sběr je doporučován z důvodu, protože se ve zralých plodech vytváří látky brzdící klíčení. BÄRTELS (1988) doporučuje sklizeň v období od srpna do října. Z provedených pokusů dosáhla lepších výsledků semena vyzrálá, sklizená v říjnovém



termínu. Z pozorování lze upozornit na fakt, že plody dozrávají postupně, tudíž i v říjnu a listopadu lze nasbírat zelená semena.

V pokuse byl sledován vliv stratifikačního média. V literatuře tato problematika není příliš často zmiňována, pouze BÄRTELS (1988) doporučuje použít pro déletrvající stratifikaci směs rašeliny a písku nebo perlitu, aby nedocházelo k vysychání substrátu. Z praktických pokusů vyplynulo, že je důležité použít kvalitní substrát prostý zárodků houbových chorob a jiných organismů, zhoršujících zdravotní stav semen během stratifikace. Prokazatelný vliv stratifikačního média na klíčivost se neprojevil.

Klíčení semen může být ovlivněno i podmínkami, za kterých se semena vyvíjela na mateřské rostlině. PROCHÁZKA, ŠEBÁNEK, KREKULE, MACHÁČKOVÁ (1998) uvádí, že se na klíčivosti podílejí vnější podmínky působící na mateřskou rostlinu v době zrání, především teplota, vodní stres, délka dne a kvalita slunečního záření. Celkově lepších výsledků dosáhla semena z lokality Lednice. Matečné rostliny zde rostou na vápenitém podloží, které tis upřednostňuje. Je zde mírný polostín umožňující lepší dozrávání semen. Lokalita v Opavě je sice vlhčí, je ale zároveň více zastíněná a půdy zde jsou méně živné.

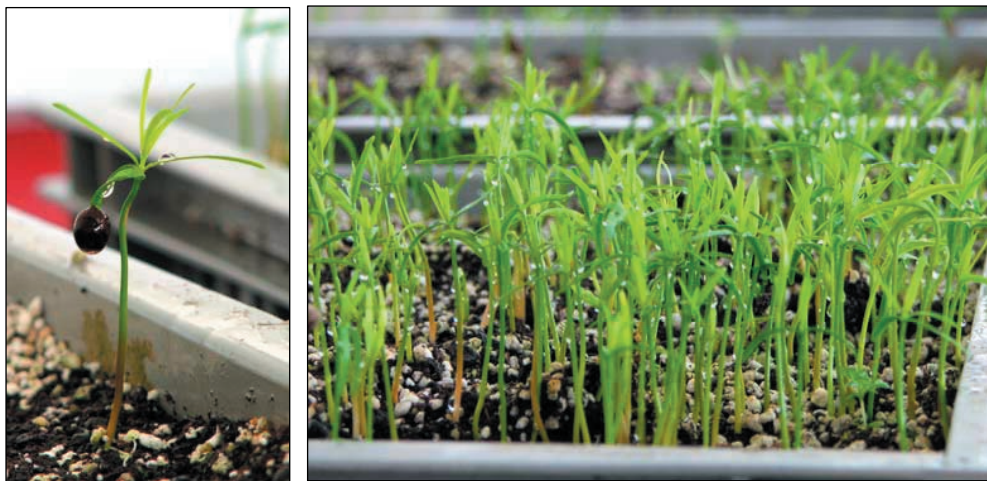
Hlavním faktorem ovlivňujícím klíčení dormantních semen tisů je zvolená stratifikace. V po-

kuse byly vyzkoušeny dvě varianty teplo-studené stratifikace, která jak uvádí BOČEK (1998) napodobuje přirozené podmínky střídání teplot v přírodě. Průběh teplot je naznačen v grafech č. 1 a 2. V první variantě se střídá cyklická teplá perioda (15/20 °C) s chladnou periodou (5 °C). V druhé variantě byla cyklická teplá perioda prodloužena na 7–8 měsíců a na ni navazovala chladná perioda po dobu 2 měsíců.

BOČEK (1998) doporučuje jako nejlepší variantu teplo-studenou stratifikaci s cyklickou teplotou fází (15/20 °C) trvající 6,5 měsíce a s následnou chladnou fází při 3 °C s dobou trvání 4–4,5 měsíce. Klíčivost při této metodě byla 10,33 %. HOFFMANN, CHVÁLOVÁ, PALÁTOVÁ (2005) doporučují taktéž teplo-studenou stratifikaci, kdy je teplá fáze při 20 °C po dobu 3 měsíce a studená fáze při 3 °C trvá 4 měsíce.

Výsledky pokusu se nejvíce blíží doporučením a závěrům citovaných v (KAMENICKÁ, KUBA, TOMAŠKO, ZÁVODNÝ 2004), kteří uvádí, že stratifikovaná semena vysetá na jeře, vzchází až v dalším roce na jaře.

Aby bylo možné stanovit metodiku pro produkci semenáčů použitelnou v praxi, je potřeba dosáhnout vyššího procenta klíčivosti. I když v pokuse klíčila semena až po 18 měsících, bylo dosaženo uspokojivých výsledků, kde se klíčivost u některých variant blížila až k 100 %.



Obr. 4 Vrcházející semenáčky *Taxus baccata* L.  
Figure 4 Shooting seedlings of *Taxus baccata* L.

Tab. 1 Výsledná klíčivost jednotlivých variant, uvedeno v %, zaokrouhleno na celá čísla  
Table 1 Final seed quality

Stanoviště	Termín	Stratifikace	% klíčivosti
Lednice	I.	I. varianta	47
Lednice	II.	I. varianta	48
Lednice	III.	I. varianta	17
Lednice	I.	II. varianta	16
Lednice	II.	II. varianta	96
Lednice	III.	II. varianta	93
Opava	I.	I. varianta	4
Opava	II.	I. varianta	21
Opava	III.	I. varianta	7
Opava	I.	II. varianta	16
Opava	II.	II. varianta	35
Opava	III.	II. varianta	70

## ZÁVĚR

Tato práce byla zaměřena na generativní způsob rozmnožování tisu červeného. Z vlivů působících na délku dormance byla zaměřena pozornost na lokalitu sběru semen, termín sběru, vliv stratifikačního média a průběh stratifikačních metod. Nejlepších výsledků dosáhla semena z lokality Lednice, nasbíraná 3. týden v září, vystavená teplo-studené stratifikaci podle varianty II. Nejhorších výsledků dosáhla semena z lokality v Opavě, nasbíraná 1. týden v září, vystavená střídavé teplo-studené stratifikaci podle varianty I.

Tento výsledek mohl být ovlivněn počasím daného roku, zároveň však zde působí další faktory, které nebyly zkoumány. Pro zobecnění těchto výsledků by bylo potřeba pokus ještě několik let opakovat.

## LITERATURA

- BÄRTELS, A. *Rozmnožování dřevin*. První vydání. Státní zemědělské nakladatelství Praha, 1988. 452 s.
- BOČEK, M. *Vegetativní a generativní množení tisu obecného (Taxus baccata L.)* diplomová práce, MZLU v Brně, Fakulta lesnická a dřevařská, 1998. 66 s.
- CROWN, J. & O'LEARY, M. *Klinické zkušenosti s taxany*. Zdravotnický portál pro každého, 2000. Poslední revize 28. 4. 2007. Dostupné z <http://www.avicena.cz/clanky/leky/leky22.htm>
- HIEKE, K. *Praktická dendrologie (I)*. První vydání. Státní zemědělské nakladatelství Praha, 1978. 533 s.
- HOFFMAN, J., CHVÁLOVÁ, K. & PALÁTOVÁ, E. *Lesné semenárstvo na Slovensku*. Vydavateľstvo LES-MEDIUM, k. s., Bratislava 2005, 193 s. ISBN: 80-85599-34-1
- KAMENICKÁ, A., KUBA, J., TOMAŠKO, I. & ZÁVODNÝ, V. *Rozmnožovanie okrasných drevín*. Vydavateľstvo SAV, Bratislava 2004, 238 s. ISBN 80-224-0793-3
- KRÜSSMANN, G. *Evropské dřeviny*, SZN Praha, 1978. 187 s.
- PROCHÁZKA, S., ŠEBÁNEK, J., KREKULE, J. & MACHÁČKOVÁ, I. *Fyziologie rostlin*. Nakladatelství Academia Praha, 1998. 484 s. ISBN 80-200-0586-2
- Správa NP Šumava *Inventarizace a genetická diverzita tisu červeného ve ZCHÚ ČR*. Poslední revize 12. 6. 2006. Dostupné z <http://sweb.cz/ri.kolar/text.htm>
- ŠTURSA, J. *Stálezelené dřeviny*. Nakladatelství Aventium Praha, 2000. 223 s. ISBN 80-7151-126-9
- VILKUS, E. *Rozmnožování ovocných a okrasných dřevin*. Druhé vydání. Nakladatelství Květ ČZS Praha, 2000. 103 s.
- WALTER, V. *Rozmnožování okrasných stromů a keřů*. První vydání. Státní zemědělské nakladatelství Praha, 1978. 367 s.



## SPOLOČENSTVÁ KOSCOV (OPILIONES) A MNOHONÔŽOK (DIPLOPODA) BREZNICKEJ MOKRADE

Slavomír STAŠIOV – Šimon KERTYS

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: stasiov@vsld.tuzvo.sk

### ABSTRACT

Stašiov, S. & Kertys, Š.: **Harvestmen (Opiliones) and millipedes (Diplopoda) communities of the Breznická mokrad' wetland**

In the work are presented results of the research which deals with knowledge of the structure of harvestmen and millipedes communities (Opiliones, Diplopoda) in Breznická mokrad' wetland. The extension of knowledge about the impact of various environments on individual species and on biodiversity of communities of these terrestrial invertebrates was aim of research too.

**Key words:** Opiliones, harvestmen, Diplopoda, millipedes, Breznicka mokrad' wetland

### ÚVOD

Ondavská vrchovina je z hľadiska poznania prírodných hodnôt jednou z najmenej preskúmaných oblastí Slovenska. Vďaka zvýšenému záujmu opilionológov o toto územie, ktoré sa začalo prejavovať najmä na prelome 2. a 3. tisícročia, to však neplatí o poznaní tunajšej opiliofauny. Už najstaršie práce obsahujúce údaje o koscoch Slovenska sa viažu práve na toto územie (SOERENSEN, 1873; DADAY, 1918; KOLOSÁRY, 1929; KRATOCHVÍL, 1934; ŠILHAVÝ, 1949, 1950). Z mladších autorov sa výskumu koscov Ondavskej vrchoviny venovali STAŠIOV (2000, 2004a) a STAŠIOV et al. (2003). Mnohonôžky tu doposiaľ študovali CHYZER (1886), DADAY (1918), LOKSA (1957) a LOŽEK & GULIČKA (1962). Všetky publikované práce sa však týkajú iba zberov mnohonôžok z Bardejova a jeho okolia.

Jedným z nepreskúmaných území Ondavskej vrchoviny bola ešte i donedávna Breznická mokrad' (STAŠIOV & KERTYS, 2007), ktorá bola mimo záujmu prírodovedcov i ochranárov napriek tomu, že ide o územie s ojedinělými a pomerne zachovalými mokrad'ovými biotopmi s výskytom viacerých

chránených a ohrozených druhov flóry a fauny. Na tomto území nebol doteraz realizovaný ani základný inventarizačný výskum miestnej bioty.

Práca prináša výsledky výskumu zameraného na poznanie štruktúry taxocenóz koscov a mnohonôžok Breznickej mokrade, ktorý poskytol okrem iného aj prvý faunistický prehľad týchto skupín z predmetného územia. Cieľom práce bolo tiež rozšíriť poznatky o väzbe jednotlivých druhov na rôzne podmienky prostredia vo vybraných biotopoch a o vplyve prostredia na biodiverzitu miestnych opilocenóz a diplodocenóz. Získané výsledky môžu byť potenciálne aplikovateľné pri integrovanej ochrane študovanej mokrade.

### CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Breznická mokrad' sa nachádza v severnej časti východného Slovenska v geomorfologickom celku Ondavská vrchovina. Jeho zemepisnú polohu určujú súradnice: 49° 10' 60'' severnej šírky a 21° 39' 50'' východnej dĺžky. Breznická mokrad' leží na pravej strane cesty medzi obcami Breznica a Sitníky, v okrese Stropkov, v kvadráte Databanky fauny Slovenska č. 6895b. Územie leží v nadmorskej

výške 220 m a je z prevažnej časti bez expozície, iba jej najvýchodnejšia časť má západnú expozíciu. Zo všetkých strán je mokraď obkolesená oráčinou, ktorá sa nachádza aj za asfaltovou cestou lemujúcou mokraď zo západnej strany. V severovýchodnom smere je mokraď dlhá cca 1 km a vo východozápadnom smere 0,5 km.

Územie spadá do mierne teplej až teplej klimatickej oblasti s priemernými januárovými teplotami od  $-6\text{ }^{\circ}\text{C}$  do  $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ , s priemernými júlovými teplotami od  $17\text{ }^{\circ}\text{C}$  do  $19\text{ }^{\circ}\text{C}$  a s priemerným ročným úhrnom zrážok od 600 do 800 mm.

Z geomorfologického hľadiska je územie Breznickej mokrade súčasťou Nízkyh Beskýd. Reliéf Nízkyh Beskýd je typicky flyšový. Rôzna odolnosť flyšových hornín podmieňuje vznik mierne až stredne zvlneného reliéfu územia. Ondavská vrchovina sa vyznačuje pomerne nepravidelným striedaním chrbtov, kratších masívov a zníženín. Ploché chrbty tvorené pieskovcovým súvrstvom majú pomerne konštantné výšky. Eróznodenulačné procesy, najmä v málo odolnom ílovcovom súvrství, tu vymodelovali menšie kotliny a brázdy, ktoré sú zvýraznené mladými tektonickými poruchami. Jednou z nich je Stropkovská brázda, rozprestierajúca sa v okolí Breznickej mokrade.

Z geologického hľadiska sa v juhozápadnej časti Breznickej mokrade nachádzajú eluviálne a deluviálne sedimenty na pieskovočoch, ílovcoch a vápnitých ílovcoch. Z východnej časti sa pripájajú deluviálne sedimenty hlinité a kamenité.

Z pedologického hľadiska sa na území Breznickej mokrade nachádzajú zo západnej strany prevažne fluvizeme modálne a z východnej časti územia prevažne pseudogleje modálne. V severovýchodnej časti sa nachádzajú stredne ťažšie pôdy a z juhozápadnej časti územia prístupujú ťažké pôdy (ílovitohlinité).

Ide o územie s ojedinelými a pomerne zachovalými mokraďovými biotopmi s výskytom viacerých chránených a ohrozených druhov flóry a fauny. Pôvodné spoločenstvá tu tvorili prevažne lužné lesy podhorské a horské (*Alnion glutulosoincanae*, *Salicion triandrae* p. p., *Salicion eleagni*) (MICHALCO et al., 1986). Časť územia Breznickej mokrade je väčšinu roka zaliata vodou a v jej bylinnom poraste prevláda *Juncus effusus* L., *Typha latifolia* L. a *Scripus sylvaticus* L. V stromovej etáži je dominantou drevinou *Salix caprea* L., ktorá pokrýva polovicu územia. Z východnej časti pri-

stupujú aj *Pinus sylvestris* L., *Populus tremula* L. a *Salix alba* L. V podraсте vbybielej (*Salix alba* L.) sa nachádza *Urtica dioica* L. a *Impatiens roylei* Walp. Krovinná etáž je porastená *Sambucus nigra* L., *Robinia pseudacacia* L. a *Prunus spinosa* L.

Fauna Breznickej mokrade je pomerne bohatá. Z vodného vtáctva tu napr. našli vhodné životné podmienky druhy kačica divá (*Anas platyrhynchos* L.) a sliepočka zelenonohá (*Gallinula chloropus* L.), zo spevavcov drozd čierny (*Turdus merula* L.), straka obyčajná (*Pica pica* L.), sýkorka veľká (*Parus major* L.), kúdelnička lužná (*Remiz pendulinus* L.) a z hrabavcov bažant obyčajný (*Phasianus colchicus* L.). Z cicavcov tu žijú napr. hrdziak lesný (*Clethrionomys glareolus* (Schreb.)), hraboš poľný (*Microtus arvalis* (Pall.)), ryšavka lesná (*Apodemus flavicollis*, Mel.) a možno tu stretnúť tiež diviaka lesného (*Sus scrofa* L.) a srnca lesného (*Capreolus capreolus* (L.)).

Výskum bol realizovaný na 7 lokalitách zachytávajúcich základné typy biotopov na území Breznickej mokrade.

### Stručná charakteristika lokalít

- Ekotón lužného lesa a vodnej plochy (L1)
  - Nachádza sa v centre Breznickej mokrade. Územie je obkolesené vodnou plochou a sezónne zaplavované. Pasca bola deponovaná pod *Salix caprea* L.
- Ekotón lužného lesa a asfaltovej cesty (L2)
  - Nachádza sa v severozápadnej časti Breznickej mokrade, pri obci Sitníky, v blízkosti asfaltovej cesty. Pasca bola deponovaná pod *Salix caprea* L.
- Podmáčaná lúka (L3)
  - Nachádza sa v juhovýchodnej časti Breznickej mokrade. Tvoria ju prevažne lúčne spoločenstvá. Pasca bola deponovaná v trávnom poraste.
- Mäkký lužný les (L4)
  - Nachádza sa v severovýchodnej časti Breznickej mokrade. Pasca bola deponovaná pod *Salix alba* L.
- Ekotón lužného lesa a oráčiny (L5)
  - Nachádza sa v južnej časti Breznickej mokrade na rozhraní lužného lesa a oráčiny. Pasca bola deponovaná pod *Salix caprea* L. v blízkosti oráčiny.
- Tvrдый lužný les (L6)
  - Nachádza sa v severovýchodnej časti Breznickej mokrade. Pasca bola deponovaná pod *Pinus sylvestris* L. a *Populus tremula* L.

7. Ekotón lužného lesa a podmáčajnej lúky (L7)  
 – Nachádza sa v juhovýchodnej časti Breznickej mokrade. Pasca bola deponovaná na rozhraní mäkkého lužného lesa a podmáčajnej lúky.

## METODIKA

Výskum bol vykonaný v rokoch 2005 až 2007 metódou zemných pascí, a to na 7 vybraných lokalitách. Stacionáre boli založené tak, aby reprezentovali 7 rôznych biotopov nachádzajúcich sa na území Breznickej mokrade. Ako pasce slúžili 700 ml sklenené poháre s priemerom ústia 7,5 cm, ktoré boli približne do tretiny ich obsahu naplnené 10%-ným formalínom. Pasce boli zakopané do pôdy tak, aby ich vrchná časť bola zároveň s povrchom zeme. Na každej lokalite boli umiestnené po 3 pasce, ktoré boli od seba navzájom vzdialené 5 m.

Materiál bol z pascí odoberaný v približne mesačných intervaloch. Jednu vzorku predstavoval materiál z trojice pascí umiestnených na spoločnej lokalite, ktorý bol získaný počas niektorého z termínov odchyty. Vzorky boli označené lokalitným

lístkom s údajom o čísle lokality a dátume odberu. Materiál bol v laboratóriu roztriedený do jednotlivých taxónov a fixovaný 4%-ným formalínom, s výnimkou zástupcov koscov a mnohonôžok, ktorí boli determinovaní až na druhovú úroveň (LANG, 1954; MARTENS, 1978; STOJAŁOWSKA, 1961; ŠILHAVÝ, 1956, 1971; SCHUBART, 1934) a fixovaní 70%-ným etylakoholom.

Pre porovnanie diverzity taxocenóz koscov a mnohonôžok na jednotlivých lokalitách bol použitý Shannonov index diverzity  $H'$  s použitím prirodzeného logaritmu (SHANNON & WEAVER, 1949).

Pri ordinačnej analýze PCA podobnosti lokalít a druhov bolo použité symetrické škálovanie. Ordinačný diagram bol vytvorený pomocou počítačového programu Canoco for Windows (TER BRAK & ŠMILAUER, 1998). Pri hierarchickej analýze podobnosti druhov a lokalít bola využitá metóda "complete linkage". Pri hierarchickej analýze podobnosti lokalít boli ako miera nepodobnosti využité najmenšie Euklidovské vzdialenosti. Pri analýze podobnosti druhov bol ako miera nepodobnosti použitý Pearsonov korelačný koeficient.

Tab. 1 Celková epigeická aktivita a index diverzity ( $H'$ ) koscov a mnohonôžok zistené na jednotlivých lokalitách za celé sledované obdobie

Tab. 1 Total epigeic activity and index of species diversity ( $H'$ ) of harvestmen and millipedes recorded during the whole research

Taxón	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	$\Sigma$
Opiliones								
<i>Phalangium opilio</i> Linnaeus, 1758			1					1
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)	8	24	16	18	4	2	3	75
<i>Lophopilio palpinalis</i> (Herbst, 1799)			1			1	1	3
<i>Oligolophus tridens</i> (C. L. Koch, 1836)	14	1	6	49	2	31	45	148
<i>Lacinius ephippiatus</i> (C. L. Koch, 1835)	35	12	18	58	6	99	45	273
<i>Astrobus laevipes</i> (Canestrini, 1872)	5	2		18	5	17	5	52
<i>Nemastoma lugubre</i> (Müller, 1776)			1	5		6	4	16
<i>Trogulus tricarinatus</i> (Linnaeus, 1767)				2	1	2		5
Diplopoda								
<i>Leptoiulus cibdellus</i> (Chamberlin, 1921)	3	40	4	4	1		20	72
<i>Leptoiulus proximus</i> (Nemec, 1896)			5	1	2	2	3	13
<i>Unciger transsilvanicus</i> (Verhoeff, 1899)			3	1	2	3	2	11
<i>Mastigona vihorlatica</i> (Attems, 1899)			1	1		3		5
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	4	11	10	2	1	5	1	34
$\Sigma$ ex.	69	90	66	159	24	171	129	708
$\Sigma$ druhov	6	6	11	11	9	11	10	13
$H'$	1,41	1,37	1,97	1,63	1,99	1,41	1,57	

## VÝSLEDKY

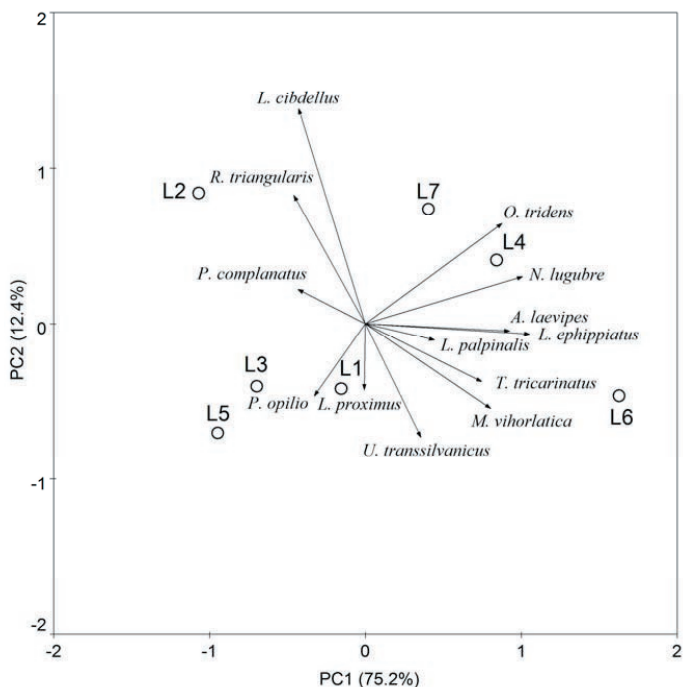
Celkovo bolo na sledovanom území získaných 573 jedincov koscov patriacich do 8 druhov z 3 čeľadí a 135 jedincov mnohonôžok patriacich do 5 druhov z 3 čeľadí. Najpočetnejším koscom bol druh *Lacinius ephippiatus* (273 ex.) a najpočetnejšou mnohonôžkou bol druh *Leptoiulus cibdellus* (72 ex.) (tab. 1). Druhovo najpestrejšími lokalitami na území Breznickej mokrade boli L3, L4 a L6. Druhovo najchudobnejšími boli lokality L1 a L2.

Na lokalite L1, L3 a L6 mali najvyššiu epigeickú aktivitu zaznamenanú v rámci celého sledovaného obdobia kosce *L. ephippiatus* a mnohonôžka *P. complanatus*. Kosce *R. triangularis* a mnohonôžka *L. cibdellus* mali najvyššiu epigeickú aktivitu na lokalite L2. Na lokalite L4 bol z koscov najpočetnejším *L. ephippiatus* a z mnohonôžok *L. cibdellus*. Kosce *L. ephippiatus* a mnohonôžky *L. proximus* a *U. transsilvanicus* mali najvyššiu epigeickú aktivitu na lokalite L5. Na lokalite L7 boli najpočetnejšími kosce *O. tridens* a *L. ephippiatus* a mnohonôžka *L. cibdellus*.

PCA analýza podobnosti lokalít a druhov (obr. 1) rozdelila porovnávané lokality do štyroch

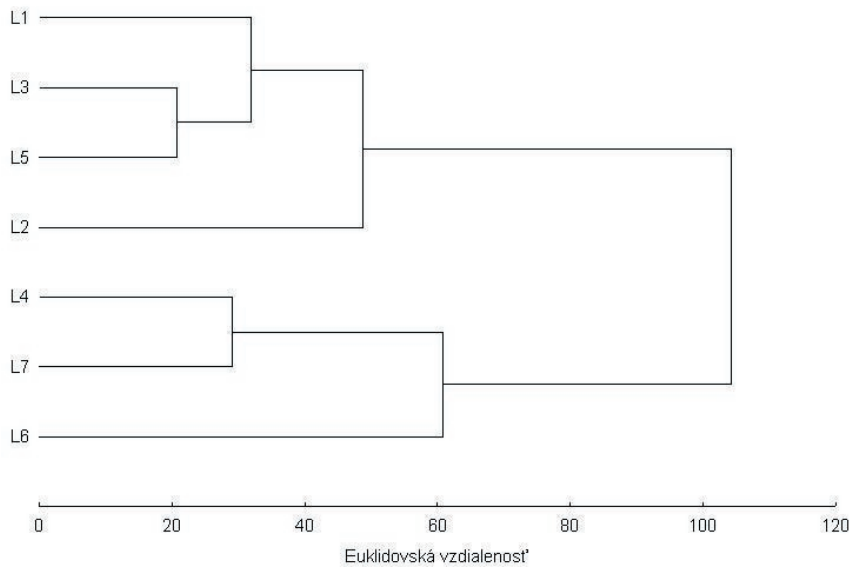
skupín. Prvú z nich tvorili lokality L1, L3 a L5, druhú lokality L4 a L7, lokality L2 a L6 boli vyčlenené samostatne. Prvá skupina lokalít bola charakteristická najvlhkejšími biotopmi v rámci všetkých siedmich porovnávaných lokalít (ekotón lužného lesa a vodnej plochy, podmäčaná lúka, vrbový porast). Charakteristickým druhom pre túto trojicu lokalít bol kosce *P. opilio*. Naopak, druhá skupina lokalít bola charakteristická najsuchšími biotopmi (stromový pás tvorený najmä osikami, borovicami a trnkami a ekotón lužného lesa a lúky) a typickým pre túto dvojicu lokalít bol kosce *O. tridens*. Ako najodlišnejšia bola vyčlenená v rámci všetkých lokalít lokalita L2, ktorú predstavoval ekotón lužného lesa a asfaltovej cesty. Charakteristickými druhmi pre túto lokalitu bol kosce *R. triangularis* a mnohonôžky *L. cibdellus* a *P. complanatus*. Pre lokalitu L6 (ekotón lužného lesa a oráčiny) boli charakteristickými kosce *A. laevipes*, *L. ephippiatus* a *T. tricarinatus* a mnohonôžka *M. vihorlatica*.

Hierarchická analýza podobnosti lokalít (obr. 2) vyčlenila ako najpodobnejšiu dvojicu lokalít z hľadiska druhovej skladby koscov a mnohonôžok lokality L3 a L5. K nim je na nižšej úrovni podobnosti pridružená lokalita L1. Išlo, ako už bolo spomenuté,

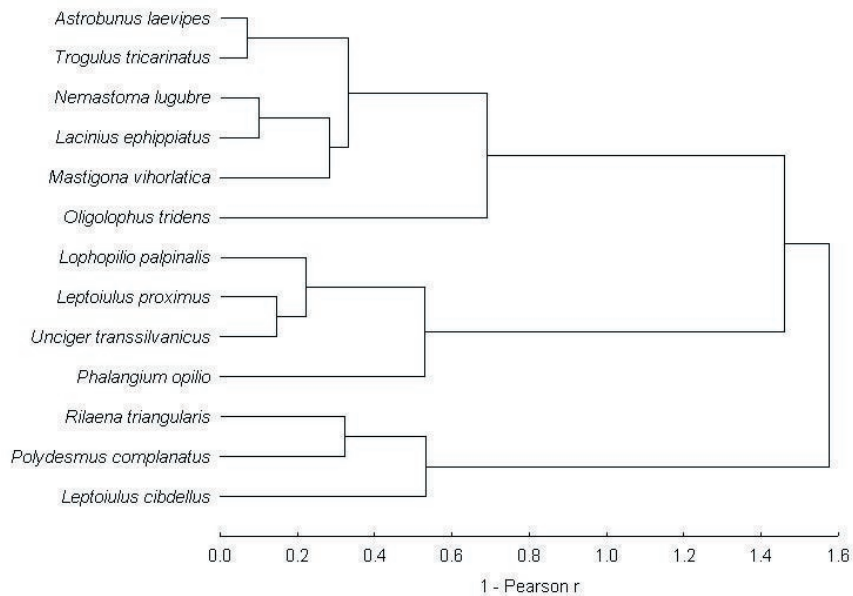


Obr. 1 PCA ordinácia lokalít a druhov

Fig. 1 PCA ordination of sites and species



Obr. 2 Hierarchická analýza podobnosti lokalít  
 Fig. 2 Hierarchical analysis of localities similarity



Obr. 3 Hierarchická analýza podobnosti druhov  
 Fig. 3 Hierarchical analysis of species similarity



o najvlhkejšie spomedzi porovnávaných lokalít. Ako veľmi podobné združila hierarchická analýza do spoločného subklastra tiež dve najsuchšie lokality a to L4 a L7. K tejto dvojici je na nižšej úrovni podobnosti pridružená lokalita L6 (ekotón lužného lesa a oráčiny), ktorú môžeme taktiež považovať za suchšiu v rámci porovnávaných lokalít.

Hierarchická analýza podobnosti druhov (obr.3) združila ako najpodobnejšie z hľadiska výskytu kosce *A. laevipes* a *T. tricarinatus*. V poradí druhú najpodobnejšiu dvojicu tvorili kosce *N. lugubre* a *L. ephippiatus*, ktoré spolu s predchádzajúcou dvojicou koscov a mnohonôžkou *M. vihorlatica* boli združené v spoločnom subklastri. Spoločným znakom uvedených druhov bolo ich najväčšie zastúpenie na lokalitách L4 a L6, tzn. v lesných biotopoch. K druhom preferujúcim lesný porast patrili aj kosce *O. tridens*, ktorý však v porovnaní s predchádzajúcimi druhmi vo väčšej miere toleroval aj ekotónový biotop tvorený okrajom lužného lesa a susediaceho s lúkou a je v dendrograme pripojený k predchádzajúcim druhom na nižšej úrovni podobnosti. Kosce *L. palpinalis* a mnohonôžky *L. proximus* a *U. transsilvanicus* boli združené v samostatnom subklastri. Pre uvedené druhy bola spoločná preferencia lokality L3 (podmáčaná lúka), ale aj dvojice lokalít L6 a L7 s ekotónovými biotopmi. Iba na lokalite L3 bol nájdený *P. opilio*, ktorý bol v dendrograme k uvedenej trojici druhov pridružený na nižšej úrovni podobnosti. Ako najodlišnejšie boli hierarchickou analýzou vyčlenené kosce *R. triangularis* a mnohonôžky *P. complanatus* a *L. cibdellus*. Tieto druhy boli charakteristické pre lokalitu L2 (ekotón lužného lesa a asfaltovej cesty) a dva z nich (*R. triangularis* a *P. complanatus*) tiež pre lokalitu L3 (podmáčaná lúka).

## DISKUSIA

Všetky nájdené druhy koscov už boli na území Ondavskej vrchoviny zaznamenané (DADAY, 1918; KOLOS VÁRY, 1929; KRATOCHVÍL, 1934; SOERENSEN, 1873; STAŠIOV, 2000, 2004a; STAŠIOV & KERTYS, 2007; STAŠIOV et al., 2003; ŠILHAVÝ, 1949, 1950). Z mnohonôžok patria všetky zaznamenané druhy k prvonálezom pre túto orografickú oblasť. Zo zistených druhov patria na Slovensku k nemej bežným kosce *A. laevipes* a mnohonôžka *L. cibdellus*. Oba tieto druhy preferujú vlhkejšie a teplejšie biotopy.

Z nájdených druhov koscov patrili zo zoogeografického hľadiska *N. lugubre* medzi stredo- a severovýchodoeurópske druhy. Druhy *O. tridens*, *R. triangularis*, *P. opilio*, *L. ephippiatus*, *L. palpinalis*, *T. tricarinatus* sú rozšírené takmer v celej Európe. *A. laevipes* je juhovýchodoeurópsky druh. Z nájdených mnohonôžok patrili zo zoogeografického hľadiska *M. vihorlatica* medzi stredoeurópske druhy a *L. proximus* k európskym druhom. *U. transsilvanicus* patrí medzi juhovýchodoeurópske druhy a *P. complanatus* je stredo- až juhovýchodoeurópsky druh.

Z ekologického hľadiska možno z nájdených druhov koscov považovať *N. lugubre* za eurytopný mezofilný druh a *L. palpinalis*, *L. ephippiatus*, *A. laevipes* možno zaradiť medzi hygrofilne druhy. *P. opilio* je heliofilný, eurytopný druh. Heliofilným druhom bez užšieho vzťahu k vlhkosti prostredia je aj *R. triangularis*. *O. tridens* je druh so širokou ekologickou valenciou, *T. tricarinatus* je eurytopným druhom. Z mnohonôžok možno považovať druh *M. vihorlatica* za euryhygrofilný a eurytermofilný, chazmatofilný a antroxenný, *L. proximus* patrí medzi eurytermo- až termofily a *L. cibdellus* je hygofil. Širšou ekologickou valenciou sa vyznačuje druh *U. transsilvanicus*. *P. complanatus* je mezofil bez užších nárokov na teplotu (eurytermofil) a podložie.

Z porovnávaných lokalít boli druhovo najpestrejšími lokality L3 – podmáčaná lúka, L4 – mäkký lužný les a L6 – tvrdý lužný les, a najmenej pestrými boli L1 – ekotón lužného lesa a vodnej plochy a L2 – ekotón lužného lesa a asfaltovej cesty. Vysoká druhová pestrosť tvrdého lužného lesa, mäkkého lužného lesa a podmáčanej lúky pravdepodobne vyplýva z ekologických nárokov koscov a mnohonôžok, ktoré patria k organizmom citlivým na výkyvy vlhkostných a teplotných pomerov, ktoré boli v rámci hodnotených lokalít Breznickej mokrade pravdepodobne najvyrovnannejšie práve v týchto dvoch biotopoch.

Naopak, nízka druhová pestrosť zaznamenaná na ekotóne lužného lesa a vodnej plochy a na ekotóne lužného lesa a asfaltovej cesty bola zrejme spôsobená tým, že ide o biotopy s väčšími výkyvmi mikroklimy v porovnaní s ostatnými sledovanými biotopmi. Tieto výkyvy súvisia s hydrologickým režimom týchto lokalít, ktorý bol charakteristický výrazným kolísaním výšky vodnej hladiny v priebehu roka (až 1 m). Lokalita situovaná tesne pri

asfaltovej ceste, je výraznejšie ovplyvnená stresovými faktormi, ku ktorým tu patrí predovšetkým cestná doprava a znečistenie odpadovou vodou vedenou kanalizáciou popri ceste zo Sitníkov do Breznice. Negatívny impakt oboch susedných dedín na biocenózy Breznickej mokrade mali pravdepodobne tiež dve nelegálne skládky odpadov nachádzajúce sa pri okrajoch uvedených obcí, z ktorých mohli do pôdy presakovať rôzne znečisťujúce látky.

Najnižšou celkovou epigeickou aktivitou ako u koscov, tak aj u mnohonôžok sa vyznačoval ekotón lužného lesa a oráčiiny. Na nevhodné životné podmienky v oráčiinách pre uvedené skupiny živočíchov poukázal KLIMEŠ & SECHTEROVÁ (1989). Títo autori študovali v roku 1984 epigeickú makrofaunu vrátane koscov a mnohonôžok na troch susediacich biotopoch (kosená lúka, oráčiina a nekosený pás lúky). Ich výskum odhalil výrazné rozdiely v druhovej skladbe týchto taxocenóz na jednotlivých stanovištiach, pričom kosce zaznamenali iba na nekosenom páse lúky a mnohonôžky na kosenej i nekosennej lúke, ale chýbali na oráčiine. V prípade ekotónu lužného lesa a podmáčanej lúky sú na území Breznickej mokrade výraznejšie výkyvy klimatických podmienok zrejme ovplyvnené neprítomnosťou tzv. prechodnej zóny (napr. krovinovej), s ktorou sa môžeme bežne stretnúť napr. na ekotónoch lesných porastov a s nimi susediacich lúk.

Rovnako ako PCA, tak aj hierarchická analýza vyčlenili v rámci porovnávaných lokalít dve výrazne odlišné skupiny z hľadiska štruktúry opilio- a diplopodocenóz, a to lokality s vlhkejšími a suchšími biotopmi. Kosce *P. opilio*, ktorý bol PCA analýzou priradený k lokalitám s vlhkejšími biotopmi však bol nájdený iba na jedinej z nich (L3) a to iba v 1 exempláre a preto ho nemožno považovať za druh preferujúci podmáčané lúky. Ide skôr o heliofila indiferentného k vlhkosti prostredia, ktorý bol na podmáčanej lúke zaznamenaný zrejme kvôli tomu, že išlo o otvorený biotop. Dve z troch vlhkejších lokalít (L3 a L5) sa vyznačovali najvyššími hodnotami indexu diverzity, čo naznačuje, že študovaným skupinám vo všeobecnosti vyhovuje vlhkejšie prostredie. Ďalším spoločným znakom trojice „vlhkých“ lokalít bolo, že sa im vyhýbali kosce *T. tricarinatus* a *N. lugubre*, pričom *T. tricarinatus* bol zaznamenaný iba na jedinej z nich (L5) a to nálezom iba jedného jedinca a *N. lugubre*

bol taktiež zaznamenaný nálezom iba jedného jedinca a to na lokalite L3. Uvedené druhy však boli zaznamenané na niektorých ostatných porovnávaných lokalitách. Uvedené kosce sú charakteristické pomerne krátkymi nohami, ktoré sú prispôsobené predovšetkým na pohyb v detrite. Oproti ostatným zaznamenaným druhom sú preto tesnejšie viazané na pôdny povrch a preto horšie znášajú inundácie v porovnaní s dlhonožkými koscami, ktoré sa dokážu pohybovať aj po vegetácii, na ktorej prečkávajú dočasné záplavy. To mohlo byť dôvodom, prečo sa uvedené kosce vyhýbali trojici lokalít najvýraznejšie ovplyvňovaných inundáciami.

Trojica suchších lokalít (L4, L6 a L7) združených hierarchickou analýzou v spoločnom subklastri bola charakteristická väčším zastúpením koscov *O. tridens*, *N. lugubre*, *L. palpinalis* a *L. ephippiatus*. Ide o euryvalentné (*O. tridens*, *N. lugubre*), resp. vlhkomilné druhy (*L. palpinalis* a *L. ephippiatus*) preferujúce lesné prostredie.

Na Slovensku sa výskumom koscov, resp. mnohonôžok mokradných spoločentiev venovali aj iní autori (ASTALOŠ, 2003, STAŠIOV & MARŠALEK, 2002; STAŠIOV et al., 2003, 2006, 2007). Väčšina prác však bola zameraná na výskum koscov na hornooravských rašeliniskách (ASTALOŠ, 2003, STAŠIOV & MARŠALEK, 2002; STAŠIOV et al., 2007), v dvoch prácach boli prezentované predbežné výsledky výskumu realizovaného v Breznickej mokradi (STAŠIOV et al., 2006) a jedna práca prináša údaje o druhovej skladbe koscov v CHPV Slatina pri Šarišskom Štiavniku (Ondavská vrchovina) (STAŠIOV et al., 2003). Na hornooravských rašeliniskách bol okrem druhov zaznamenaných aj v Breznickej mokradi zistený aj výskyt koscov *Mitopus morio* (Fabricius, 1799), *Platybunus bucephalus* (C. L. Koch, 1835), *Platybunus pallidus* Šilhavý, 1938, *Lacinius horridus* (Panzer, 1794), *Leibonium cf. rupestre* (Herbst, 1799) a mnohonôžok *Glomeris connexa* C. L. Koch, 1847, *Polyzonium germanicum* Brandt, 1837 (ASTALOŠ, 2003, STAŠIOV & MARŠALEK, 2002; STAŠIOV et al., 2007). Na viacerých hornooravských rašeliniskách realizoval zbery mnohonôžok aj Stašiov s Maršalekom, ale výsledky svojho výskumu zatiaľ nepublikovali. Na území CHPV Slatina pri Šarišskom Štiavniku bol v porovnaní s opiliofaunou Breznickej mokrade zistený navyše kosce *Trogulus nepaeformis* (Scopoli, 1763) (STAŠIOV et al., 2003). Na území Breznickej mokrade bol ako na prvom

mokrad'ovom biotope nachádzajúcom sa na území nášho štátu zaznamenaný výskyt mnohonôžky *L. cibdellus*, *U. transsilvanicus*.

Na možnosti využitia koscov a mnohonôžok, ako citlivých indikátorov klimatických faktorov, pri biomonitringu kvality prírodného prostredia poukázali viacerí autori (napr. KLIMEŠ, 1997; LANG, 1959, STAŠIOV, 2002b, 2004b, 2004c, 2005a, 2005b a iní). Vplyv typu biotopu na štruktúru taxocenóz mnohonôžok skúmali v podmienkach lužných lesov i TUF & OŽANOVÁ (1998). Uvedení autori sa venovali v r. 1995–1996 výskumu mnohonôžok a stonôžok na 6 lokalitách v CHKO Litovské Pomoraví (Česká republika). Odhalili tesnú koreláciu medzi štruktúrou taxocenóz týchto skupín a typom habitatu. Klastrovou analýzou zistili, že u mnohonôžok sa taxocenózy poľa a taxocenózy ekotónu lesa a poľa na jednej strane, výrazne líšili od lesných taxocenóz na strane druhej. Tento poznatok korešponduje s výsledkami získanými na území Breznickej mokrade.

Vzťah u koscov a mnohonôžok k rôznym typom biotopov (otvoreným, lesným a ekotónovým) sa venovali aj iní autori (JARAB & KUBOVČÍK, 2000a, 2000b; KIME & WAUTHY, 1984; MEYER et al., 1999; STAŠIOV, 2002a, 2006; STAŠIOV & KEPIC, 2002; STAŠIOV & SNOPOKOVÁ, 2002; STAŠIOV et al., 1997; TAJOVSKÝ, 1996, 1998, 1999 a iní). Výsledky ich výskumov odhalili v rôznych oblastiach a prírodných podmienkach výrazné rozdiely v štruktúre a najmä v dynamike taxocenóz týchto skupín v odlišných biotopoch a poukázali tak na relevantný vplyv prostredia na tieto organizmy.

Výskum potvrdil vplyv porovnávaných biotopov na štruktúru taxocenóz koscov a mnohonôžok. Najvýraznejšie sa na skladbe týchto spoločenstiev podieľali vlhkostné a svetelné pomery stanovišťa, ktoré vyplývali predovšetkým z charakteru vegetácie a inundácii. Výsledky výskumu naznačili aj potenciálny antropický vplyv na študovanom území na druhovú štruktúru skúmaných taxocenóz. Napriek týmto poznatkom sú stále veľké rezervy v detailnejšom poznaní ekologických nárokov jednotlivých druhov koscov a mnohonôžok a tým aj v ich racionálnom využití v biomonitringu kvality prírodného prostredia.

## LITERATÚRA

- ASTALOŠ, B., 2003: Kosce (Arachnida, Opiliones) rašelinísk hornej Oravy. Entomofauna carpathica, 15: s. 56–59.
- DADAY, E., 1918: Opiliones. Fauna Regni Hungariae, Budapest, 3 s.
- CHYZER, K., 1886: Adatok a felső-magyarországi száslábúak faunájához. Rovartani Lapok, 3: s. 74–77.
- JARAB, M. & KUBOVČÍK, V., 2002a: Analýza ekologickej štruktúry spoločenstiev koscov (Opiliones) Blatnickej doliny (Veľká Fatra, Slovensko). Sborník Přírodovědného klubu, Uherské Hradiště, 7: s. 113–122.
- JARAB, M. & KUBOVČÍK, V., 2002b: Analýza štruktúry taxocenóz koscov (Opiliones) vybraných biotopov Blatnickej doliny (Veľká Fatra, Slovensko), 2. časť. Matthias Belivs Univ. Proc., Banská Bystrica, 2/1: s. 145–154.
- KIME, D. & WAUTHY, G., 1984: Aspects of relationships between millipedes, soil texture and temperature in deciduous forest. Pedobiologia, 26: s. 387–402.
- KLIMEŠ, L., 1997: Harvestman (Phalangida) assemblages in the Czech Republic. Acta. Soc. Zool. Bohem., 61: s. 297–309.
- KLIMEŠ, L. & SECHTEROVÁ, E., 1989: Epigaeic arthropods across an arable land and grassland interface. Acta Entomol. Bohemoslov., 86: s. 459–475.
- KOLOSVÁRY, G., 1929: Die Weberknechte Ungarns. Studium, Budapest, 112 s.
- KRATOCHVÍL, J., 1934: Sekáči (Opilionides) Československé republiky. Práce Mor. přír. spol., 9: s. 1–35.
- LANG, J., 1954: Mnohonôžky – Diplopoda. Fauna ČSR, 2. ČSAV, Praha, 188 s.
- LANG, J., 1959: Mnohonôžky – Diplopoda. In: KRATOCHVÍL, J., (ed.), Klíč zvířeny ČSR Vol. 3, Praha, ČSAV: s. 27–48.
- LOKSA, I., 1957: Ergebnisse der Überprüfung einer Diplopodensammlung von J. Daday. Ann. Univ. Sci. R. Eötvös, Budapest, sec. bio., 1: s. 189–195.
- LOŽEK, V. & GULIČKA, J., 1962: Gastropoda, Diplopoda a Chilopoda v slovenskej časti Východných Karpát. Acta rer. Natur. Univ. Comen., Zoologia, 7: s. 61–93.
- MARTENS, J., 1978: Die Tierwelt Deutschland. Weberknechte, Opiliones, VEB G. F. Verlag, Jena: 464 s.
- MEYER, E., PLANKENSTEINER, U., GRABHER, M. & LUTZ, S., 1999: The effect of fenland drainage on the soil fauna in the Rhine delta (western Austria). In: TAJOVSKÝ, K., PIŽL, V. (eds.), Soil Zoology in Central Europe. Proc. from 5th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, s. 233–241.
- MICHALKO, J., MAGIC, D., BERTA, J., MAGLOCKÝ, Š. & ŠPÁNIKOVÁ, A., 1986: Geobotanická mapa ČSSR. Slovenská socialistická republika. Mapová časť. Veda & Slovenská kartografia, Bratislava, 12 máp.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W., 1949: The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana. 117 s.

19. SCHUBART, O., 1934: Tausendfüßler oder Myriapoda. I: Diplopoda. Die Tierwelt Deutschlands 28. Verlag von Gustav Fischer, Jena, 318 s.
20. SOERENSEN, W., 1873: Bidrag til Phalangidernes Morphologi og Systematik samt Beskrivelse af nogle nye, herhen højere Former. *Naturhist. Tidssk.*, 3/8: s. 489–526.
21. STAŠIOV, S., 2000: Opiliofauna Ondavskej vrchoviny. *Natura Carpatica*, 41: s. 39–43.
22. STAŠIOV, S., 2002a: Mnohonôžky (Diplopoda) Blatnickej doliny (NP Veľká Fatra). *Matthias Belvis Univ. Proc.*, Banská Bystrica, 2/1: s. 123–133.
23. STAŠIOV, S., 2002b: Mnohonôžky (Diplopoda) Zvolenskej kotliny (Slovensko). In: BENČAĽ, T., SOROKOVÁ, M. (eds.), Biodiverzita a vegetačné štruktúry v sídelnom regióne Zvolen – Banská Bystrica. *Technická univerzita, Zvolen*, s. 167–171.
24. STAŠIOV, S., 2004a: Kosce (Opiliones) Slovenska. *Vedecké štúdie. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen*, 119 s.
25. STAŠIOV, S., 2004b: Predbežné výsledky výskumu mnohonôžok (Diplopoda) vybraných dubovo-hrabových porastov Malých Karpát. In: ORSZÁGH, I., KRUMPÁL, M. (eds.), 4. seminár českých a slovenských myriapodológov. *Abstrakty referátov. Katedra zoológie PriF UK v Bratislave, SES pri SAV, Bratislava*, s. 14–15.
26. STAŠIOV, S., 2004c: Príspevok k poznaniu fauny mnohonôžok (Diplopoda) Krupinskej planiny. *Entomofauna carpathica*, 16: s. 29–30.
27. STAŠIOV, S., 2005a: Harvestman communities on two hills in the Štiavnické vrchy Protected Landscape Area, Slovakia (Opiliones). *Folia oecologica*, 32: s. 15–21.
28. STAŠIOV, S., 2005b: Millipedes communities (Diplopoda) of oak-hornbeam ecosystems (the Malé Karpaty Mts, Trnavská pahorkatina hills, SW Slovakia). *Ekológia (Bratislava)*, 24, Suppl. 2: s. 143–151.
29. STAŠIOV, S., 2006: Millipede communities (Diplopoda) in different conditions of oak-hornbeam ecosystems (Malé Karpaty Mts., Trnavská pahorkatina hills, SW Slovakia). In: BRYJA, J., ZUKAL, J. (eds.), *Zoologické dny Brno 2006. Zborník abstraktov z konferencie. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno*, s. 65.
30. STAŠIOV, S., BITUŠÍK, P. & ŠAMAJ, J., 1997: Kosce (Opiliones) NPR Malý Polom (CHKO Kysuce). *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 15: s. 119–125.
31. STAŠIOV, S. & KEPIČ, M., 2002: Kosce (Opilionida) a mnohonôžky (Diplopoda) PR Kozlinec (Zvolenská kotlina). *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 21: s. 81–90.
32. STAŠIOV, S. & KERTYS, Š., 2007: Kosce (Opiliones) a mnohonôžky (Diplopoda) Breznickej mokrade (Ondavská vrchovina). *Entomofauna carpathica*, 19/1–2, s. 44–47.
33. STAŠIOV, S., KERTYS, Š. & KUBOVČÍK, V., 2006: Kosce (Opiliones) a mnohonôžky (Diplopoda) Breznickej mokrade (Ondavská vrchovina). In: KRUMPÁLOVÁ, Z. (ed.), *Diverzita a ochrana arachnofauny v chránených územiach a ohrozených habitatoch. Zborník abstraktov z konferencie, Východná*, 14. 9.–16. 9. 2006. *Arachnologická sekcia SES pri SAV, Ústav zoológie SAV Bratislava, Ústav krajinskej ekológie SAV Nitra, Ústav ekológie lesa SAV Zvolen*, s. 13–14.
34. STAŠIOV, S. & MARŠALEK, P., 2002: Kosce (Opilionida) hornooravských rašelinísk. *Natura Carpatica*, 43: s. 283–286.
35. STAŠIOV, S., MARŠALEK, P., MIHÁL, I., MAŠÁN, P., ASTALOŠ, B. & JARAB, M., 2003: Kosce (Opiliones) Ondavskej vrchoviny. *Natura Carpatica*, 44: s. 261–266.
36. STAŠIOV, S., MURÍN, J. & KUBOVČÍK, V., 2007: Kosce (Opiliones) vybraných hornooravských rašelinísk. In: KRUMPÁLOVÁ, Z. (ed.), *Arachnologický výskum v strednej Európe so zameraním na bioindikáciu význam pavúkovcov. Zborník abstraktov z konferencie, Východná*, 13. 9.–16. 9. 2007. *Arachnologická sekcia SES pri SAV, Ústav zoológie SAV Bratislava, Ústav krajinskej ekológie SAV Nitra, Ústav ekológie lesa SAV Zvolen*, s. 17.
37. STAŠIOV, S. & SNOPOKOVÁ, E., 2002: Kosce (Opiliones) a mnohonôžky (Diplopoda) NPR Příboj (stredné Slovensko). *Acta Facultatis Ecologiae*, 9: s. 61–66.
38. STOJAŁOWSKA, W., 1961: *Krocionogi (Diplopoda) Polski*. *Panstwowe wydawnictwo naukowe, Warszawa*, 216 s.
39. ŠILHAVÝ, V., 1949: Sekáč *Astrobonus meadi* (Thor.) v Československé republice. *Časopis Čs. spol. entom.*, Praha, 46: s. 151–155.
40. ŠILHAVÝ, V., 1950: Sekáči východního Slovenska. *Entom. listy, Brno*, 13: s. 99–106.
41. ŠILHAVÝ, V., 1956: Sekáči – Opilionidea. *Fauna ČSR 7*. *Nakladatelství ČSAV, Praha*, 274 s.
42. ŠILHAVÝ, V., 1971: Sekáči – Opilionidea. In: DANIEL, M., ČERNÝ, V. (eds.), *Klíč zvířeny ČSR IV. Academia, Praha*, s. 33–49.
43. TAJOVSKÝ, K., 1996: Spoločenstva mnohonôžek (Diplopoda) a suchozemských stejnonožů (Oniscidea) Velké kotliny v Hrubém Jeseníku. *Entomofauna carpathica*, 8/4: s. 158–166.
44. TAJOVSKÝ, K., 1998: Mnohonôžky (Diplopoda) a suchozemští stejnonožci (Oniscidea) Národního parku Podyjí. *Thayensia, Znojmo*, 1: s. 137–152.
45. TAJOVSKÝ, K., 1999: Impact of inundations on terrestrial arthropod assemblages in Southern Moravian floodplain forests, the Czech Republic. *Ekológia (Bratislava)*, 18/1: s. 177–184.
46. TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P., 1998: *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. *Centre of Biometry, Wageningen*, 353 s.
47. TUF, I. H. & OŽANOVÁ, J., 1998: Chilopoda and Diplopoda in different ecosystems of the Litovské Pomoraví Protected Landscape Area. In: PIŽL, V. & TAJOVSKÝ, K. (eds.), *Soil Zoological Problems*

in Central Europe. Proc. from 4th Central European  
Workshop on Soil Zoology, České Budějovice  
s. 247–253.

# EPIGEICKÁ AKTIVITA MRAVCOV (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) V RÁMCI HEMERÓBNEHO GRADIENTU: JEDNOROČNÉ PLODINY – VIACROČNÉ KRMOVINY – TRVALÉ TRÁVNE PORASTY

Adela WIEZIKOVÁ

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky TU vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: a.wiezikova@post.sk

## ABSTRACT

Wieziková A.: **Epigeaic activity of ants (Hymenoptera: Formicidae) at hemerobic gradient: arable land – green forage – permanent grassland**

We studied the ant assemblages under different disturbance regimes at agricultural area of Očová at Zvolenská kotlina Basin and Poľana Mts, central Slovakia. During the growing season of 2006 and 2007 we sampled ants at three different disturbance regimes (arable land, green forage and permanent grassland) using a pit-fall trap method. Each disturbance regime was represented by two replications. We installed 5 traps with 10 cm diameter at each plot. The trapped material was extracted monthly, during whole sampling period. Altogether, we sampled 3 203 individuals of ants belonging to 13 species and two subfamilies. Both, species richness and composition was quite similar at all three disturbance regimes. Pronounced differences were recorded in the activity. While arable land and green forage were typical by very low activity (in total 284 and 126 individuals, respectively), the permanent grasslands reached about 10 times higher activity (2334 individuals), compared to former. Among the recorded species at arable land and green forage, only *L. niger* was recorded in amounts suggesting the presence of colonies. Surprisingly, the green forage was typical by the lowest activity, although the disturbance compared to arable land is supposed to be lower at this habitat. We suggest that the relative high homogeneity and complexity of the green forage culture, high shading of the soil combined with extreme post-mowing insolation, and relatively cold climate of the region, probably caused the absence of ants in this habitat.

**Key words:** Formicidae, arable land, green forage, permanent grassland, activity

## ÚVOD

Agroekosystémy predstavujú antropogénne ekosystémy v rámci ktorých sú podmienky prostredia silne modifikované ekonomickými a sociálnymi faktormi (senzu DUVIGNEAUD 1988). V agrárnych ekosystémoch sú pozmeňované najmä živé komponenty a pôda. Prostredníctvom rôznych disturbančných faktorov, ktoré sú definované účelom a spôsobom pestovných a agrotechnických opatrení, dochádza ku špecifickému pozmeňovaniu pôvodných spoločenstiev a biotopov a ich nahradzovaniu za spoločenstvá odolnejšie voči naruše-

niu. Z pôvodných prirodzených spoločenstiev, sa tak často skokovo vyvíjajú pozmenené (väčšinou zjednodušené) spoločenstvá s vysokým stupňom hemeróbie.

Na základe stupňa hemeróbie môžeme vo všeobecnosti definovať štyri typy agrárnych ekosystémov: i) orná pôda, ii) viacročné plodiny, iii) trvalé trávne porasty, iv) ostatné agroekosystémy (WIEZIK & WIEZIKOVÁ 2007). Rozdiely v jednotlivých typoch agroekosystémov sú dané dominantnými kultúrami a charakterom faktoru prírodného aj kultúrneho prostredia (KOČÍK et al. 1997). Orná pôda predstavuje najintenzívnejšie pozmenené ekosystémy

zastúpené jednoročnými plodínami, v rámci ktorých dochádza k pravidelným disturbanciam v podobe každoročnej orby. U viacročných plodín slúžiacich na pestovanie krmovín sa orba obmedzuje na interval niekoľkých rokov. Trvalé trávne porasty využívané na produkciu rastlinnej biomasy sa vyznačujú absenciou orby, obhospodarovanie sa vykonáva pasením alebo kosením (resp. mulčovaním). Veľmi rozdielny charakter obhospodarovania majú ostatné agroekosystémy, v ktorých býva často zastúpená i drevinová zložka. Disturbancia je definovaná ako pokles biomasy (ANDERSEN 2000). V prípade mravcov, ktoré tvoria neodmysliteľnú súčasť agrárnych ekosystémov sa vplyv disturbančných faktorov prejavuje najmä v spojitosti so zmenami štruktúry habitatov, mikroklimy a potravnjej skladby. Mravce (Hymenoptera: Formicidae) sú živočíchmi s obrovským ekologickým a faunistickým významom (HÖLDOBLER & WILSON 1997) a celosvetovo patria medzi najštudovanejšie skupiny hmyzu (GRIMALDI & ENGEL 2005). Predstavujú termofilné organizmy (SEIFERT 1996, ANDERSEN 1997) vyžadujúce veľké množstvo tepla, preto výrazne inklinujú najmä k otvoreným formáciám a južným expozíciám, ktoré vo všeobecnosti bývajú intenzívnejšie oslnené, tým pádom sú teplejšie a suchšie a vegetačná doba býva dlhšia (HÖLDOBLER & WILSON, 1990). Vďaka svojej početnosti a vysokej aktivite majú výrazný vplyv na vlastnosti pôdy a na štruktúru rastlinných a živočíšnych spoločenstiev (FOLGARAIT 1998). Mravce sú schopné tolerovať veľké zaťaženie a dokážu sa rýchlo zregenerovať a osídliť lokality po ukončení narušenia. Kvôli sesilnému spôsobu života kolónii patria medzi spoľahlivé indikátory na sledovanie zmien v prostredí (BEZDĚČKA 2004).

Mnohé ekologické štúdie boli zamerané na sledovanie vplyvu poľnohospodárskych aktivít na biodiverzitu a biomasu mravcov (cf. FOLGARAIT 1998, DAUBER & WOLTERS 2004, PETAL 1976). Manažment rastlinných spoločenstiev môže indukovať zmeny v spoločenstvách živočíchov (KRUESS & TSCHARNTKE 2002, NASH ET AL. 2004) vrátane mravcov. Spoločenstvá mravcov môže ovplyvňovať priamo, redukciami biomasy a deštrukciou hniezd (HELLER & ROHE 2000) resp. nepriamo cez zmeny štruktúry vegetácie a vlastností pôdy (BONNES 1953). Druhová diverzita mravcov je veľmi vysoká, a spoločenstvá mravcov dokážu citlivo reagovať na antropogénne zásahy do ich

prostredia. Zatiaľ sa však nezistilo, ako tieto zmeny spôsobené ľudskou činnosťou v štruktúre mravčích spoločenstiev vplyvajú na ich dôležité funkcie v ekosystémoch (FOLGARAIT 1998). Pri preukázateľných vplyvoch manažmentov agroekosystémov je možné aplikovať diferencovaný prístup k jednotlivým biotopom zabezpečujúci ich optimálny stav.

Táto práca prináša výsledky hodnotenia epigeickej aktivity mravcov na rôzne obhospodarovateľných agrárnych ekosystémoch.

## CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Sledované územie Poľnohospodárskeho družstva Očová leží v okrese Zvolen a spadá do katastrov obcí Detva, Dúbravy, Očová, Víglaš a Zolná. Rozprestiera sa na území geomorfologických celkov Poľana a Zvolenská kotlina. Väčšina územia sa nachádza v rámci rovinatej až mierne zvlnenej kotliny s nadmorskou výškou v rozpätí 395 až 500 m. Priemerná ročná teplota je 7,8 °C a ročný úhrn zrážok predstavuje 669 mm. Modelové územie je charakterizované tromi manažmentovými typmi agrocenóz, ktoré reprezentujú jednoročné oráčinové spoločenstvá, viacročné krmovínové výsadby lucerny siatej (*Medicago sativa*), a kultivované trvalé trávne porasty (TTP) využívané na produkciu sena a pasenie dobytky. Každý typ je reprezentovaný dvomi plochami, z ktorých jedna je obhospodarovaná konvenčne a jedna environmentálne. Tieto dva režimy sa odlišujú hlavne v miere aplikácie umelých hnojív a pesticídov, ktoré sa používajú ako súčasť konvenčného režimu obhospodarovania.

## MATERIÁL A METÓDY

Celkovo bolo založených 6 trvalých výskumných plôch (TVP), pričom každý manažmentový typ (oráčiny, viacročné krmoviny, TTP) bol zastúpený dvojicou plôch. Uprostred všetkých založených plôch bolo v línii inštalovaných 5 zemných pascí vo vzdialenosti 5 m od seba. Ako pasce boli použité plastové nádoby s priemerom ústia 10 cm a objemom 0,75 l. Ako fixačné médium bol použitý 4%-ný roztok formaldehydu. Límnia bola vedená najmenej 100 m od okraja plochy kvôli zabráneniu okrajového efektu. Pasce boli exponované počas sezónneho obdobia od apríla do októbra v rokoch 2006 a 2007. Materiál bol odoberaný v mesačných

intervaloch a následne laboratórne spracovaný. Mravce boli determinované na druhovú úroveň podľa práce CZECHOWSKI et al. (2002), nomenklatura vychádza z práce WERNER a WIEZIK (2007). V rámci hodnotenia druhového bohatstva a epigeickej aktivity boli brané do úvahy len robotnice jednotlivých druhov.

## VÝSLEDKY

Celkovo bolo počas výskumu odchytených 3 203 kusov robotníc patriacich do 13 druhov a dvoch podčeľadi. V druhovom spektre výrazne prevládali najmä druhy *Lasius niger*, *Myrmica gallienii*, *M. scabrinodis* a *Tetramorium caespitum* (Tab. 1). V rámci druhov bolo zistených 5 zoogeografických elementov s dominanciou druhov najmä s euro-sibírsym (*F. rufibarbis*, *M. rugulosa*, *M. scabrinodis*, *M. sabuleti* a *M. gallienii*) a juho-transpalearktickým rozšírením (*L. flavus*, *F. pratensis*, *T. caespitum* a *M. schencki*). Medzi druhy so severo-transpalearktickým rozšírením patrili *L. niger* a *M. rubra*. Zaznamenali sme aj jeden európsky (*C. ligniperdus*) a jeden euro-kaukazský druh (*F. cunicularia*). Z aspektu ekologických nárokov

(senzu Czechowski et al. 2002) prevládali oligotopné a bežné polytopné druhy, eurytopné druhy boli zaznamenané výhradne na jednorôčných plodinách.

Čo sa týka druhového spektra, jednotlivé manažmentové typy nevykazovali výrazné rozdiely v druhovom bohatstve (8–10 druhov) alebo druhovej skladbe (Tab. 1). Avšak epigeická aktivita jednotlivých druhov mravcov bola kontrastne odlišná v rámci rôznych disturbančných režimov (Obr. 1). Oráčiny a viacročné krmoviny boli typické veľmi nízkou epigeickou aktivitou, väčšina zistených druhov bola počas celého obdobia odchyty zaznamenaná len v rámci jedného alebo niekoľkých kusov. Jedine druh *L. niger* bol zaznamenaný v počte, ktorý môže dokazovať prítomnosť trvalých kolónii tohto druhu v rámci týchto biotopov (Tab. 1). Aj napriek všeobecne nízkej celkovej aktivite, sme medzi oráčinami a lucernou zistili pomerne výrazné rozdiely najmä čo sa týka sezónnej aktivity mravcov. Zatiaľ čo na oráčinách boli zaznamenané občasné nárasty aktivity (najmä na začiatku vegetačného obdobia a v letnom období), v lucernových kultúrach bola sezónna aktivita počas celého sledovaného obdobia veľmi nízka až nulová (Obr. 2).

Tab. 1 Druhová skladba a epigeická aktivita mravcov na sledovaných manažmentových typoch  
Table 1 Species composition and epigeaic activity of ants at selected management types

	FG	arable land			green forage			permanent grassland		
		x	sx	total	x	sx	total	x	sx	total
<b>Formicinae</b>										
<i>Camponotus ligniperdus</i> (Latreille, 1802)	SC							0,08	0,15	2
<i>Formica cunicularia</i> Latreille, 1798	Op	0,08	0,15	2	0,04	0,08	1	1,00	1,58	24
<i>F. pratensis</i> Retzius, 1783	CC	0,42	0,56	10	0,08	0,15	2			
<i>F. rufibarbis</i> Fabricius, 1793	Op				0,08	0,15	2	0,46	0,76	11
<i>Lasius flavus</i> (Fabricius, 1782)	CC	0,08	0,15	2						
<i>L. niger</i> (Linnaeus, 1758)	CC	8,79	12,75	211	3,50	3,54	84	42,83	41,76	1028
<b>Myrmicinae</b>										
<i>Myrmica gallienii</i> Bondroit, 1920	Op	1,88	3,20	45	0,46	0,65	11	24,96	28,78	599
<i>M. rubra</i> (Linnaeus, 1758)	Op	0,08	0,15	2						
<i>M. rugulosa</i> Nylander, 1849	Op	0,17	0,29	4	0,67	0,94	16	4,71	6,15	113
<i>M. sabuleti</i> Meinert, 1861	Op	0,08	0,15	2				0,21	0,38	5
<i>M. scabrinodis</i> Nylander, 1846	Op	0,21	0,35	5	0,29	0,46	7	11,79	12,07	283
<i>M. schencki</i> Emery, 1895	Op							1,17	1,35	28
<i>Tetramorium caespitum</i> (Linnaeus, 1758)	Op	0,04	0,08	1	0,13	0,23	3	10,13	13,27	243
	total			284			126			2334

Vysvetlivky: x – priemerná celková aktivita, sx – priemerná odchýlka, total – celková epigeická aktivita, FG – funkčná skupina (senzu BROWN 2000): Op – Opportunist, CC – Cold-climate Specialist, SC – Subordinate Camponotini



TTP boli typické rádovo vyššou aktivitou, s najaktívnejšími druhmi *L. niger*, *M. gallienii*, *M. scabrinodis*, *M. rugulosa* a *T. caespitum*. Počas celého sledovaného obdobia bola aktivita mravcov pomerne vysoká s výrazným vrcholom v letnom období a pomerne prudkým poklesom v jeseni.

## DISKUSIA

Sledované agroekosystémy vo svojej podstate predstavujú (vzhľadom na absenciu drevinovej zložky) analógie otvorených travinno-bylinných spoločenstiev. Ide teda o príklad ľudskou činnosťou podmienenej kultúrnej stepi. Stepné spoločenstvá mravcov v prirodzených podmienkach sú veľmi pestré (KOŽIŠEK 1985, AMBROS et al. 1998, WIEZIK 2007). Je to najmä dôsledok slabého stresového zaťaženia, ktoré podmieňuje zvýšenú produktivitu mravčej kolónie (cf. ANDERSEN 2000, LASSAU a HOCHULI 2004). Je pravdepodobné, že na diferenciácii spoločenstiev mravcov predmetných agroekosystémov sa skôr podieľajú iné limitné faktory, najmä tie charakteru disturbancií. Za disturbancný faktor, považujeme v zmysle ANDERSEN (2000) akýkoľvek faktor odoberajúci biomasu. Môže ísť o priamu disturbanciu, kedy sa vo vzťahu k mravcom odoberá biomasu mravcov (priama predácia, usmrcovanie robotníc, prípadne deštrukcia kolónií), ale skôr sa uplatňuje nepriama disturbancia, kedy je biomasu odoberaná z biotopu, čím sa znižuje potravná a materiálová ponuka stanovišťa. Intenzita disturbancie koreluje s mierou hemeróbie sledovaných biotopov. Najvýraznejšia je v rámci jednoročných plodín, kde odstránenie takmer 100% rastlinnej biomasy je sprevádzané každoročnou orbou a sprievodnými agrotechnickými opatreniami. K nepriamej disturbancii sa teda v maximálnej miere pripája aj priama, prostredníctvom likvidácie potenciálnych kolónií mravcov. Pre sessilné organizmy, ako mravce, je takýto disturbancný režim vysoko nepriaznivý. Disturbancné zaťaženie tohto charakteru dokáže v obmedzenej miere znášať len niekoľko plastických druhov (ako napr. *Myrmica rubra*, cf. Dauber & Wolters 2005).

Aj v prípade tejto štúdie sme zaznamenali v rámci tohto disturbancného režimu stabilný výskyt len jedného druhu *L. niger*. Jeho aktivita však v porovnaní s TTP, kde rovnako predstavoval typický prvok, bola výrazne znížená. Ostatné zaznamenané druhy nepovažujeme za trvalú súčasť tohto

biotopu. Ich zachytenie je spôsobené ich dočasným pobytom na jednotlivých lokalitách hlavne za účelom zaobstarávania potravy resp. náhodným zablúdením alebo prechodom jedincov cez tieto plochy. V zhode s našim predpokladom indikujú mravce silné odprírodnenie ekosystémov jednoročných plodín. Kultúry viacročných krmovín sú v porovnaní s oráčinami v rámci hemeróbného gradientu považované za menej odprírodnené, a to najmä kvôli absencii každoročnej orby. Teoreticky by tieto kultúry mali hostiť väčšie druhové spektrum mravcov, nakoľko by mali byť vhodné na vybudovanie podzemných hniezd. Nadzemné hniezda by pravdepodobne boli likvidované v rámci kosenia lucerny, ktorá sa môže opakovať niekoľkokrát za vegetačné obdobie. Naš výskum však prítomnosť mravčích kolónií s výnimkou druhu *L. niger* nepotvrdil. Naopak, tieto habitaty sa vyznačovali najmenším počtom druhov ako aj najnižšou epigeickou aktivitou. I keď viacročné krmoviny tvoria akýsi medzistupeň medzi ornou pôdou a ekosystémami trávnych porastov, zo všetkých sledovaných lokalít disponovali najnižším počtom zaznamenaných jedincov a priebeh epigeickej aktivity mravcov bol dokonca totožný, resp. extrémnejší ako na orných pôdach. Potvrdzuje to zrejme teóriu, že spoločenstvá mravcov viazané na biotopy s nižšou kompaktnosťou sú všeobecne pestrejšie ako tie z kompaktných habitatov (cf. LASSAU & HOCHULI 2004). Homogénny zapojený porast lucerny očividne pre mravce nepredstavuje vhodný biotop, nakoľko silný zápoj vytvára v dôsledku nedostatku prísunu slnečného žiarenia nevyhovujúce mikroklimatické podmienky. V poraste býva vyššia vlhkosť v dôsledku zníženia prúdenia vzduchu, teploty a intenzity osvetlenia s čím je v konečnom dôsledku spojený pokles teploty. Na druhej strane, lucerna môže kvôli svojmu hlbokému koreňovému systému s vysokou sacou silou extrémne presúšať pôdu do hĺbky (JANČOVIČ et al. 2002), čo môže na mravce pôsobiť výrazne stresujúco najmä v suchších častiach vegetačného obdobia. Po kosbe zostávajú lucernové polia odlístené a riedke. Čím je porast nižší a redší, tým viac sa teplotné a vlhkosťné pomery podobajú obnaženému povrchu. Náhlým jednorazovým odstránením nadzemnej biomasy sa veľmi extrémne mení mikroklima a na mravce pôsobí silný stres vo forme sucha. Pre väčšinu druhov mravcov je v ich fyzickom prostredí najnebezpečnejším faktorom práve suchu a kolónie žijúce

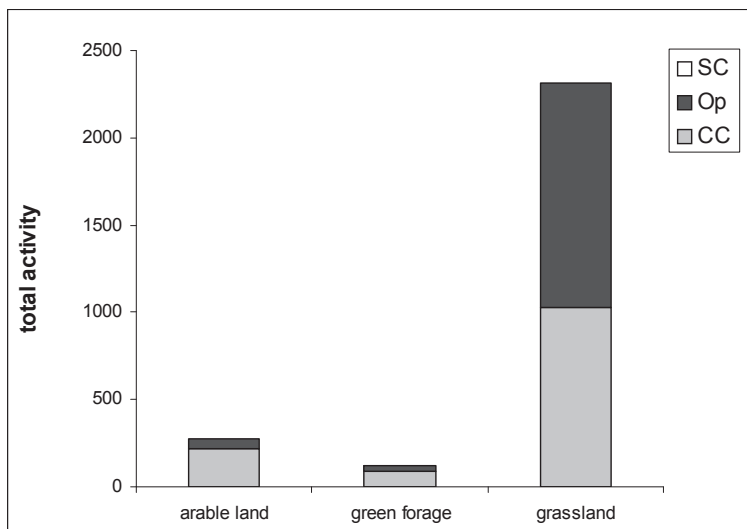
na aridných biotopoch sú vystavené nebezpečenstvu vyschnutia. Vlhké a chladné mikroklimatické podmienky zapojeného lucernového porastu sú teda náhle a opakovane vystriedané teplou a suchou mikroklimou pokosenej lucerny. Je pravdepodobné, že takejto extrémnej zmene podmienok, niekoľkokrát za vegetačné obdobie sa mravce jednoducho nedokážu prispôbiť. Zaujímavé však je, že v južnej Európe aj kultúry lucerny hostia pomerne bohaté spoločenstvo mravcov. CASTRACANI & MORI (2006) zaznamenali v takýchto biotopoch výskyt desiatich druhov mravcov, pričom dominantne boli zastúpené druhy ako *Aphaenogaster subterranea*, *Messor structor*, *Plagiolepis pygmaea*, ktoré sú v našich podmienkach viazané na xerothermné trávnaté porasty a lesostepi. Je teda možné že limitným faktorom presahujúcim ekologickú valenciu väčšiny našich druhov mravcov je nižšia teplota predmetného regiónu, ktorá bráni zakladaniu kolónií mravcov v kompaktných porastoch lucerny sietej.

Najvyššiu epigeickú aktivitu mravcov sme v rámci výskumu zaznamenali na plochách s kultivovanými spoločenstvami lúk a pasienkov (Obr. 2). Bezpochyby lokality s trvalým trávnyim porastom, predstavujú vhodnejšie biotopy pre založenie mravčích kolónií. Spôsob obhospodarovania takéhoto manažmentového typu je najmä kosením a pasiením. Každá kosba a pastva však predstavuje značný deštruktívny zásah, ktorý sa prejavuje v štruktúrnych väzbách a potravných závislostiach. Po kosbe zostáva strnisko, ktoré nedostatočne kryje pôdu, čo spôsobuje výrazné vzrastanie tlaku predátorov na živočíchy, ktoré zostali v strnisku nekryté porastom (JANČOVIČ 1997). Pri intenzívnom kosení alebo nadmernom pasiení dochádza k určitej homogenizácii štruktúry vegetačného krytu a tým aj k menšej rôznorodosti ekologických podmienok (GAVLAS 2005). Výskyt jednotlivých druhov mravcov na rôznych biotopoch je podmienený niekoľkými faktormi. Predovšetkým je to štruktúra vegetácie, dostupnosť potravných zdrojov a stavebného materiálu a v neposlednej miere sú to mikroklimatické podmienky stanovišťa. Štruktúra vegetácie, ovplyvňuje prístup mravcov k priestorom potrebným na vytvorenie hniezda ako aj prístup k potrave, takže rovnováha funkčných skupín mravcov sa mení s druhom vegetácie, ktorá je dominantná a s využívaním a disturbanciou krajiny (NEW 2000). Zaznamenané druhy na sledovaných loka-

litách patrili do funkčnej skupiny oportunistických druhov (Op), špecializovaných druhov chladnej klímy (CC) a tribu Camponotini SC (senzu BROWN 2000). Druh *Camponotus ligniperdus* bol jediným zástupcom funkčnej skupiny tribus Camponotini, oportunistov reprezentovali nešpecializované a ruderálne druhy, ktorých rozšírenie závisí najmä od kompetície zo strany iných druhov mravcov. Tieto druhy so širokou ekologickou valenciou dosahujú dominantné zastúpenie najmä na lokalitách, kde stres a disturbancia silne limitujú diverzitu mravcov. Na biotopoch kde nie sú početne zastúpené dominantné Dolichoderinae, sa zvyčajne uplatňujú, nešpecializované druhy tolerujúce širokú škálu habitatov patriace do funkčnej skupiny špecialistov chladnej klímy.

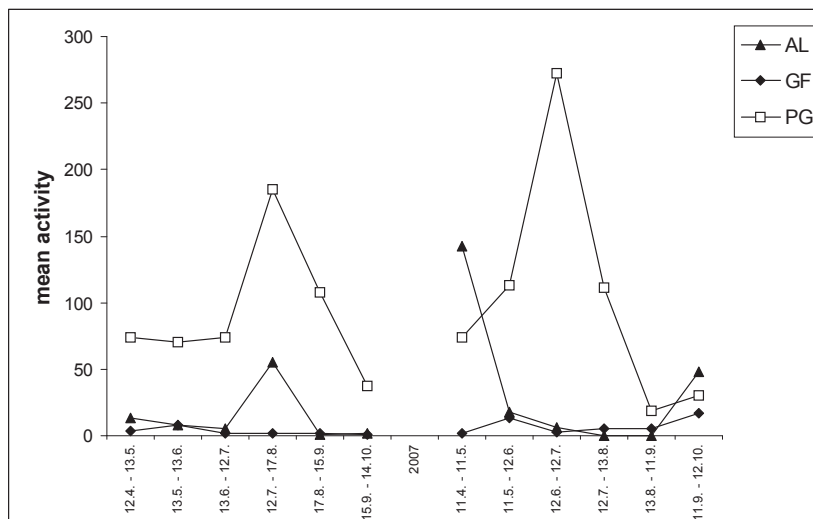
Na lokalitách s trvalým trávnyim porastom prevládali najmä polytopné druhy (*L. niger*, *T. caespitum*, *M. scabrinodis*) spolu s náročnejšími oligotopnými druhmi (*M. gallienii*, *M. rugulosa*, *M. schencki*). Na plochách s rovnakým manažmentovým typom agrocenóz však boli zaznamenané určité odlišnosti v zastúpení druhov. Na jednotlivých plochách figurovali rozdielne druhy mravcov s rozličnými ekologickými nárokmi na prostredie. Merania pôdnej vlhkosti (GALLAYOVÁ & GALLAY 2006) potvrdili zvýšenú vlhkosť pôdy na lokalite, na ktorej prevládali vlhkomilné druhy mravcov najmä *Myrmica gallienii* a *M. scabrinodis*. Druhý typ trvalého trávneho porastu disponoval úplne odlišným druhovým zastúpením, kde dominovali predovšetkým teplomilné druhy preferujúce skôr suché a teplejšie biotopy (*Tetramorium caespitum*, *M. schencki*) (WIEZIK & WIEZIKOVÁ 2007).

Prekvapivo nízku početnosť, najmä na plochách s TTP, sme postrehli pri druhu *Lasius flavus*, ktorý jednoznačne patrí medzi typických zástupcov predovšetkým trávnych porastov, na ktorých zvyčajne vytvára veľké a husto sa vyskytujúce nadzemné kopy, vyznačujúce sa vysokou odolnosťou aj voči rôznym priamym disturbanciam ako sú zošľapávanie dobytkom, záplavy a do určitej miery i kosenie. Výskyt tohto druhu je pozitívne korelovaný s druhovým bohatstvom rastlín (DAUBER & WOLTERS 2005). Tento druh patrí medzi hypogeeické druhy mravcov, špecializované na chov symbiotických vošiek na koreňovej sústave rastlín. Pri odchYTE zemnými pascami býva preto silne podhodnocovaný.



Obr. 1 Celková epigeická aktivita funkčných skupín mravcov v rámci sledovaných agroekosystémov  
Figure 1 Total epigeaic activity of ant functional groups at selected agricultural ecosystems

Vysvetlivky: Funkčná skupina (senzu BROWN 2000): Op – Opportunist, CC – Cold-climate Specialist, SC – Subordinate Camponotini



Obr. 2 Priemerná aktivita mravcov počas vegetačného obdobia rokov 2006 a 2007 v rámci jednoročných plodín (AL), viacročných krmovín (GF) a trvalých trávnych porastov (PG)

Figure 2 Mean activity of ants during the growing seasons of 2006 a 2007 at arable land (AL), green forage (GF) and permanent grassland (PG)

## ZÁVER

Spoločenstvá lúk a pasienkov predstavujú zo sledovaných troch manažmentových typov naj-

vhodnejšie ekosystémy pre spoločenstvá mravcov. Optimálne ekologické podmienky, dostupnosť potravných zdrojov a hniezdnych nik ako aj najmenšie zaťaženie disturbančnými faktormi majú za

následok trvalú kolonizáciu takýchto lokalít mravcami. Svedčí o tom nielen najvyššia druhová diverzita ale aj pomerne vysoká epigeická aktivita zaznamenaná počas nášho výskumu. V rámci jednoročných plodín sa na absencii mravcov podpísal najmä silný vplyv priamych disturbančných zásahov vo forme mechanického narúšania pôdneho a vegetačného krytu, kým na viacročných krmovinách sa nízke druhové bohatstvo ako aj takmer nulová epigeická aktivita prejavila zrejme v spojitosti s nevyhovujúcimi mikroklimatickými podmienkami, vysokou hemeróbiou lucernového porastu a častými zmenami mikroklimy počas vegetačného obdobia.

## LITERATÚRA

- AMBROS M., RYCHLÍK I. & GÁLOVÁ J. 1998: Poznámky k faune mravcov (Hymenoptera: Formicoidea) Zoborských vchov. *Rosalia* 13: 121–128.
- ANDERSEN, A. N., 1997: Using ants as bioindicators: Multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology* 1:8. – <[www.ecologyandsociety.org/voll/iss1/art8/](http://www.ecologyandsociety.org/voll/iss1/art8/)>, retrieved on 13 July 2005.
- ANDERSEN, A. N., 2000: Global ecology of rainforest ants. Functional groups in relation to environmental stress and disturbance. In: Agosti D., Majer J., Alonso L. E. & Schultz T. R. (Eds.), *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, London, p. 25–34.
- BEZDĚČKA, P., 2004: Inventarizační průzkum mravenců (Hymenoptera: Formicidae) národní přírodní památky Křebý. – Ms., depon. in AOPK ČR, středisko Zlín.
- BONNES, M., 1953: Die fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 42: p. 255–277.
- BROWN, W. L., Jr. 2000: Diversity of ants. In: Agosti D., Majer J., Alonso L. E. & Schultz T. R. (Eds.), *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, London, p. 45–79.
- CASTRACANI, C. & MORI, A., 2006: The role of permanent grasslands on ant community structure – Ants (Hymenoptera – Formicidae) as ecological indicators in the agro-ecosystems of the Taro River Regional Park (Italy). *Myrmekologische nachrichten*, 9: p. 47–54.
- DAUBER, J. & WOLTERS, V., 2005: Colonization of temperate grassland by ants. *Basic and Applied Ecology*, 6: p. 83–91.
- DUVIGNEAUD, P., 1988: *Ekologická syntéza*. ČAV, Praha, 254 pp.
- FOLGARAIT, P. J., 1998: Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. – *Biodiversity and Conservation*, 7: p. 1221–1244.
- GALLAYOVÁ, Z. & GALLAY, I., 2006: Príspevok k poznaniu zhutnenia pôdy rôzne využívaných parciel PD Očová. p. 43–49. In: Kočík, K., Benčať, T., Daniš, D. (eds.): *Hodnotenie základných zložiek poľnohospodárskej krajiny a agroekosystémov*. Janka Čizmarová – Partner.
- GAVLAS, V., 2005: Druhové bohatstvo Orthoptera a Mantodea vo vzťahu k využívaniu travinnobylinných biotopov Štiavnických vrchov. p. 50–58. In: Kunca, V., Šteffek, J., Olah, B., Gavlas, V. & WIEZIK, M., 2005: *Dynamika ekosystémov Štiavnických vrchov (zhodnotenie z pohľadu zmien využitia krajiny, štruktúry vybraných zoolenóz a stability lesných ekosystémov)*. TU vo Zvolene, 103 pp.
- GRIMALDI, D. & ENGEL, M. S., 2005: *Evolution of the insects*. Cambridge University Press, New York, 755 pp.
- HELLER, G. & ROHE, W., 2000: Vergleichende Untersuchung zur Ameisenfauna von Grünlandstandorten in Rheinland-Pfalz. – *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 38: 123–173.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E. O., 1990: *The ants*. Springer Verlag, Berlin, 732 pp.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E. O., 1997: *Cesta k mravencům*. Academia Praha, Praha, 202 pp.
- JANČOVIČ, J., 1997: *Ekológia trávnych porastov*. Skriptum. SPU Nitra, 82 pp.
- JANČOVIČ, J., ĐURKOVÁ, E. & VOZAR, L., 2002: *Trávne porasty a poľné krmoviny*. Skriptum. SPU Nitra, 124 pp.
- KOČÍK, K., PETŘVALSKÝ, V., GÁBRIŠ, L., SUPUKA, J., TEREK, J. & ONDRIŠÍK, P., 1997: *Agroekológia*. Technická univerzita vo Zvolene, 167 pp.
- KOŽÍŠEK, T. 1985: Poznámky k výskytu mravcov v oblasti Tribčea. *Rosalia* 1: 59–62.
- KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T., 2002: Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16: p. 1570–1580.
- LASSAU, S. A. & HOCHULI, D. F., 2004: Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*. 27: p. 157–164.
- NASH, M. S., BRADFORD, D. F., FRANSON, S. E., NEALE, A. C., WHITFORD, W. G. & HEGGEM, D. T., 2004: Livestock grazing effects on ant communities in the eastern Mojave Desert, USA. – *Ecological Indicators*, 4: p. 199–213.
- NEW, T. R. 2000: How useful are ant assemblages for monitoring habitat disturbance on grasslands in southeastern Australia? *J. Insect Conserv.* 4:153–159.
- PETAL, J. 1976: The effect of mineral fertilization on ant populations in meadows. – *Polish Ecological Studies*, 2: p. 209–218.
- SEIFERT, B., 1996: *Ameisen beobachten, bestimmen*. Naturbuch Verlag, Augsburg, 351 pp.
- WERNER, P. & WIEZIK, M. 2007: Vespoidea: Formicidae (mravencovití). pp. 133–164. In: BOGUSCH P., STRAKA J. & KMENT P. (eds.): *Annotated checklist of the*

- Aculeata (Hymenoptera) of the Czech Republic and Slovakia. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, Suppl. 11.
- WIEZIK, M. 2007: Spoločenstvá mravcov (Hymenoptera: Formicidae) stepných ekosystémov Zemplínskych vrchov. *Natura Carpathica* 48: 119–126.
- WIEZIK, M. & WIEZIKOVÁ, A. 2007: Porovnanie spoločenstiev mravcov v ekosystémoch viacročných krmovín a trvalých trávnych porastov PD Očová. In: DANIŠ D. (eds.): Vplyv foriem obhospodarovania poľnohospodárskej krajiny na základné zložky agroekosystémov vo vzťahu k optimalizácii využívania krajiny. *Janka Čížmarová – Partner*, p. 78–84.

# VÝSKYT SUCHÝCH PERIÓD VO VEGETAČNOM OBDOBÍ A ICH VPLYV NA ZÁSOBU VYUŽITEĽNEJ VODY V PÔDE POD DUBOVÝM PORASTOM

Ladislav TUŽINSKÝ – Juraj GREGOR

Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, Katedra prírodného prostredia, T. G. Masyryka 24, SK – 960 53 Zvolen, Slovensko

## ABSTRACT

Tužinský, L. & Gregor, J.: **Occurrence of dry periods in the growing season and their effect on the available water in soil under oak ecosystem**

The paper deals with problems supply available water in the dry periods in the growing season. Individual areas of physiologically available water for plants were characterised using soil hydrolimits. The ecological classification of soil water regime was also characterised according to the soil profile moisture content, duration of moisture state and moisture stratification. Available water varies in the growing season in the upper 0–20 cm soil layer between good and in insufficient supply, in the whole physiological profile of the soil (0–100 cm) between very good and very low available water.

**Key words:** available water, hydrolimits, dry periods

## ÚVOD

V hydrologickej oblasti sa pri prognózovaní vývoja klímy najčastejšie diskutuje o stále častejšie sa vyskytujúcich horúcich a suchých letách, privalových dažďoch s následnými povodňami a prudkými víchricami. V hydropedologickej oblasti rezonuje predovšetkým predlžovanie období sucha v letných a jesenných mesiacoch a nedostatočné zrážkové úhrny počas vegetačného obdobia, v dôsledku ktorých dôjde k výraznému zníženiu pôdnej vlhkosti.

Výskyt hydropedologických cyklov s nedostatočnou zásobou využiteľnej vody, výskyt aridného intervalu vlhkosti pôdy (vlhkosť pôdy pod kritickou hranicou hydrolimitu BV) v lesných ekosystémoch nižin a pahorkatín tieto predpoklady len potvrdil. V najväčšej miere sa objavujú v suchých periódach vegetačného obdobia, v ktorých dochádza k fyziologickému suchu. Nebezpečenstvo hrozí vegetácii najmä preto, lebo v periódach vegetačného obdo-

bia sa tvoria reprodukčné orgány rastlín, ktoré sú okrem živín odkázané aj na dostatočné množstvo využiteľnej vody.

## MATERIÁL A METODIKA

Výskum vlhkostného režimu lesných pôd, sa vykonával na výskumnej ploche v Čifároch, ktorá bola lokalizovaná v Kozmálovských kopcoch.

Výskumná plocha patrí typologicky do slt *Carpineto-Quercetum*. V drevinovom zložení je dub zimný [*Quercus. petraea* (Mattusch.) Liebl.] zastúpený 100 %. Priemerný vek porastu je 90 rokov (1995), zápoj 90 %, zakmenenie 0,7. Pokryvnosť krovitej, bylinnej etáže a tráv je 90 %. Pôdnym typom je luvizem, je fyziologicky hlboká, dospodu ílovitohlinitá so strednou textúrnou diferenciáciou, veľmi kyslá, dospodu kyslá, v koreňovom priestore duba silno vylúhovaná, oglejená, s malými zásobami humusu zo sprasovej hliny, so zhoršenými vodnovzdušnými pomermi v hĺbke pod 40 cm.

Priebeh okamžitej vlhkosti sa sledoval v dekadových intervaloch, pôdnym vrtákom zo vzoriek zeminy, ktoré boli odobraté do kovových vysušáčiek prostredníctvom pôdneho vrtáka, do hĺbky 100 cm, v 10 cm vrstvách, vo forme zmiešanej vzorky z 5 odberových miest. Z takto odobratých pôdných vzoriek pôdy sa okamžitá vlhkosť určila gravimetrickou metódou, ich vysušením pri teplote 105 °C a vyjadriala sa v % hmotnosti, alebo % objemu.

Z hydrofyzikálnych charakteristík sa stanovili, maximálna kapilárna kapacita (MKK) podľa NOVÁKA [2], bod zníženej dostupnosti (BZD) a bod vädnutia (BV) podľa DRBALA [1].

Všetky ostatné charakteristiky, ktoré sa v rámci hydrofyzikálneho výskumu na výskumnej ploche sledovali (vlastnosti pôdy, zrážky, tok po kmeni, povrchový odtok, priesak do spodín, evapotranspirácia, vodná bilancia) sú spracované v iných prácach [5, 6, 7, 8].

Množstvo vody prístupné pre rastliny sa vypočítalo odpočítaním mŕtvej vody od okamžitej vlhkosti pôdy. Hranicou medzi fyziologicky prístupnou a mŕtvou vodou bol bod vädnutia (BV). Zásoba využiteľnej vody (tab. 1) sa hodnotila podľa KUTÍLKA [3], ekologická klasifikácia vodného režimu pôd podľa toho istého autora [4].

V priebehu vegetačného obdobia sa v analyzovaných obdobiach vyskytovali 3 intervaly vlhkosti pôdy. V zmysle hodnotenia podľa KUTÍLKA [4] išlo o uvidický interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi plnej vodnej kapacity (PVK) a maximálnej kapilárnej kapacity (MKK), semiuvidický interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi MKK a bodom zníženej dostupnosti (BZD) a semiaridný interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi BZD a bodom vädnutia (BV).

Uvidický interval sa vyskytoval spravidla len na začiatku vegetačného obdobia, kedy sú v pôde najväčšie zásoby pôdnej vody. Dĺžka tohto intervalu vlhkosti závisí od zásob vody zo zimných mesiacov a dodávky vody z atmosférických zrážok v jarých mesiacoch. Kategóriou vody v tomto intervale je gravitačná, presakujúca a kapilárna, ľahko pohyblivá voda. Častým intervalom v tomto období je aj semiuvidický interval, s prevahou kapilárne stredne pohyblivou vodou.

Dominantným intervalom bol vo vegetačnom období semiaridný interval vlhkosti, ktorého nástup začína najčastejšie na začiatku letných mesiacov. Voda, ktorá v tomto intervale prevláda má charakter kapilárne stredne až ťažko pohyblivej vody, so zníženou prístupnosťou pre rastliny. V prípade menších zásob zo zimných mesiacov a nižších

Tab. 1 Zásoba využiteľnej vody (KUTÍLEK, 1966)  
Table 1 Available water supply (After KUTÍLEK, 1966)

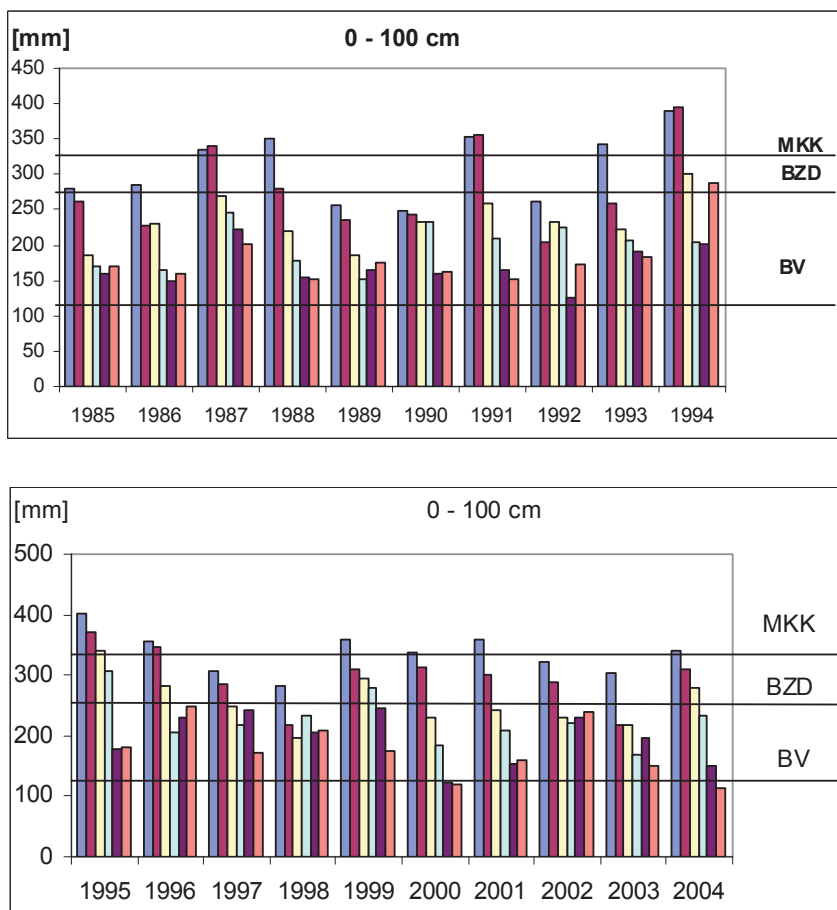
Zásoba využiteľnej vody v mm <sup>1</sup>			
vo vrstve pôdy 0–20 cm <sup>2</sup>		vo vrstve pôdy 0–100 cm <sup>3</sup>	
dobrá <sup>4</sup>	> 40 mm	veľmi dobrá <sup>7</sup>	> 160 mm
dostatočná <sup>5</sup>	20–40	dobrá <sup>4</sup>	130–160
nedostatočná <sup>6</sup>	< 20	dostatočná <sup>5</sup>	90–130
		nízka <sup>8</sup>	60–90
		veľmi nízka <sup>9</sup>	< 60

<sup>1</sup> available water supply, <sup>2</sup> soil layer 0–20 cm, <sup>3</sup> soil layer 0–100 cm, <sup>4</sup> good water supply, <sup>5</sup> sufficient w. s., <sup>6</sup> insufficient w.s., <sup>7</sup> very good w. s. <sup>8</sup> low w. s., <sup>9</sup> very low w. s.

## VÝSLEDKY

Zásoba vody prostredníctvom hydrolimitov vo fyziologickom profile pôdy pod dubovým porastom je graficky vyjadrená na obr. 1. Vo vegetačných obdobiach 1985–2004 sa vystriedali zrážkovo normálne, podnormálne, a nadnormálne zrážkovo zabezpečené vegetačné obdobia.

zrážkových úhrnov sa môže tento interval vlhkosti pôdy vyskytovať aj v ostatných fázach vegetačného obdobia. Najnižšie zásoby vody, v spodnej tretine jeho variačného rozpätia, sa vyskytovali v letných mesiacoch, kedy vlhkosť pôdy klesla pod hranicu 50% hydrolimitu MKK. V tomto období, vo vrcholiacej vysušacej fáze, sme najmenšie zásoby vody zaznamenali v povrchových vrstvách pôdy,



Obr. 1 Zásoba vody [mm] vo fyziologickom profile pôdy vo vegetačných obdobiach (od apríla do septembra)  
 Figure 1 Water supply [mm] in the physiological soil profile during the growing seasons (from April to September)

v ktorých sa vplyvom evaporácie a desukcie znížila zásoba vody často pod kritickú hodnotu hydrolimitu BV. Ide o aridný interval, kedy sa pôdna voda stáva nepohyblivou a pre rastliny ťažko prístupnou, alebo neprístupnou vodou. Treba zdôrazniť, že ide o vlhkosť stav, ktorý zasahoval v najväčšej miere len povrchové vrstvy pôdy a je sprievodným javom letných mesiacov a skorých jesenných dní. V prípade veľmi vysokých teplôt a zvýšenej evapotranspirácie a dlhšie trvajúcich dní s deficitom zrážkových úhrnov môže zasiahnuť aj do hlbších vrstiev, v ktorých sa nachádza väčšie množstvo aktívnych koreňov drevín, v našom prípade duba.

Analogicky môžeme hodnotiť aj časovú a priestorovú variabilitu zásob využiteľnej vody pre rastliny.

V povrchovej 20cm vrstve pôdy varíovala zásoba využiteľnej vody (ZV) v kategóriách od dobrej zásoby (> 40mm) do nedostatočnej zásoby využiteľnej vody (< 20mm). V tab. 2 sú uvedené suché periódy vo vegetačných obdobiach rokov 1988 až 2007, v priebehu ktorých sa nevyskytovali zrážky vôbec, pokiaľ áno, išlo o zrážky, menšie ako 5 mm, ktoré boli v období sucha zanedbateľné. Takmer 70% tvorili zrážky s denným úhnom nižším ako 2mm, čo predstavuje v dubových porastoch v Čifároch hodnotu skropnej kapacity, to znamená množstvo zrážok, ktoré sú okamžite po spadnutí vyparené do ovzdušia.

Necelých 5% zrážok s denným úhnom vyšším ako 5 mm sa vo veľmi krátkom čase spotrebovalo na celkový výpar (tab. 3). Nebezpečie výskytu



Tab. 2 Zásoby pôdnej vody v suchých periódach vegetačného obdobia (Čifáre)  
 Table 2 Water supplies in the dry periods of the growing season (Čifáre)

Obdobie <sup>1</sup>		Zásoba vody <sup>2</sup> v mm		Využitelná voda <sup>3</sup>		*Intervaly vlhkosti pôdy <sup>4</sup>	
		[mm]		[mm]			
		0–20 cm	0–100 cm	0–20 cm	0–100 cm	0–20 cm	0–100 cm
1988	1. 7.	40,1	242,4	16,6	133,1	SA	SA
	31. 7.	21,1	169,2	0	59,9	A	SA
1988	5. 8.	40,2	200,7	20,7	191,4	SA	SA
	20. 8.	19,1	148,7	0	39,4	A	SA
1989	1. 9.	43,5	181,4	20,0	72,1	SA	SA
	30. 9.	26,9	164,8	3,5	55,5	SA	SA
1990	11. 7.	68,1	223,9	44,6	114,6	SU	SA
	31. 8.	21,9	159,9	0	50,6	A	SA
1991	2. 8.	31,6	216,1	8,1	106,8	SA	SA
	16. 9.	18,1	156,1	0	46,8	A	SA
1992	14. 7.	22,6	231,9	0	112,6	A	SA
	31. 8.	18,1	169,1	0	59,8	A	SA
1993	28. 7.	24,4	206,4	0,9	97,1	SA	SA
	22. 8.	19,7	161,7	0	52,4	A	SA
1994	14. 7.	28,7	232,9	5,2	123,7	SA	SA
	11. 8.	21,7	156,9	0	47,6	A	SA
1995	3. 8.	53,7	291,8	30,2	182,5	SA	SA
	21. 8.	23,6	179,4	0,1	70,1	SA	SA
1997	22. 7.	46,1	217,9	23,6	108,6	SA	SA
	30. 9.	29,1	168,2	5,6	58,9	SA	SA
1999	23. 7.	78,5	345,9	55,0	236,6	SU	U
	15. 8.	48,9	214,8	25,4	105,5	SA	SA
1999	17. 8.	48,9	214,8	25,4	105,5	SA	SA
	30. 9.	18,9	122,4	0	13,1	A	SA
2000	1. 8.	37,7	163,3	14,2	54,0	SA	SA
	15. 9.	20,1	127,2	0	17,8	A	SA
2001	1. 6.	39,3	217,5	15,8	108,2	SA	SA
	30. 6.	23,1	141,3	0	32,0	A	SA
2002	17. 6.	34,9	241,2	11,4	131,9	SA	SA
	12. 7.	23,1	159,1	0	49,8	A	SA
2003	1. 8.	36,2	207,3	12,9	98,0	SA	SA
	28. 8.	18,7	163,2	0	53,9	A	SA
2004	27. 8.	28,1	142,7	4,8	33,4	SA	SA
	21. 9.	15,3	132,3	0	23,0	A	SA
2006	3. 7.	37,6	224,3	14,3	115,0	SA	SA
	28. 7.	21,4	148,7	0	39,4	A	SA

<sup>1</sup>Season, <sup>2</sup>Water supply, <sup>3</sup>Available water supply, <sup>4</sup>Intervals of soil water

<sup>4</sup>Intervaly vlhkosti pôdy:

A – aridný (<BV) – arid interval

SA – semiaridný (BZD – BV) – semiarid interval (PLA – WP)

SU – semiuvidický (MKK – BZD) – semiuvidic interval (MCC)

U – uvidický (>MKK) – uvidic interval (>MCC)

Tab. 3 Klimatické charakteristiky v suchých fázach vegetačného obdobia  
Table 3 Climatic characteristics in the dry periods of growing season

Obdobie <sup>1</sup> od-do	Teplota °C	Zrážky celkom	v mm <sup>3</sup> porastové	Počet zrážkových dní <sup>4</sup>			
				celkom	< 2 mm	2–5 mm	> 5 mm
1.–31. 7. 1988	20,2	12,3	3,4	8	5	3	–
5.–20. 8. 1988	21,4	–	–	–	–	–	–
1.–30. 9. 1989	15,4	16,0	7,1	9	6	3	–
11. 7.–31. 8. 1990	19,1	16,6	7,9	9	5	3	–
2. 8.–16. 9. 1991	17,9	11,2	2,6	11	10	1	–
14. 7.–31. 8. 1992	23,0	5,4	2,0	6	5	1	–
28. 7.–22. 8. 1993	19,5	7,0	3,9	3	2	–	–
14. 7.–11. 8. 1994	24,9	12,2	6,9	6	5	–	–
3.–21. 8. 1995	20,9	10,9	5,4	6	3	2	–
22. 7.–30. 9. 1997	18,0	33,8	14,1	16	9	5	1
23. 7.–15. 8. 1999	17,8	16,9	7,5	8	5	3	–
1. 8.–15. 9. 2000	18,7	12,9	6,2	7	4	3	–
1. 6.–30. 6. 2001	16,8	18,1	9,4	11	7	4	–
17. 6.–12. 7. 2002	21,5	4,6	2,7	1–	1	–	–

<sup>1</sup>Season, <sup>2</sup>Temperature, <sup>3</sup>Precipitation, <sup>4</sup>Numbers of days with precipitation

suchých períód dokumentuje aj skutočnosť, že z 19. suchých períód sme v 14. analyzovali na ich konci nulovú zásobu využiteľnej vody. Reakcia prízemnej, plytko koreniacej vegetácie spočívala vo vädnutí a vysychaní listov a postupne aj ich hynutím.

V celom fyziologickom profile pôdy (0–100 cm) boli zásoby využiteľnej vody priaznivejšie, pokiaľ sa týka celkovej zásoby. Možno to odvodniť už spomínanou stratifikáciou vlhkosti pôdy a z nej vyplývajúcich vyšších zásob vody v hlbších vrstvách pôdy. Čiastočnú zásluhu na tom majú aj hydrofyzikálne vlastnosti pôdy, osobitne zhutnený iluviálny horizont, ktorý redukuje výdaj vody kapilárnym zdvihom. Najčastejším východným stavom bola dostatočná ZV (130–90 mm), ojedinele veľmi dobrá, resp. dobrá ZV (>130 mm). Veľkosť poklesu ZV v priebehu suchých períód možno odvodniť vlhkostným stavom na ich začiatku a dĺžke ich trvania, intenzite transpirácie a výparu z pôdy. V takmer všetkých uvedených suchých períódach klesli ZV až do veľmi nízkej zásoby (<60 mm), v extrémnych prípadoch až do spodnej tretiny jej variačného rozpätia.

## ZÁVER

Existencia, produkcia a zdravotný stav lesných ekosystémov sú závislé v prvom rade od živinové-

ho režimu a dodávky potrebného množstva využiteľnej pôdnej vody. Najmenej priaznivé vlhkostné podmienky sú v nížinných a pahorkatinných oblastiach Slovenska. Vyplýva to aj z doterajších sledovaní zásob vody v lesných ekosystémoch s najviac zastúpenou drevinou, dubom. Nebezpečenstvo hrozí vegetácii aj v dôsledku často sa vyskytujúcich suchých períód, v ktorých má vodný režim zvlášť nepriaznivý priebeh.

Z hodnotenia zásob pôdnej vody, využiteľnej vody pre rastliny a ekologickej klasifikácie vlhkosti v suchých períódach vyplýva, že períódy sucha možno označiť za indikátora prírodného prostredia, ohrozujúceho druhy s vyššími nárokmi na vodu, ktoré sa prejaví ich fyziologickým oslabením, postupným vädnutím, prípadne odumretím, zhoršením zdravotného stavu a znížením ich odolnosti voči škodlivým činiteľom.

## Pod'akovanie

Táto práca bola podporená z grantu VEGA 1/3548/06 a projektu APVV-0468-06.

## LITERATÚRA

- [1] DRBAL, J.: Praktikum melioračného púdoznanstvi. SPN Praha, 1965, 230 s.
- [2] KLIKA, J., NOVÁK, V. & GREGOR, J.: Praktikum fytoecologie, ekologie, klimatologie a púdoznanstvi. Praha: ČSAV, 1954, 773 s.

- [3] KUTÍLEK, M.: Vodohospodářská pedologie. Praha: SNTL, 1966, 275 s. 19–43.
- [4] KUTÍLEK, M.: Ekologická klasifikace půdní vlhkosti. Vodní hospodářství 9, 1971, s. 250–256.
- [5] TUŽINSKÝ, L.: Výskum vody v luvizemi dubového ekosystému vo vzťahu k atmosférickým zrážkam. Lesnícky časopis- Forestry Journal, 44 (1–2), 1998, s. 87–99.
- [6] TUŽINSKÝ, L.: Bilancia vody v lesných ekosystémoch. Acta Facultatis Forestalis XLI, Zvolen: TU, 1999, s. 55–65.
- [7] TUŽINSKÝ, L.: Soil moisture in mountain spruce stand. Journal of Forest Science, 48, (1), 2002, s. 27–37.
- [8] TUŽINSKÝ, L.: Vodný režim lesných pôd. TU Zvolen: Monografia, 2004, 101 s.

### **Acta Facultatis Ecologiae, Volume 18, 2008**

Prvé vydanie – Vydala Technická univerzita vo Zvolene v roku 2008 – Počet strán 83 – 6,21 AH, 7,05 VH  
– Náklad 200 výtlačkov – Vytlačilo Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 21. 1. 2008, číslo EP 179/2008 – registračné číslo MK SR 3010/2003 – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X

ISSN 1336-300X



9 771 336 130003 81