

recenzovaný zborník príspevkov z vedeckej konferencie

DENDROLOGICKÉ DNI V ARBORÉTE MLYŇANY SAV 2014

"Prostredie a vitalita drevín"

Arborétum Mlyňany SAV,
detašované pracovisko
Ústavu ekológie lesa SAV

Vo Vieske nad Žitavou,
18. septembra 2014



Arborétum Mlyňany SAV



Ústav ekológie lesa SAV



Slovenská spoločnosť pre
poľnohospodársku, lesnícku
a veterinárnu vedu pri SAV

Vedecký výbor konferencie:

RNDr. Ing. Jaroslav Rožnovský, CSc., ČHMU Brno, Česká republika
Dr. Géza Kósa, Ústav ekológie a botaniky, Vácrátót, Maďarsko
doc. Dr. Ing. Petr Salaš, Mendlova univerzita v Brne, Česká republika
Mgr. Marek Vaculík, PhD., Katedra fyziológie rastlín, UK v Bratislave
prof. Ing. Ján Supuka, DrSc., Katedra záhradnej a krajinnej architektúry, SPU v Nitre
doc. Ing. Ivan Lukáčik, CSc., Arborétum Borová hora, TU vo Zvolene
RNDr. Alena Gajdošová, CSc., Ústav genetiky a biotechnológií rastlín SAV
Ing. Jana Konôpková, PhD., Arborétum Mlyňany SAV detašované pracovisko Ústavu ekológie lesa SAV

Recenzenti príspevkov:

prof. Ing. Eduard Bublinc, CSc., Katedra biológie a ekológie, Katolícka univerzita v Ružomberku
Ing. Pavol Eliáš, PhD., Katedra botaniky, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre
Ing. Peter Bokor, PhD., Katedra ochrany rastlín, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre
Ing. Ján Kollár, PhD., Katedra biotechniky zelene, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre

Organizačný výbor konferencie:

Ing. Peter Ferus, PhD.
Ing. Marek Barta, PhD.
Ing. Jana Konôpková, PhD.
Mgr. Dominika Bošiaková
Ing. Zuzana Švecová

Zborník zostavili:

Ing. Marek Barta, PhD.
Ing. Peter Ferus, PhD.

ISBN 978-80-971113-2-8

OBSAH

BAKAY, L. – PÁSTOR, M. Krajinotvorný význam jarabiny oskorušovej (<i>Sorbus domestica</i> L.) a gaššana jedlého (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	5
BARTA, M. Vplyv huby <i>Beauveria bassiana</i> endofyticky kolonizujúcej pagaštan konský na vývoj ploskáčika pagaštanového, <i>Cameraria ohridella</i>	8
BARTA, M. – FERUS, P. Potential spatial distribution modelling of non-native bruchid beetle <i>Megabruchidius tonkineus</i> in Slovakia	15
ČABOUN, V. Vplyv prostredia na kondíciu a vitalitu drevín	24
ELIÁŠ, P. Zmeny v rozšírení imelovcovitých (<i>Loranthaceae s.l.</i>) na Slovensku	32
FERUS, P. – BENIAKOVÁ, S. Šírenie sa invázneho pajaseňa žliazkatého (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle) v meste Prievidza: úloha odlišnej štruktúry správy zelene	42
FILOVÁ, A. Možnosti využitia techník in vitro v množení vybraných chemotypov tisu (<i>Taxus</i> spp.)	49
GAJDOŠOVÁ, A. – LIBIAKOVÁ, G. Uplatnenie pletivových kultúr v klonálnom množení drevín	55
GÁPER, J. – GÁPEROVÁ, S. A worldwide geographical distribution and host preferences of <i>Fomes fomentarius</i>	57
GÁPEROVÁ, S. – FERANCOVÁ, S. – GÁPER, J. – SOCHULIAKOVÁ, L. Vitalita a hniloby drevín Oravského regiónu	64
HEJDA, M. Invazní dreviny a jejich role v krajine a vegetaci	72
HOŤKA, P. – JEŽOVIČ, V. – KONŔPKOVÁ, J. Zhodnotenie sortimentu odrôd ruží v najvýznamnejších rozáriach centrálnej časti strednej Európy	73
KIŠACOVÁ, A. – BARANEC, T. – GALUŠČÁKOVÁ, Ľ. – IKRÉNYI, I. Fenologický monitoring vybraných taxónov slivky trnkovej – <i>Prunus spinosa</i> L. (s.l.)	80
KONŔPKOVÁ, J. – BOŠIAKOVÁ, D. – BIBEŇ, T. Vzdyzelené dráče v Arboréte Mlyňany SAV a možnosti ich rozmnožovania	88
KUKLA, J. – KUKLOVÁ, M. Vývoj vegetácie v segmentoch trvalých ekologických podmienok k.ú. obce Dobrá Niva	97
KUNCA, A. – LEONTOVYČ, R. – GALKO, J. a kol. Vetrová kalamita Žofia z 15.5.2014 v lesoch Slovenska a návrh opatrení ochrany lesa	105
LEONTOVYČ, R. – KUNCA, A. – LONGAUEROVÁ, V. – MAĽOVÁ, M. – ADAMČÍKOVÁ, K. Vývoj zdravotného stavu jaseňov na Slovensku	113
MAJEROVÁ, J. – DITMAROVÁ, Ľ. – PŠIDOVÁ, E. Porovnanie biochemickej reakcie dvoch vybraných proveniencií smreka obyčajného v procese riadenej dehydratácie	119
MAŇKA, P. - GALGÓCI, M. - KORMUŤÁK, A. Genetická premenlivosť v hybridných rojoch borovice horskej (<i>Pinus mugo</i> Turra) a borovice lesnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) a kontrolných populáciách týchto druhov	124
MAŇKA, P. - GALGÓCI, M. - KORMUŤÁK, A. Prvé hodnotenie výskumnej plochy hybridov jedlí (<i>Abies</i> spp.) v Plaveckom Petri	131
MUDRONČEKOVÁ, S. – ŠALAMON, I. – BARTA, M. <i>Beauveria bassiana</i> (Bals.-Criv.) Vuill. v interakcii s populáciami lykožrúta smrekového (<i>Ips typographus</i> L.) na Slovensku a v zahraničí	138
PASTIRČÁK, M. – MAJESKÁ, M. – FERUS, P. – GUBIŠ, J. Choroby rododendronov spôsobené hubovými patogénmi	145

PASTIRČÁKOVÁ, K. – IVANOVÁ, H. – PASTIRČÁK, M. Druhová diverzita húb na boroviciach (<i>Pinus</i> spp.) v mestskej a mimomestskej vegetácii	150
PAŽITNÝ, J. – BOLVANSKÝ, M. – ADAMČÍKOVÁ, K. Vplyv meteorologických podmienok a podmienok stanovišta na rozšírenie huby <i>Cryphonectria parasitica</i> v starých gaštanových sadoch na Slovensku	158
POLLÁKOVÁ, N. – CHLPÍK, J. – MACÁK, M. – FERUS, P. Fyzikálne vlastnosti pôdy pod vybranými druhmi drevín v Arboréte Mlyňany SAV	165
POLLÁKOVÁ, N. – KONŔPKOVÁ, J. – MAKOVÁ, J. – HOŤKA, P. Organická hmota a biologická aktivita pôdy pod vybranými drevinami v Arboréte Mlyňany SAV	171
ROŽNOVSKÝ, J. – SALAŠ, P. Dopady možné zmeny klímatu na dreviny a ostatní vegetační prvky	177
SALAŠ, P. – DOKOUPIL, L. – VLK, R. – ROŽNOVSKÝ, J. Méně známé ovocné druhy – pěstování a možnosti využití	184
TÁBOR, I. Přínos Arboreta Mlyňany pro introdukci dřevin do Průhonic	191
TAKÁČOVÁ, E. – BEDNÁROVÁ, D. Vplyv klimatických zmien na kvantitu a kvalitu semena smreka obyčajného [<i>Picea abies</i> (L.) Karst.]	196
VACULÍK, M. – VACULÍKOVÁ, M. – LUX, A. Vyžitie rychlorastúcich drevín vo fytozemediáciách	202
VOOKOVÁ, B. – HŘIB, J. – ADAMEC, V. – SEDLÁČEK, V. – KORMUŤÁK, A. Comparison of two embryogenic cell lines of silver fir (<i>Abies alba</i> Mill.)	207
Zoznam autorov	211

KRAJINOTVORNÝ VÝZNAM JARABINY OSKORUŠOVEJ (*SORBUS DOMESTICA* L.) A GAŠTANA JEDLÉHO (*CASTANEA SATIVA* MILL.)

LANDSCAPING IMPORTANCE OF THE TRUE SERVICE TREE (*SORBUS DOMESTICA* L.) AND EUROPEAN CHESTNUT (*CASTANEA SATIVA* MILL.)

Ladislav Bakay, Michal Pástor

BAKAY, L. – PÁSTOR, M. 2014. Krajnotvorný význam jarabiny oskorušovej (*Sorbus domestica* L.) a gaštana jedlého (*Castanea sativa* Mill.). In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 5-7. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: The true service tree (*Sorbus domestica* L.) is a scattered broadleaved tree species, which grows in cultural landscapes as an extensive fruit tree or a rare forest species in the south Slovakia. It is sub-mediterranean tree species with its northern boarder of distribution in Slovakia. European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) is a multipurpose introduced tree species which is grown as an important fruit tree in orchards, but also has successfully expanded into forests as an ameliorative and melliferous tree species. These two species are dominant components in every type of landscape.

KEY WORDS: True service tree • European chestnut • landscaping importance

Ani jedna ovocná drevina nie je u nás tak zahalená tajomstvom ako jarabina oskorušová – oskoruša, ozgoruša, barkóca, berkenye. Táto extenzívna ovocná drevina sa používala hojne na vymedzenie pozemkov – parciel. V nemecky hovoriacich krajinách bola oskoruša vyslovene stromom pre tento účel, čo sa zachovalo aj v historickej listine popisu hranice z roku 779 z Würzburgu : „dar der spirboum stuont“ – tam kde rastie oskoruša.

Oskorušu môžeme nájsť v celej mediteránnej oblasti. Severná hranica rozšírenia prebieha v Európe cez Severné Porýnie – Westfálsko, Dolné Sasko, Sasko- Anhaltsko, Durýnsko, Bavorsko, (najsevernejšie výskyty oskoruše sú v SRN približne na 51° s.š.) pokračuje na južnú Moravu, južné Slovensko, Maďarsko, do Rumunska a na Krym. Zjednodušene, oskoruša rastie ruka v ruke s viničom a ich ekologické nároky sú rovnaké, preto je oskoruša pokladaná za drevinu vinohradov. Na pôdu je nenáročná, na zamokrenie je citlivá. Vyhovujú jej úrodné, hlboké a stredne hlboké pôdy, je však vytlačená do plytkých pôd, na xerothermné stanovištia, kde je rastový potenciál iných stromov oslabený a oskoruša sa vie dostať do úrovne porastu. Patrí medzi naše zriedkavé, sucho a teplo tolerujúce druhy drevín (LARRIEU a kol. 2013). Tolerancia voči vodnému deficitu v pôde bola pri tejto drevine potvrdená aj experimentálne (PAGANOVÁ a kol. 2009). Koreňový systém je srdcovitý, ktorý je v mladosti vytváraný viacerými kolovými koreňmi. Koreňový systém dokáže stabilizovať aj svahy s ťažkou ílovitou pôdou. Svetelné podmienky rozhodujú o raste, prežívaní a vitalite tejto dreviny. Oskoruša je výrazne svetlomilná, nedostatok svetla oskoruša netoleruje. Vyhovujú jej oblasti, kde sa priemerné januárové teploty pohybujú v rozpätí od -1,8 °C do -5,0 °C, priemerné júlové teploty od 16,5 °C do 20,0 °C a priemerné ročné teploty od 7,5 °C do 9,0 °C. Vyhľadáva výhrevné svahy exponované na Z,JZ, J a JV. V chladnejších podmienkach sa vyskytuje ojedinele, severnejšie výskyty sú antropogénneho pôvodu. Optimálny ročný úhrn zrážok pre oskorušu sa pohybuje v rozmedzí 610 až 700 mm, avšak toleruje sucho.

Oskoruša je monotypický druh, čo znamená, že sa nekríži s ostatnými jarabinami, dá sa povedať, že z botanického hľadiska je fádna. Túto fádnosť kompenzuje obrovskou variabilitou plodov. Počas mapovania oskoruš sa zistili ďalšie plodové formy ako napr. f. *zemplinensis* – plod asymetrický väčších rozmerov, f. *pisiformis* – plody malé, hráškovité, f. *micropyrifomis* – drobné hruškovité plody, f. *racemosa* – plody sú dlho v strapcoch a tak aj uschýňajú na strome a f. *fusiformis* – vretenovité plody stredných rozmerov. U nás nie sú registrované žiadne kultivary oskoruše. V

Ukrajine je registrovaná odroda „Rumjane jablczko“, ktoré sa vyznačuje krásnou karmínovočervenou farbou. V Nemecku sa bežne rozmnožujú krajové odrody pod názvami 'Bovender Nordlicht' a 'Sossenheimer Riesen'. Obe odrody sa vyznačujú väčšími rozmermi plodov. V Budapešti a v Lednici sa v súkromných zbierkach nachádzajú zvláštne odrody oskoruše tzv. koženáče. Plody pripomínajú miniatúrne napodobneniny odrody jablka 'Kožená reneta'. Na Slovensku sa našli pozoruhodné jedince s veľkými plodmi v Čebovciach a Kosihovciach. V Brhlovciach plody jedného staršieho jedinca dokonca nie sú trpké ani pred uhniličením a dajú sa konzumovať bez toho, aby nám „stiahlo ústa“.

Na Slovensku nie je registrovaná väčšia produkčná plocha oskoruše okrem fenologickej záhrady, respektíve sadu oskoruše na Skúšobnej stanici ÚKSÚP v Dolných Plachtinciach, kde sa nachádza 60 jedincov tejto dreviny z celkovo 10 slovenských a jednej rakúskej lokality. Tento sad bol založený za účelom fenologického monitoringu jednotlivých proveniencií a samozrejme uchovania genetickej variability tejto cennej dreviny.

Gaštan jedlý je jednou z mála introdukovaných drevín, ktorá významne dopĺňa pôvodné drevinové zloženie lesných biotopov a zároveň pozitívne obohacuje biologickú diverzitu. Aj napriek jeho pomerne obmedzenému výskytu, v našich podmienkach tento druh zaujíma rozmanité i menej rozmanité stanovištia. História samotného gaštana jedlého siaha do dávnych čias, kedy rozkvitela existencia takých národov, akými boli starovekí Gréci a neskôr Rimania. Práve tieto národy zo Stredomorskej oblasti sa veľmi výraznou mierou zaslúžili o rozšírenie a preskúmanie tejto nesmierne hodnotnej dreviny.

Dominantnou oblasťou rozšírenia tejto dreviny je oblasť Stredozemného mora (Francúzsko, Taliansko, Španielsko, Portugalsko, Turecko, Grécko). Pre jeho vysoký ovocinársky potenciál sa rozšíril aj do Ukrajiny, Rumunska, Maďarska, Česka, Slovenska, Rakúska, Švajčiarska, Nemecka i Poľska, kde tvorí severnú hranicu pestovania.

Vyskytuje sa predovšetkým ako ovocný strom v pásme pahorkatín, veľmi zriedkavo v rovinách. V lesoch dominuje v pásme dubín a len ojedinele sa vyskytuje ako prímes s bukom, ale nikdy nie v pravých bučinách. Gaštan jedlý je listnatý, opadavý strom so širokou a rozľahlou korunou. Kôra u mladých jedincov je hladká, no v staršom veku hlboko rozbrázdnená, s olivovo hnedou až sivohnedou borkou. Má kolovitý koreňový systém, ktorý je bohato rozvetvený hlavne do hĺbky.

Gaštan treba pri posudzovaní nárokov na teplo charakterizovať ako drevinu teplých a miernych klimatických pásiem stredomorskej oblasti, kde sa dĺžka vegetačnej periódy pohybuje od 180 do 240 dní. Priemerná ročná teplota v hlavnom pásme rozšírenia sa pohybuje v rozmedzí 10-15°C (BENČAĽ 1960). Obľubuje čerstvé pôdy, dobre prevzdušnené a nezbahnené. Kvôli svojmu špecifickému koreňovému systému dobre znáša letné, ba niekedy i silné preschnutie pôdy. Darí sa mu aj v pôdach mierne až stredne vlhkých. V pravých, silne vlhkých pôdach rastie rýchlo, ale drevo stráca na akosti a strom vytvára iba málo listov a ovocia. Neznáša mokré pôdy, ktoré disponujú zlou prevzdušnenosťou (CAMUS 1929). Náročnosť gaštana na svetlo sa musí hodnotiť osobitne v južných a severných oblastiach. Smerom od juhu na sever stúpa jeho náročnosť na svetlo a klesá znášanie tieňa, pravdepodobne v závislosti od poklesu teploty a intenzity slnečného žiarenia (BENČAĽ 1960).

Podobne ako u oskoruši, tak i gaštan disponuje veľkou variabilitou plodov. Podľa veľkosti, tvaru a farby plodov sa pozorovali u nás nasledujúce formy: f. macrocarpa Khar. – veľkoplodé gaštany so šírkou plodov nad 2,5 cm; f. microcarpa (Lav.) Khar. – drobnoplodá forma s veľkosťou plodov 1,3-1,9 cm; f. elongata Khar. – s pretiahnutými plodmi, výška plodu prevyšuje šírku; f. depressa Khar. – plody stlačeného elipsoidného tvaru; f. rubida Khar. Plody červenkastého odtieňa alebo gaštanovočervenej farby a f. pubicarpa Khar. s plstnatými plodmi na povrchu. V záhradnej architektúre sú známe kultivary: 'Argenteovarietata' – pestrolistý; 'Aspleniifolia' – strihanolistý; 'Pendula' – previsnutý; 'Pyramidalis' – ihlanovitý a 'Fastigiata' – stĺpovitý.

Jarabina oskorušová a gaštan jedlý sú dominantnými krajnotvornými prvkami v krajine, ktorú výrazne obohacujú. Väčšina oskoruší sú stromy obrovských rozmerov, ktoré fungujú ako pomníky historickej krajinej štruktúry, v opustených sadoch a viniciach v sprievode úžasného genetického materiálu krajových a starých odrôd ovocia. Sceľovanie pozemkov, rušenie remízok a vetrolamov prispelo k terajšiemu stavu, kde si oskoruša musí vy dobyť nové miesto v krajine, ktorej

spôsob využívania sa zmenil. Na oskorušu sa dlho zabúdalo. Dnes tento druh zažíva opätovný návrat a teší sa väčšiemu záujmu než tomu bolo v minulosti.

POĎAKOVANIE

Príspevok bol podporený z projektu IPA 5/2014 „Ekológia a variabilita gaštana jedlého (*Castanea sativa* Mill.) v oblasti Modrého Kameňa.

LITERATÚRA

BENČAĽ, F. 1960. Rozšírenie gaštana jedlého (*Castanea sativa* Mill.) a jeho stanovištné podmienky na Slovensku. Bratislava: Vydavateľstvo VEDA, 1960. 172 s.

CAMUS, A. 1929. Les Châtaigniers. Monographie des genres *Castanea* et *Castanopsis*. Paris. In BOLVANSKÝ, M. a kol. 2008. Gaštan jedlý (*Castanea sativa* Mill.): Biológia, pestovanie a využívanie. Nitra: SPU, 2008. 169 s. ISBN 978-80-552-0076-7.

LARRIEU, L., GONIN, P., COELLO, J. 2013: Autecology of the Wild service tree (*Sorbus torminalis* (L.) Crantz), the Service tree (*Sorbus domestica* L.) and the other *Sorbus* species. In : Gonin P. (coord.) a kol. - Autecology of broadleaved species. Paris : IDF, 2013. 65 p.

PAGANOVÁ, V., JUREKOVÁ, Z., DRAGÚŇOVÁ, M., LICHTNEROVÁ, H., 2009: Physiological responses of service tree (*Sorbus domestica* L.) under conditions of differentiated water regime, In: Acta horticulturae et regiotecturae, mimoriadne číslo, Nitra, 2009. s. 13-33.

Adresa autorov

Ing. Ladislav Bakay, PhD., KBZ FZKI, SPU v Nitre, Tulipánova 7, 949 76 Nitra,
e-mail: lazlo.bakay@gmail.com

Ing. Michal Pástor, KPTK FEE, TU vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen,
e-mail: michalpastor65@gmail.com

VPLYV HUBY *BEAUVERIA BASSIANA* ENDOFYTICKY KOLONIZUJÚCEJ PAGAŠTAN KONSKÝ NA VÝVOJ PLOSKÁČIKA PAGAŠTANOVÉHO, *CAMERARIA OHRIDELLA*

IMPACT OF ENDOPHYTIC *BEAUVERIA BASSIANA* COLONIZING HORSE CHESTNUT TISSUE ON DEVELOPMENT OF HORSE-CHESTNUT LEAF MINER, *CAMERARIA OHRIDELLA*

Marek Barta

BARTA, M. 2014. Vplyv huby *Beauveria bassiana* endofyticky kolonizujúcej pagaštan konský na vývoj ploskáčika pagaštanového, *Cameraria ohridella*. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 8-14. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: We studied an impact of endophytic fungus, *Beauveria bassiana*, asymptotically colonizing plant tissues, on development of larvae of herbivorous insect species. In the laboratory conditions we were successful at artificial establishing of trophic relationship among *B. bassiana*, horse chestnut, and horse-chestnut leaf miner. Our intention was to measure the effect of the endophytic fungus on the leaf miner larvae boring in leaves of horse chestnut. Our laboratory observations revealed significant reduction in a size of blotch mines made by larvae and a size of pupae of larvae developing in leaves colonized by *B. bassiana* when compared with non-colonized plants. Cumulative mortality of larvae due to *B. bassiana* infection was not high (5.5%) on *B. bassiana* colonized plants indicating that the main effect of the fungus on larvae was through its secondary metabolites (toxins). Total mortality (including mycosis) of larvae and pupae reached 24% that was significantly greater when compared with mortality on control plants.

KEY WORDS: Endophytic fungi • herbivorous insects • tri-trophic interactions

ÚVOD

Beauveria bassiana (Bals.-Criv.) Vuill. (Ascomycota, Hypocreales) je v prírode bežne rozšírená mikroskopická huba parazitujúca na mnohých druhoch článkonožcov a vyvolávajúca akútne mykotické ochorenie známe tiež ako „biela muskardina“. *B. bassiana* sa môže vzdušnými spórmi – konidiami – veľmi rýchlo šíriť medzi hostiteľskými populáciami a infikovať hostiteľa prenikaním zárodočnej hýfy cez kutikulu (HAJEK a St LEGER 1994). Mnoho kmeňov druhu *B. bassiana* už bolo izolovaných, kultivovaných v *in vitro* podmienkach a testovaných proti rôznym skupinám hmyzu, prioritne proti druhom ohrozujúcim pestované kultúry v agrárnom a lesnom hospodárstve (napr. FENG a kol. 1988, LEGASPI a kol. 2000). Entomopatogénne vlastnosti druhu *B. bassiana* sú dobre popísané a využívané v stratégii biologickej ochrany rastlín. Avšak, okrem dobre známych entomopatogénnych schopností tohto druhu, bola tiež pozorovaná endofytická asociácia *B. bassiana* s pletivami cievnatých rastlín. Endofyty sú organizmy, ktoré kolonizujú rastlinné pletivá a spôsobujú tzv. bezpríznakové (asymptomatické) infekcie zdravých rastlín (WILSON 1995). Endofytické huby, zastupujúce najmä druhy z taxonomickej skupiny askomycét, už boli v podstate detegované vo všetkých rastlinných druhoch skúmaných na prítomnosť endofytov (ARNOLD a kol. 2000). *B. bassiana* môže tiež existovať ako prirodzený endofyt v širokom spektre druhov rastlín. Nedávne štúdie ukazujú, že *B. bassiana* môže prežiť ako endofyt aj po cielenej – umelej – inokulácii rastlín. Mycélium huby *B. bassiana* teda dokáže preniknúť, kolonizovať a pretrvávať v rastlinných pletivách aj po umelej inokulácii testovaných rastlín. BING a LEWIS (1991, 1992) dokázali, že *B. bassiana* je schopná infikovať napríklad rastliny kukurice cez epidermu, môže pretrvávať v rastlinách počas celého vegetačného obdobia a môže byť spätne izolovaná do *in vitro* podmienok z kolonizovaných pletív. *B. bassiana* preukázala schopnosť endofyticky kolonizovať pletivá banánovníka po umelej inokulácii a prežívať v

pletivách minimálne 63 dní. Po inokulácii koreňov banánovníka, huba dokázala kolonizovať aj nadzemné časti testovaných rastlín (BARTA 2011). Dodnes bola *B. bassiana* úspešne umelo inokulovaná na rastlinách ako sú kukurica (BING a LEWIS 1991, 1992, CHERRY a kol. 1999, ARNOLD a LEWIS 2005), zemiaky (JONES 1994), rajčiak (LECKIE 2002), kakaovník (POSADA a VEGA 2005), mak (QUESADA-MORAGA a kol. 2006), bavlník (PAMPAPATHY a kol. 2010), pšenica (PAMPAPATHY a kol. 2010) a banánovník (AKELLO a kol. 2007, BARTA 2011). Úloha endofytov v rastlinných pletivách nie je zatiaľ celkom objasnená a je predmetom intenzívneho výskumu. Spočiatku boli endofyty považované vo vzťahu s rastlinami za neutrálne organizmy, t.j. neprinášajú pre hostiteľa úžitok ani mu nespôsobujú ujmu. No v súčasnosti, nie je pochýb o tom, že endofyty zohrávajú dôležitú úlohu v hostiteľských rastlinách napríklad v ovplyvňovaní fyziologických vlastností (napr. odolnosť voči stresovým podmienkam), alebo v ochrane hostiteľa pred biotickými faktormi prostredia (herbivorný hmyz a patogény) (AZEVEDO a kol., 2000).

Cieľom tejto práce bolo zhodnotiť vplyv endofytickej huby *B. bassiana* kolonizujúcej pletivá listov pagaštanu konského, *Aesculus hippocastanum* L., na vývoj ploskáčika pagaštanového, *Cameraria ohridella* Deschka et Dimić, parazitujúceho v pletivách inokulovaných rastlín.

MATERIÁL A METÓDY

Na inokuláciu rastlín pagaštanu konského sme použili endofytický izolát *B. bassiana* získaný z listu *Tilia platyphyllos* Scop. v Arboréte Mlyňany SAV (48°19'11"N, 18°22'07"E). Testované rastliny boli 2-ročné semenáče pagaštanu konského pestované v plastových kontajneroch (Ø 11 cm). Dospelé jedince ploskáčika pagaštanového použité v experimente boli odchytené pomocou entomologickej siete v lokalite Veľký Cetín (48°13'47"N, 18°10' 21"E). Kukly ploskáčika pagaštanového boli získané z napadnutých listov pagaštanu tiež z lokality Veľký Cetín.

Na dopestovanie potrebného množstva konidií huby *B. bassiana* sme použili štandardné kultivačné postupy (BARTA 2010). Pred prípravou suspenzie konidií sme vyhodnotili ich životaschopnosť testom klíčivosti nasledovne: 1 ml suspenzie konidií (vodná suspenzia konidií s koncentráciou 1×10^6 spór/ml a pridaním Tweenu 80 0,01% (w/v)) sme odpipetovali na povrch 2% agaru (w/v) v petriho miske (Ø 60 mm) a inkubovali pri $25 \pm 2,0^\circ\text{C}$. Po 12 hodinách sme stanovili percentuálny podiel vitálnych konidií mikroskopickým (zväčšenie 250 \times) vyhodnotením klíčivosti 4 \times 100 konidií na rôznych miestach misky. Podmienkou použitia konidií na inokuláciu rastlín bola miera ich klíčivosti nad 95%. Pred inokuláciou rastlín sme otestovali tiež virulenciu endofytického izolátu voči kuklám ploskáčika pagaštanového. Sto kukiel ploskáčika sme ponorili na 5s do vodnej suspenzie konidií (s koncentráciou 1×10^6 spór/ml). Takto ošetrované kukly sme položili na 2 min. na sterilný filtračný papier pre odstránenie prebytočnej suspenzie. Následne sme kukly umiestnili do petriho misky tak, aby sa navzájom nedotýkali, a inkubovali ich pri $25 \pm 2,0^\circ\text{C}$. V miske sme udržiavali vysokú vzdušnú vlhkosť pomocou navlhčeného filtračného papiera. Po 14 dňoch sme vyhodnotili podiel infikovaných kukiel. Ďalších 100 kukiel sme použili ako kontrolu. Kukly v kontrole sme inkubovali a vyhodnotili rovnakým spôsobom, no ošetrili sme ich ponorením do sterilizovaného 0,01% (w/v) vodného roztoku Tweenu 80.

Inokuláciu rastlín sme uskutočnili ponorením (na 20s) celej nadzemnej časti do vodnej suspenzie konidií s koncentráciou 1×10^7 spór/ml. Inokulované rastliny sme vložili do vreciek s transparentného PVC pre udržanie vysokej vzdušnej vlhkosti a inkubovali pri $25 \pm 2,0^\circ\text{C}$ a 12-hod. fotoperióde. Po 5 dňoch sme rastliny z vreciek vybrali a pestovali ďalších 10 dní vo vonkajších podmienkach umiestnených v klietke (2 \times 2 \times 2 m) so stenami potiahnutými jemnou nylonovou sieťkou. Po 10 dňoch sme z každej rastliny odobrali po 1 liste, tie sme povrchovo sterilizovali a 5 segmentov z každého listu sme umiestnili na povrch selekčného agarového média (BARTA 2011a). Po 10 dňoch sme overili prerastanie *B. bassiana* do agarového média na potvrdenie úspešnosti inokulácie rastlín. Rovnakým spôsobom sme hodnotili aj rastliny v kontrole, ktoré sme však ponorili do sterilizovaného 0,01% (w/v) vodného roztoku Tweenu 80. Po odobratí listu na overenie kolonizácie pletív entomopatogénnou hubou sme ošetrované aj kontrolné rastliny dôsledne opláchli sterilizovaným 0,05% (w/v) vodným roztokom Tweenu 80, čím sme chceli zabezpečiť zmytie všetkých prípadných

nevyklíčených konidií, ktoré by mohli ovplyvniť embryonálny alebo postembryonálny vývoj ploskáčika pagaštanového. Na overenie účinnosti tohto úkonu sme z každej rastliny odobrali ešte po jednom liste, ktorý sme po oboch stranách mierne pritlačili na povrch selekčného agarového média. Na odtlačkoch listov na agarovej platni sme po 10 dňoch hodnotili prípadný rast kolónii huby *B. bassiana*. 15 rastlín pagaštanu úspešne inokulovaných izolátom *B. bassiana* a 15 zdravých rastlín (bez infekcie hubou *B. bassiana*) z kontrolného variantu sme použili hostiteľské rastliny pre ploskáčika pagaštanového.

Odchytené motýle ploskáčika sme vytriedili podľa pohlavia a ku každej rastline pagaštanu, umiestnenej samostatne v kletke (0,2×0,2×0,6 m) obalenej jemnou nylonovou sieťkou, sme umiestnili po 15 samičiek a 15 samčekov. Kletky s rastlinami boli umiestnené vo vonkajších podmienkach. Po piatich dňoch sme motýle z kliek odstránili a rastliny pestovali v kliekch ďalších 23 dní, počas ktorých sme v 48-hodinových intervaloch vyhodnocovali veľkosť mín na listoch vytvorených vyvíjajúcimi sa larvami ploskáčika. Plošnú veľkosť mín sme vyhodnocovali metódami digitálnej analýzy (BARTA 2011b) fotografií listov zhotovených digitálnym fotoaparátom. Po 23 dňoch sa plocha mín na hodnotených drevinách už nezáväžovala a larvy v mínach prechádzali do štádia kukiel. Kukly sme z mín priebežne odoberali a vyhodnocovali ich veľkosť (dĺžku, šírku) a hmotnosť. Na konci experimentu (po 30 dňoch) sme všetky listy z rastlín obrali a dôsledne prezreli všetky míny, pričom sme vyhodnocovali počet všetkých mŕtvych lariev a kukiel. Mŕtve jedince sme uložili na povrch selekčného agarového média (BARTA 2010) v petriho miskách a po 10 dňoch sme vyhodnotili počet jedincov infikovaných hubou *B. bassiana*.

Na obrazovú analýzu fotografií sme použili voľne dostupný softvér ImageJ ver. 1.43u (National Institutes of Health, <http://rsbweb.nih.gov/ij/>). Tento softvér dokáže určovať počet objektov v obraze, analyzovať ich (plochu, veľkosť, hranice, počet, a pod.) a ukladať výsledky analýz do databázových súborov. Štatistické vyhodnotenie sme vykonali v programe Statgraphics Centurion XV (StatPoint, Inc.).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Použitá metóda inokulácie rastlín pagaštanu konského zabezpečila 100% úspešnosť a všetky ošetrované rastliny boli po 10 dňoch inkubácie kolonizované izolátom huby *B. bassiana*, čo sme overili spätnou re-inokuláciou huby z listov pagaštanu na agarovej platni. V kontrolných rastlinách sa nepreukázala prirodzená kolonizácia hubou *B. bassiana*. Úspešné bolo aj opláchnutie rastlín vodným roztokom Tweenu 80, pretože na odtlačkoch listov na agarovej platni ani po 10 dňoch kolónie huby *B. bassiana* nerástli. Všetky ošetrované rastliny tak mohli byť použité na testovanie s motýľmi ploskáčika pagaštanového. Vypustenie 15 samičiek a 15 samčekov ploskáčika pagaštanového ku každej rastline na 5 dní bolo dostatočné na to, aby samičky nakládli vajíčka minimálne na 10 lístkoch každej rastliny. Na každej rastline sme vyhodnocovali celkovo 10 lístkov, pričom sme počet lariev na lístku obmedzili na maximálne 3 larvy, čím sme vylúčili faktor potravej konkurencie lariev na postembryonálny vývoj. Prípadné prebytočné larvy vyvíjajúce na lístkoch sme eliminovali prepichnutím preparačnou ihlou na 7. deň po odstránení motýľov z kliek.

Vplyv endofytickej huby *B. bassiana* na embryonálny vývoj a prípadnú mortalitu vajíčok s v experimente nehodnotili. Plošnú veľkosť mín vytváraných larvami sme hodnotili každý 2. deň po vypustení motýľov z kliek s rastlinami. Priemerná veľkosť mín na listoch pagaštanu konského inokulovaných hubou *B. bassiana* a neošetrených (kontrolných) listoch je vyhodnotená v tabuľke 1. Merateľné míny sme zaznamenali na 5. deň, ich veľkosť sa v inokulovaných aj kontrolných rastlinách pohybovala okolo 1 mm². Výraznejší nárast veľkosti mín sme zistili na 11. deň, no rozdiel medzi inokulovanými a kontrolnými rastlinami nebol zatiaľ štatisticky preukazný ($F_{7,71}=0,89$; $p>0,05$). Štatisticky preukazný rozdiel vo veľkosti mín sme zaznamenali až od 17. dňa ($p<0,001$). Kým vývoj veľkosti plochy mín v čase pokračoval exponenciálnym rastom v kontrolných rastlinách ($y=0,2132e^{0,3682x}$), veľkosť mín v ošetrovaných rastlinách od 17. dňa narastala iba pozvoľna. Grafické znázornenie nárastu plošnej veľkosti mín je na obrázku 1. Od 23. dňa sa plocha mín na hodnotených drevinách už nezáväžovala a larvy v mínach prechádzali do štádia kukiel, preto sme už vo

vyhodnocovaní plošnej veľkosti mín nepokračovali. Všetky kukly sme postupne z listov vypreparovali a vyhodnocovali ich rozmery a hmotnosť. Vyhodnotenie veľkosti kukiel ploskáčika pagaštanového, ktorého larvy sa vyvíjali na rastlinách pagaštanu konského ošetrovaných a neošetrovaných hubou *B. bassiana* je uvedené v tabuľke 2. Hodnotili sme dĺžku, šírku a hmotnosť kukiel. Analýza rozptylu jednoznačne preukázala štatisticky preukazné rozdiely vo všetkých troch sledovaných parametroch. Jedince, ktoré ukončili svoj postembryonálny vývoj do štádia kukly na rastlinách kolonizovaných endofytickou hubou *B. bassiana* mali preukazne kratšie ($F_{21,19}=980,48$; $p<0,01$) a užšie ($F_{21,19}=141,51$; $p<0,01$) kukly s nižšou priemernou hmotnosťou ($F_{21,19}=194,73$; $p<0,01$), než jedince vyvíjajúce sa na kontrolných, neošetrovaných rastlinách. Z uvedených výsledkov môžeme konštatovať, že prítomnosť endofytickej huby *B. bassiana* v pletivách rastlín malo signifikantný vplyv na vývoj herbivorného hmyzu žijúceho v pletivách takýchto rastlín. Podobný efekt bol pozorovaný aj prípade iných entomopatogénnych húb, hostiteľských rastlín a herbivornom hmyze. Napríklad, listy pšenice kolonizované hubou *B. bassiana* spôsobili zníženie hmotnosti koníkov *Chortoicetes terminifera* (Walker, 1870), ktoré boli kŕmené listami takejto pšenice (PAMPAPATHY a kol. 2010). Prítomnosť endofytickej huby *B. bassiana* v pletivách kukurice mala za následok tvorbu kratších chodbičiek v stebľoch larvami motýľov *Ostrinia nubilalis* (Hübner, 1796) a *Sesamia calamistis* (Hampson, 1910) (BING a LEWIS 1991, CHERRY a kol. 2004). Banánovníky kolonizované hubou *B. bassiana* boli menej poškodzované škodcom *Cosmopolites sordidus* (Germar, 1824) (AKELLO a kol. 2008). Okrem vplyvu na rast a vývoj, resp. príjem potravy, môžu endofytické huby ovplyvňovať aj reprodukčnú schopnosť herbivorného hmyzu. Voška bavlíniková, *Aphis gossypii* Glover, 1877, mala preukazne nižšiu reprodukčnú schopnosť, ak sa vyvíjala na bavlíniku kolonizovanom entomopatogénnymi hubami *B. bassiana* a *Lecanicillium lecanii* R. Zare et W. Gams, než na „zdravých“ rastlinách (PAMPAPATHY a kol. 2010).

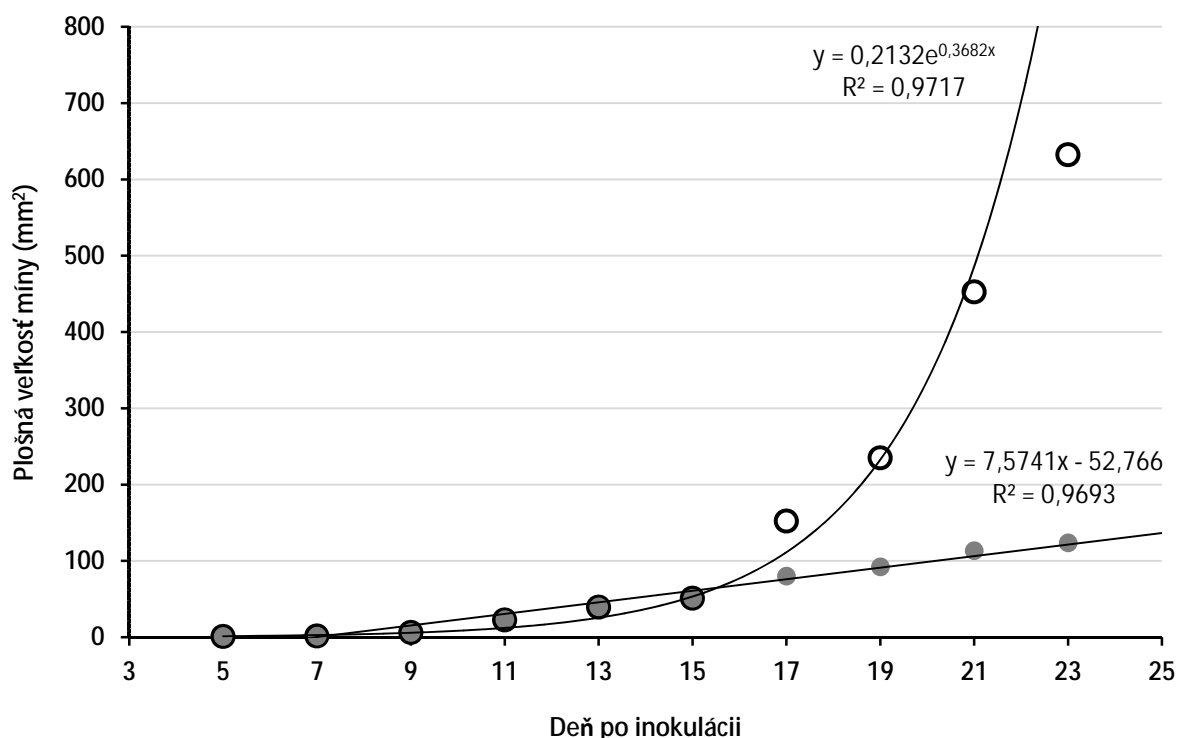
Tab. 1. Priemerná veľkosť mín (plocha \pm SE; mm²) vytvorených larvami ploskáčika pagaštanového na listoch pagaštanu konského inokulovaných hubou *B. bassiana* a neošetrovaných; SE – stredná chyba priemeru, rozdielne písmená za hodnotami v riadku predstavujú preukazný rozdiel stredných hodnôt, $p>0,01$.

		Plošná veľkosť mín v mm ²		
		Inokulované rastliny	Kontrola	p
Deň po infestácii rastlín ploskáčikom pagaštanovým	5.	1,06 \pm 0,015a	1,04 \pm 0,013a	0,133
	7.	1,57 \pm 0,023a	1,57 \pm 0,019a	0,942
	9.	6,32 \pm 0,067a	6,20 \pm 0,055a	0,096
	11.	23,08 \pm 0,453a	22,62 \pm 0,241a	0,399
	13.	39,88 \pm 0,426a	39,46 \pm 0,172a	0,483
	15.	51,14 \pm 0,260a	51,02 \pm 0,191a	0,701
	17.	80,23 \pm 2,728a	152,17 \pm 0,865b	< 0,001
	19.	92,26 \pm 3,138a	235,00 \pm 1,624b	< 0,001
	21.	113,48 \pm 3,859a	452,65 \pm 3,141b	< 0,001
	23.	123,69 \pm 4,206a	632,28 \pm 4,094b	< 0,001

Tab. 2. Vyhodnotenie veľkosti kukiel ploskáčika pagaštanového, ktorého larvy sa vyvíjali na rastlinách pagaštanu konského ošetrovaných a neošetrovaných hubou *B. bassiana*; rozdielne písmená za hodnotami v stĺpci predstavujú preukazný rozdiel stredných hodnôt, $p>0,01$.

	Dĺžka kukly (mm)	Šírka kukly (mm)	Hmotnosť kukly (mg)
Inokulované rastliny	3,52 \pm 0,012a	0,85 \pm 0,004a	1,50 \pm 0,007a
Kontrolné rastliny	4,44 \pm 0,022b	0,95 \pm 0,002b	1,71 \pm 0,005b
p	> 0,001	> 0,001	> 0,001

Väčšina štúdií zaoberajúcich sa vplyvom entomopatogénnych endofytických húb na herbivorný hmyz prisudzuje ich účinky, ktoré sa prejavujú zníženým poškodzovaním kolonizovaných rastlín týmto hmyzom, najmä nahromadeniu mykotoxínov v rastlinných pletivách. Entomopatogénne huby vylučujú do prostredia viaceré exotoxíny, ktoré majú negatívny vplyv na rôzne druhy hmyzu, čo bolo preukázané vo viacerých laboratórnych testoch (LI a kol. 1995, WANG a kol. 2000, QUESADA-MORAGA a kol. 2006, LECKIE a kol. 2008). Ďalším možným mechanizmom účinku endofytov je aj priama infekcia hmyzu prostredníctvom epifytických spór produkovaných endofytickými hubami na povrchu hostiteľských rastlín. Pri tomto mechanizme sa však vyžaduje rozsiahla kolonizácia pletív endofytickými hubami a ich sporulácia na rastlinnom povrchu, najmä na tých miestach rastlín, kde sa hmyz pohybuje počas príjmu potravy. Priame dôkazy o takomto mechanizme účinku zatiaľ nejestvujú, hoci bolo preukázané, že entomopatogénna huba *L. lecanii* endofyticky kolonizujúca listy bavlníka v laboratórnych podmienkach infikovala aj vošky žijúce na povrchu takýchto listov (ANDERSON a kol. 2007). V našom experimente sme zaznamenali v priemere 5,5% mortalitu lariev a kukiel, na ktorých bola mikroskopicky determinovaná infekcia hubou *B. bassiana*. Keďže larvy aj kukly boli počas celého vývoja v priestore mezofylu listov, je predpoklad, že k infekcii hmyzu došlo po ich priamom kontakte s hýfami endofytickej huby. Otázka možnej sporulácie endofytov v priestoroch chodieb vytvorených larvami ploskáčika zostáva otvorená. Celková mortalita lariev a kukiel na kolonizovaných rastlinách bola v priemere 25,43% (vrátane infikovaných jedincov) a mortalita na kontrolných rastlinách dosiahla v priemere 8,57%. Rozdiel medzi ošetrovanými a kontrolnými rastlinami bol štatisticky preukazný ($F_{21,19}=26,59$; $p<0,01$). Keďže mortalita jedincov s vývojom mykózy bola v testovaní nízka, tak je možné predpokladať, že hlavný mechanizmus pôsobenia endofytickej huby *B. bassiana* na larvy ploskáčika bol prostredníctvom sekundárnych metabolitov (mykotoxínov) huby.



Obr. 1. Grafické znázornenie nárastu plošnej veľkosti (mm²) mín vytvorených larvami ploskáčika pagaštanového na listoch pagaštanu konského ošetrovaných (●) a neošetrovaných (○) hubou *B. bassiana*.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla vďaka finančnej podpore agentúry VEGA, projekt 2/0159/11, a vďaka finančným prostriedkom z rozpočtu SAV na podporu projektov MVTs (COST Action FA1103).

LITERATÚRA

- AKELLO, J., DUBOIS, T., GOLD, C. S., COYNE, D., NAKAVUMA, J., PAPARU, P. 2007. *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin as an endophyte in tissue culture banana (*Musa* spp.). In: Journal of Invertebrate Pathology, roč. 96, 2007, s. 34-42.
- AKELLO, J., DUBOIS, T., COYNE, D., KYAMANYWA, S. 2008. Effect of endophytic *Beauveria bassiana* on populations of the banana weevil, *Cosmopolites sordidus*, and their damage in tissue-cultured banana plants. In: Entomol. Exp. Appl., roč. 129, 2008, s. 157-165.
- ANDERSON, C.M.T., MCGEE, P.A., NEHL, D.B., MENSAH, R.K. 2007. The fungus *Lecanicillium lecanii* colonises the plant *Gossypium hirsutum* and the aphid *Aphis gossypii*. In: Aust. Mycol., roč. 26, 2007, s. 65-70.
- ARNOLD, A. E., LEWIS, L. C. 2005. Ecology and evolution of fungal endophytes, and their roles against insects. In: Vega FE, Blackwell M., eds. Insect-fungal associations: ecology and evolution. New York: Oxford University Press. s. 74-96.
- ARNOLD, A. E., MAYNARD, Z., GILBERT, G., COLEY, P. D., KURSAR, T.A. 2000. Are tropical fungal endophytes hyperdiverse? In: Ecology Letters, roč. 3, 2000, s. 267-274.
- AZEVEDO, J. L., MACCHERONI, W. J. R., PEREIRA, J. O., ARAÚJO, W. L. 2000. Endophytic microorganisms: a review on insect control and recent advances on tropical plants. In: Electronic Journal of Biotechnology, roč. 3, č. 1, 2000, s. 40-65.
- BING, L. A., LEWIS, L. C. 1991. Suppression of *Ostrinia nubilalis* (Hübner) (Lepidoptera: *Pyralidae*) by endophytic *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin. In: Environ. Entomol., roč. 20, 1991, s. 1207-1211.
- BING, L. A., LEWIS, L. C. 1992. Endophytic *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin in rhizome: the influence of the plant growth stage and *Ostrinia nubilalis* (Hübner). In: Biocontrol Sci. Technol., roč. 2, 1992, s. 39-47.
- BARTA, M. 2010. Pathogenicity assessment of entomopathogenic fungi infecting *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: *Coreidae*). In: Czech Mycology, roč. 62, č. 1, 2010, s. 67-78.
- BARTA, M. 2011a. Endophytic *Beauveria bassiana*: its natural occurrence in the Mlyňany Arboretum SAS and a laboratory inoculation of *Musa acuminata*. In: Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2011“, 22.11.2011. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 10-16. ISBN 978-80-970849-8-1
- BARTA, M. 2011b. Digital image analysis methods for a leaf area damage evaluation of oriental white oak, *Quercus aliena* Blume, by *Phylloxera quercina* (Ferrari, 1872). In: Zborník referátov z konferencie s medzinárodnou účasťou: „Dreviny vo verejnej zeleni“, 17.-18.5. 2011. Nitra: Ústav ekológie lesa SAV Zvolen, Pobočka biológie drevín Nitra. S. 16-22. ISBN 978-80-89408-12-2
- CHERRY, A. J., BANITO, A., DJEGUI, D., LOMER, C. 1999. Suppression of the stem borer *Sesamia calamistis* (Lepidoptera: *Noctuidae*) in maize following seed dressing, topical application and stem injection with African strains of *Beauveria bassiana*. In: Agric. Entomol., roč. 7, 1999, s. 171-181.
- CHERRY, A.J., BANITO, A., DJEGUI, D., LOMER, C. 2004. Suppression of the stem-borer *Sesamia calamistis* (Lepidoptera: *Noctuidae*) in maize following seed dressing, topical application and stem injection with African isolates of *Beauveria bassiana*. In: Int. J. Pest Manag., roč. 50, 2004, s. 67-73.
- FENG, Z., CARRUTHERS, R. I., LARKIN, T. S., ROBERTS, D. W. 1988. A phenology model and field evaluation of *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuillemin (Deuteromycotina: Hymphomycetes) mycosis of the European corn borer, *Ostrinia nubilalis* (Hbn.) (Lepidoptera: *Pyralidae*). In: Can. Entomol., roč. 120, 1988, s. 133-144.
- HAJEK, A. E., ST LEGER, R. J. 1994. Interactions between fungal pathogens and insect hosts. In: Annu. Rev. Entomol., roč. 39, 1994, s. 293-322.
- JONES, K. D. 1994. Aspects of the biology and biological control of the European corn borer in North Carolina, Ph.D. Dissertation, North Carolina State University, Raleigh.
- LECKIE, B. M. 2002. Effects of *Beauveria bassiana* mycelia and metabolites incorporated into synthetic diet and fed to larval *Helicoverpa zea*; and detection of endophytic *Beauveria bassiana* in tomato plants using PCR and ITS primers. M.S. Thesis, The University of Tennessee, Knoxville, TN.
- LECKIE, B.M., OWNLEY, B.H., PEREIRA, R.M., KLINGEMAN, W.E., JONES, C.J., GWINN, K.D. 2008. Mycelia and spent fermentation broth of *Beauveria bassiana* incorporated into synthetic diets affect mortality, growth and development of larval *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: *Noctuidae*). In: Biocontrol Sci. Technol., roč. 18, 2008, s. 697-710.
- LEGASPI, J. C., POPRAWSKI, T. J., LEGASPI, B. C. 2000. Laboratory and field evaluation of *Beauveria bassiana* against sugarcane stalkborers (Lepidoptera: *Pyralidae*) in the Lower Rio Grande Valley of Texas. In: J. Econ. Entomol., roč. 93, 2000, s. 54-59.

- LI, G.X., GAO, X.W., LIU, Q.C. 1995. Preliminary study on the culture of *Verticillium lecanii* and the insecticidal effect of its metabolites on insects. In: J. Beijing Agric. Univ., roč. 21, 1995, s. 409-415.
- PAMPAPATHY, G., SWORD, G. A., MURDOCH, G., MCGEE, P. A. 2010. Colonization of crop plants by fungal entomopathogens and their effects on two insect pests when in planta. In: Biol. Control, roč. 55, 2010, s. 34-41.
- POSADA, F., VEGA, F. E. 2005. Establishment of the fungal entomopathogen *Beauveria bassiana* (Ascomycota: Hypocreales) as an endophyte in cocoa seedlings (*Theobroma cacao*). In: Mycologia, roč. 97, 2005, s. 1195-1200.
- QUESADA-MORAGA, E., LANDA, B. B., MUÑOZ-LEDESMA, J., JIMÉNEZ-DÍAZ R. M., SANTIAGO-ÁLVAREZ, C. 2006. Endophytic colonisation of opium poppy, *Papaver somniferum*, by an entomopathogenic *Beauveria bassiana* strain. In: Mycopathologia, roč. 161, 2006, s. 323-329.
- WANG, K.Q., LI, X.M., LIU, C.L. 2000. Preliminary study on the control of greenhouse whitefly, *Trialeurodes vaporariorum* with toxin from *Verticillium lecanii* (Zimm.). In: Plant Prot., roč. 26, 2000, s. 44-45.
- WILSON, D. 1995. Endophyte – the evolution of the term, and clarification of its use and definition. In: Oikos, roč. 73, 1995, s. 274-276.

Adresa autora

Ing. Marek Barta, PhD. – Arborétum Mlyňany SAV pobočka Ústavu ekológie lesa SAV, Vieska nad Žitavou 178, Slepčany 951 52, e-mail: marek.barta@savba.sk

MODELOVANIE POTENCIÁLNEHO ROZŠÍRENIA NEPÔVODNÉHO DRUHU ZRNIARKY *MEGABRUCHIDIUS TONKINEUS* NA SLOVENSKU

POTENTIAL SPATIAL DISTRIBUTION MODELLING OF NON-NATIVE BRUCHID BEETLE *MEGABRUCHIDIUS TONKINEUS* IN SLOVAKIA

Marek Barta, Peter Ferus

BARTA, M. – FERUS, P. 2014. Potential spatial distribution modelling of non-native bruchid beetle *Megabruchidius tonkineus* in Slovakia. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 15-23. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: *Megabruchidius tonkineus* is an East Asian insect species invading seeds of *Gleditsia triacanthos* in Europe. Detailed data on its current distribution in Europe are not available and the history of its introduction into Europe is also unknown. Up to now, the species was observed in Hungary, Germany, France, Russia, and Bulgaria. In Slovakia, the first record of this species was made in Bratislava in 2011. In this study we carried out a survey on the occurrence of this alien species in the territory of south western Slovakia and the distributional data were used to construct a presence-only habitat suitability models for Slovakia using MaxEnt and Bioclim. During our study, *M. tonkineus* was observed in 14 localities of south western Slovakia. Seeds of *G. japonica* were also found infested by this species. This is the first record of *M. tonkineus* from *G. japonica* seeds. Both modelling approaches were able to model potential spatial distribution and, in general, MaxEnt performed better than Bioclim. Habitat suitability maps for all models were also created to facilitate an interpretation of the models.

KEY WORDS: Maxent • Bioclim • honey locust seed beetle • invasive species

INTRODUCTION

The honey locust seed beetle, *Megabruchidius tonkineus* (Pic, 1904) (Coleoptera: Chrysomelidae), is an East Asian insect species invading seeds of the honey locust tree (*Gleditsia triacanthos* L.) in Europe. It was first described by PIC (1904) as *Laria tonkinea* in northern Vietnam and after over 70 years it was placed it in the genus *Bruchidius* Schilsky, 1905 (WENDT 1980). Four years later a new genus *Megabruchidius* was established (BOROWIEC 1984) and *Bruchidius tonkineus* was moved into this genus.

Native range of *M. tonkineus* distribution spreads in East Asia and in the European continent it was first observed in 1980 (WENDT 1980). Detailed data on its distribution in Europe are missing and the history of its introduction into Europe is unknown. In Europe, it was first reported by WENDT (1980) from Germany (Chemnitz, Saxony), but its population did not establish there. After over 20 years this bruchid was accidentally observed in Hungary, when honey locust seed beetle adults emerged from *G. triacanthos* pods collected in a city park of Budapest during January and October 2001 (JERMY et al. 2002). In 2002, few individuals of this species were reared from seeds of *G. triacanthos* grown in southern France (Marseille) (ANTON in JERMY et al. 2002). KOROTYAEV et al. (2010) observed *M. tonkineus* in honey locust seeds in Krasnodar (Russia) in 2005. During 2010, it was observed again and studied in two different localities of Krasnodar. Its population was considered to be established in that region (KOROTYAEV 2011). Adults of *M. tonkineus* were also reared from dry pods of honey locust collected in Plovdiv (Bulgaria) in 2006 (STOJANOVA 2007). In addition, a single record of this bruchid is published from Slovakia, as well. Adults of *M. tonkineus* were obtained from honey locust pods collected in Bratislava on 20 July 2011 (MAJZLAN 2011). No other published reports on this species from Slovakia are known to us.

Biology and life history of this species is only poorly understood both in Asia and in Europe. However, recently, GYÖRGY (2007) has given some data on its biology in climate conditions of Hungary. The native host plants of *M. tonkineus* in Vietnam and China are even also unknown. In Europe, it is only known from the honey locust seeds, however *G. triacanthos* is a species of North American origin while the genus *Megabruchidius* originate from Asia. Therefore, the principal/original host plants of *M. tonkineus* should belong to the East Asian flora (KOROTYAEV 2011).

Invasive potential studies of alien species require accurate estimates of possible spatial distributions of the species in new geographic areas. Predicting potential distributions of invasive species is also essential for evaluating pest management options. Species distribution modelling tools became popular in population ecology and a variety of distribution modelling methods have been proposed (BUSBY 1991, PHILLIPS et al. 2006, ELITH et al. 2006) to study and predict potential suitable habitats for particular species. In general, these methods establish relationships between points of species' occurrence and various environmental factors to infer ecological requirements of the species in a study area using a statistical algorithm. The spatial distribution of a species is then predicted by mapping the area where these environmental requirements are met (ELITH et al. 2006).

The goal of this work was to predict suitable habitat distribution for *M. tonkineus* in the territory of Slovakia.

MATERIAL AND METHODS

In 32 localities of south-western Slovakia (Table 1) samples of honey locust pods (*G. triacanthos*) were collected between December 2013 and March 2014. In two of the localities, namely the AM SAV - K3 and AM SAV - P42 localities in Mlyňany Arboretum, pods of Japanese honey locust tree (*Gleditsia japonica* Miq.) were collected. Seeds from 50 pods of each locality were unhusked, placed in transparent plastic boxes (500ml), covered with nylon mesh lids and incubated at 25±2°C with 16/8 h (L/D) photoperiod. The seed samples were checked regularly for emerging adults during 3 months. Beetles were removed from boxes just after their eclosion and total number of adults was recorded for each locality. Localities with infested seeds were included in the spatial distribution modelling.

Distributional data (localities with infested seeds) were used to construct a presence-only habitat suitability model for *M. tonkineus* in Slovakia. We used the recently developed MaxEnt algorithm (ver. 3.3.3k; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) that has been shown to perform particularly well with presence-only data (PHILLIPS et al. 2006, ELITH et al. 2006) and is effective despite small sample sizes (HERNANDEZ et al. 2006, WISZ et al. 2008). Nineteen bioclimatic variables (WorldClim, ver. 1.4; at 30 arcseconds resolution for the period 1950-2000 (HUMANS et al. 2005)) were considered as predictors in the model (Table 2). The initial set of 19 bioclimatic variables (a Model A) was reduced to 11 temperature variables in a Model B and to 4 variables in a Model C chosen on the basis of highest relative contributions in the Models A and B (Table 3). To assess the predictive capacity of the MaxEnt models, we split the data so that the models were calibrated using 75% of the distributional species data (training data) and evaluated for predictive accuracy using the remaining 25% of the data (test data). We used logistic output format, maximum number of iterations was set to 5000 and other MaxEnt settings were kept unchanged.

We also performed supplementary modelling analyses using an alternative and well-established algorithm, Bioclim (BUSBY 1991). In contrast to MaxEnt, Bioclim does not utilize pseudo-absence (background) data (ELITH et al. 2006) and both the approaches have shown quite different predictive performance in recent comprehensive model studies (ELITH et al. 2006, HERNANDEZ et al. 2006, WISZ et al. 2008). We parameterized the Bioclim models using 2.5–97.5 percentile limits of the same combinations of predictor variables (Models A, B and C) within the distribution range in the study area. Suitable areas for the species were predicted when all of the bioclimatic variables fell in the inner range of these limit values.

To measure the accuracy of the models we computed the area under the receiver operating characteristic curve (AUC). AUC evaluates how well the model predictions discriminate between

locations, where observations are present and absent, and is one of the most widely used threshold-independent evaluators of model discriminatory power (FIELDING and BELL 1997). The AUC ranges from 0 to 1, where 1 indicates perfect discrimination, 0.5 implies that model performance is equal to that of a random prediction, and value <0.5 indicates performance worse than random. We also computed false negative rate (omission error - OE) to evaluate models' performance. Omission rate indicates the proportion of test localities that falls into area not predicted as suitable for the species (climatically unsuitable area), however the species were present in the area (PHILLIPS et al. 2006). The lower the omission rate the better model performance.

Freely available DIVA-GIS, ver. 7.5.0.0 (<http://www.diva-gis.org>) was used for all GIS operations and Bioclim modelling.

RESULTS AND DISCUSSION

Out of 32 seed samples of honey locust (Table 1) collected in south-western Slovakia 14 ones were infested with *M. tonkineus*. The range of total number of beetles emerged from positive samples varied greatly among localities. Depending on a locality, 1-179 adults emerged per 50 pods. Most of positive seed samples were only weakly infested and in 10 samples less than 10 adults developed. Greatest infestation with over 150 adults per 50 pods was observed only in two localities of south Slovakia (Zlatná na Ostrove and Patince localities). Spatial distribution of positive localities indicates that the species is spreading from the south toward the north. The northernmost occurrence of damaged honey locust seeds was in Topoľčany locality. One sample of *G. japonica* seeds (AM SAV - P42 locality) was also infected by *M. tonkineus* and altogether 9 adults developed from the seed sample. This is the first record of *M. tonkineus* from *G. japonica* seeds. *G. japonica* naturally grows at elevations of 100-2500 m a.s.l. in East Asia (China, Japan and Korea) and thus could be original host of this Asian bruchid species. Our laboratory observations confirmed ability of *M. tonkineus* to complete its life cycle (from egg to adult) on *G. japonica* seeds (unpublished). It is obvious that since the first record of *M. tonkineus* in Bratislava in 2011 (MAJZLAN 2011) the species population has established there but has not increased significantly. Three adults only developed from the Bratislava's seed sample (a locality of Sasinkova street) and in two seed samples of the other nearest locality in Bernolákovo (14km away to the east) only one adult developed. Our previous survey on population distribution of *M. tonkineus* in Hungary in 2011 showed high infestation of honey locust seeds. Average proportion of seeds damaged by *M. tonkineus* in Hungarian samples varied from 3 to 10% and average weight loss of damaged seeds reached 35% (unpublished). In Hungary, seed infestation rate rose up with increasing latitude of localities where the seed samples were collected. Population of *M. tonkineus* was well established in Hungary and the trend of northward expansion of population was apparent. The same trend can be seen in Slovakia, as well, and the question remains what climate limits (if any) could potentially stop the northward expansion in the territory of Slovakia. To model the potential distribution of *M. tonkineus* population in Slovakia, we performed two modelling analyses based on presence-only data.

Data on the presence of *M. tonkineus* in Slovakia (Table 1) were used for modelling potential spatial distribution. The receiver operating characteristic curve (AUC) and the omission error (OE) were computed to assess model discriminatory power for each prediction. Results of distribution modelling in MaxEnt and Bioclim are summarised in Tables 4 and 5, respectively. Performances were generally stable for AUC values among the models and MaxEnt performed better than Bioclim irrespective of variable sets used. All MaxEnt models show an AUC value very close to 1 for test data, which generally proves a strong discriminatory power. ELITH et al. (2006) suggest an AUC ≥ 0.75 as useful amount of model discrimination. In Bioclim models AUC values range from 0.625 to 0.750. For invasive species (also like *M. tonkineus*) it is important to minimise false negatives (i.e. OE) in distribution modelling. It is better to predict that the species will occur in an area (but it never happens) than to predict it will not occur in an area, when it actually could. Therefore, models that have a low proportion of false negatives and thus have correctly predicted absences are of higher value for ecologists and potential management practice of the invasive species. MaxEnt predicted

potentially suitable habitat for *M. tonkineus* with good success rates (statistically significant in all cases, $P < 0.01$) when OE reached 0.094 (Table 4). This cannot be concluded for Bioclim, where higher OE (0.330 – 0.500) was observed (Table 5). Thus, success rate of prediction was worse in Bioclim for all models.

Tab. 1. List of localities where honey locust pods were collected in Slovakia with numbers of *M. tonkineus* adults emerged from honey locust seed samples (no. of adults per 50 pods).

No.	Locality name	Date of collection	Latitude (N)	Longitude (E)	Elevation m a.s.l.	No. of emerged adults
1	Topoľčany	19.12.2013	48.56186	18.17148	182	5
2	Prievidza (1)	19.12.2013	48.77721	18.60178	265	0
3	Nitra - Klokočina	27.12.2013	48.30319	18.05288	212	0
4	Nové Zámky	9.1.2014	48.00334	18.16516	121	9
5	Komárno	9.1.2014	47.76026	18.12175	132	39
6	Nitra - Janíkovce	12.1.2014	48.29543	18.12785	137	0
7	Nitra – bridge SPU	12.1.2014	48.30725	18.09021	139	1
8	Nitra - city park	12.1.2014	48.31713	18.08159	143	0
9	Bernolákovo (1)	14.1.2014	48.20606	17.29489	148	1
10	Bernolákovo (2)	14.1.2014	48.20123	17.32257	148	0
11	Galanta	14.1.2014	48.19124	17.73762	148	0
12	Komjatice	14.1.2014	48.14946	18.15821	149	4
13	Semerovo	14.1.2014	48.01143	18.35483	144	16
14	AM SAV- K3	16.1.2014	48.32131	18.36601	154	0
15	AM SAV- A3	16.1.2014	48.31669	18.36962	154	1
16	AM SAV - P42	16.1.2014	48.32291	18.36382	154	9
17	Nová Dedina	19.1.2014	48.28779	18.65608	194	0
18	Bratislava	20.1.2014	48.14952	17.12254	156	3
19	Piešťany	24.1.2014	48.58613	17.83984	154	0
20	Bojnice	24.1.2014	48.78212	18.57532	355	0
21	Prievidza (2)	24.1.2014	48.7773	18.60179	268	0
22	Zvolen	5.2.2014	48.57234	19.12096	294	0
23	Šahy	13.2.2014	48.06191	18.94688	124	3
24	Banská Bystrica	4.3.2014	48.72382	19.12531	405	0
25	Žilina	4.3.2014	49.22557	18.75027	332	0
26	Trenčín	4.3.2014	48.89638	18.04774	239	0
27	Trnava	12.3.2014	48.39864	17.57199	149	0
28	Tomášikovo	12.3.2014	48.08553	17.6924	115	2
29	Zlatná na ostrove	12.3.2014	47.78566	17.9183	110	179
30	Dunajská streda	12.3.2014	47.99099	17.61601	117	0
31	Patince	12.3.2014	47.74595	18.3298	113	159
32	Šaľa	12.3.2014	48.15394	17.87854	115	0

The MaxEnt model's internal jackknife test of variable importance showed that environmental variables with highest gain when used in isolation were that of 'precipitation of wettest month' (BIO13) and 'mean temperature of coldest quarter' (BIO11), which therefore seems to contain the most useful information by itself. The environmental variable that contains the most information that is not present in the other variable is 'mean temperature of wettest quarter' (BIO8), because it decreases the gain the most when is omitted. 'Precipitation of wettest month' and 'mean

temperature of wettest quarter' were two most important predictors of *M. tonkineus* habitat distribution as they had the greatest relative contribution to the models.

Tab. 2. List of bioclimatic variables used as predictors in the modelling.

Code	Variable	Model
BIO1	Annual mean temperature	A, B
BIO2	Mean diurnal range (Mean of monthly (max temp - min temp))	A, B
BIO3	Isothermality (BIO2/BIO7) × 100	A, B
BIO4	Temperature seasonality (standard deviation ×100)	A, B
BIO5	Max temperature of warmest month	A, B
BIO6	Min temperature of coldest month	A, B
BIO7	Temperature annual range (BIO5 - BIO6)	A, B
BIO8	Mean temperature of wettest quarter	A, B, C
BIO9	Mean temperature of driest quarter	A, B
BIO10	Mean temperature of warmest quarter	A, B, C
BIO11	Mean temperature of coldest quarter	A, B, C
BIO12	Annual precipitation	A
BIO13	Precipitation of wettest month	A, C
BIO14	Precipitation of driest month	A
BIO15	Precipitation seasonality (coefficient of variation)	A
BIO16	Precipitation of wettest quarter	A
BIO17	Precipitation of driest quarter	A
BIO18	Precipitation of warmest quarter	A
BIO19	Precipitation of coldest quarter	A

Tab. 3. Estimates of relative contributions (%) of the environmental variables to the MaxEnt models.

Variable	Percent contribution (%)		
	Model A	Model B	Model C
BIO1	2.0	1.7	-
BIO2	2.7	4.8	-
BIO3	0	0	-
BIO4	4.1	11.9	-
BIO5	0.9	10.5	-
BIO6	0	0.1	-
BIO7	0	0.8	-
BIO8	32.3	49.0	35.9
BIO9	0.7	0.2	-
BIO10	5.6	1.7	3.9
BIO11	6.2	19.3	8.9
BIO12	2.4	-	-
BIO13	35.8	-	41.2
BIO14	0	-	-
BIO15	7.0	-	10.1
BIO16	0	-	-
BIO17	0.3	-	-
BIO18	0	-	-
BIO19	0	-	-

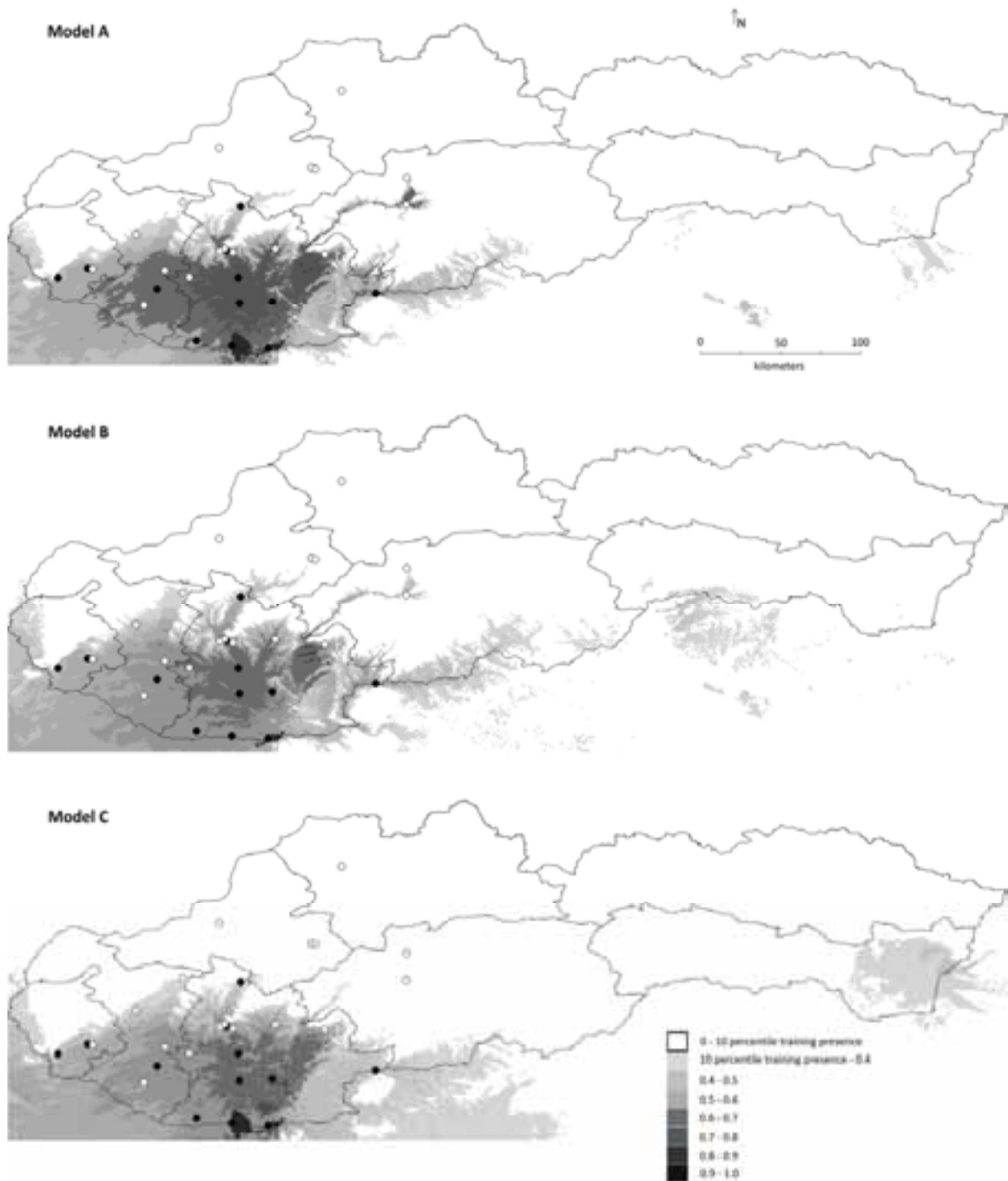


Fig. 1. The potential geographic distribution of *M. tonkineus* in Slovakia based on MaxEnt models (localities with infested ● and non-infested ○ honey locust seeds).

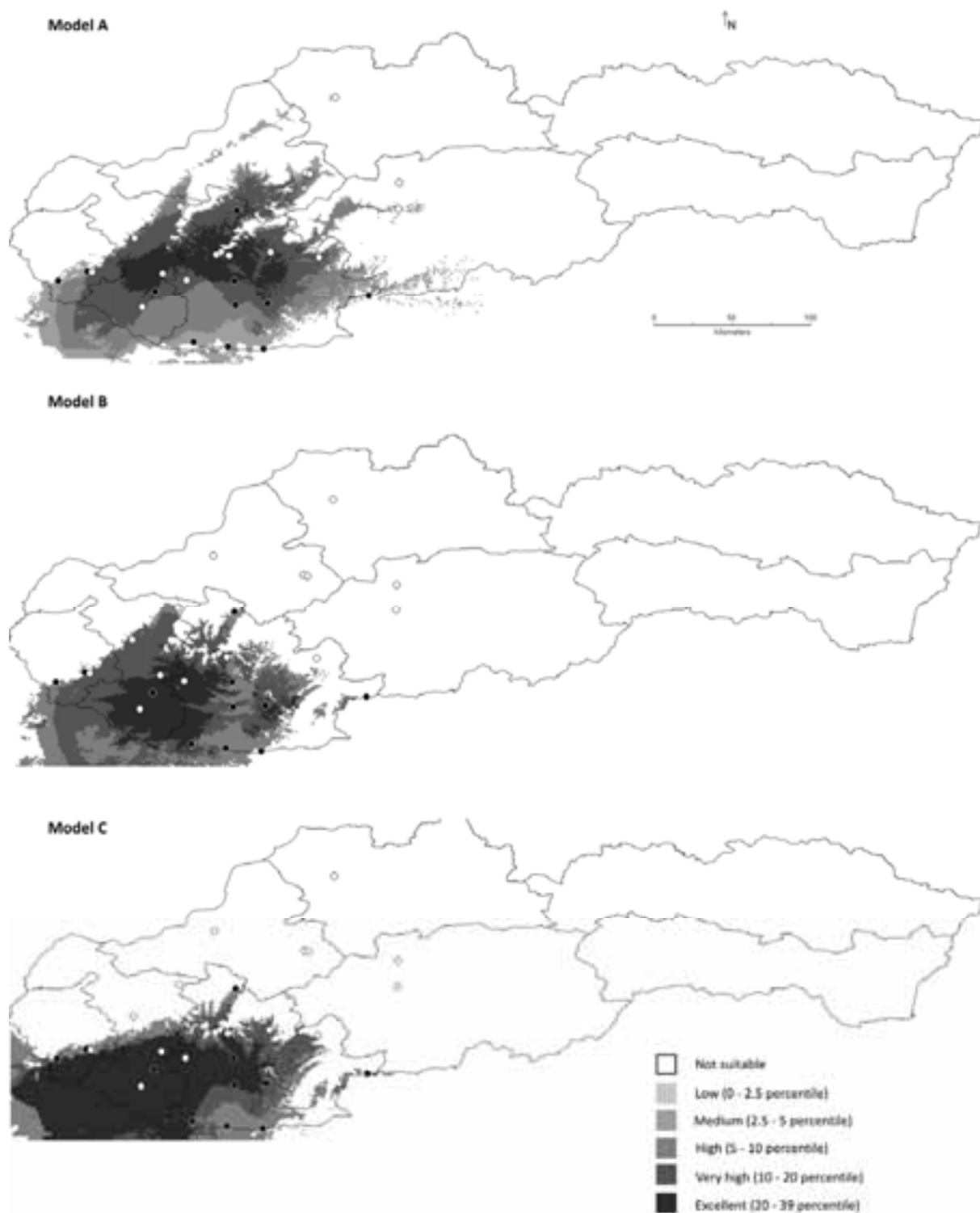


Fig. 2. The potential geographic distribution of *M. tonkineus* in Slovakia based on Bioclim models (localities with infested ● and non-infested ○ honey locust seeds).

For each modelling approach and variable group a habitat suitability map of the predicted geographic distribution (Figures 1 and 2) was created. The maps depict areas with potentially suitable habitats for *M. tonkineus* and localities where *M. tonkineus* was and was not recorded during our survey. The distribution area is almost equally predicted by both the modelling approaches. The predicted area is mostly situated in the Danube Lowland in the south western Slovakia. MaxEnt also predicted suitable area for *M. tonkineus* in the Eastern Slovak Lowland in Model C. In the south western Slovakia the potential distribution is delimited by Malé Karpaty mountain range on the west and the northern limit runs along mountains of Považský Inovec, Strážovské vrchy, Veľký Tribeč. The eastern limit represents Štiavnické Mountains and Ipeľ river basin. On the north, however, the distribution area is also predicted along river basins of three rivers Váh, Nitra and Hron running further to the north among abovementioned mountains.

Combination of GIS tools with species distribution modelling algorithm showed to have a good potential for alien species monitoring. In this study, the model algorithm Maxent and Bioclim performed well in predicting potential spatial distribution of invasive bruchid species in Slovakia. GIS was then used to facilitate an interpretation of results and to create maps of presence probability.

Tab. 4. Parameters of distribution models in MaxEnt for *M. tonkineus* based on distributional data in Slovakia.

Parameter	Model A	Model B	Model C
Area under the receiver operating characteristic curve	0.926	0.927	0.916
Omission error (a false negative error rate)	0.094	0.094	0.094
Regularized training gain	1.359	1.324	1.284
10 percentile training presence (logistic threshold)	0.303	0.277	0.280
Variable with highest gain when used in isolation	BIO13	BIO11	BIO13
Variable that decreases the gain the most when it is omitted	BIO8	BIO8	BIO8

Tab. 5. Parameters of distribution models in Bioclim for *M. tonkineus* based on distributional data in Slovakia.

Parameter	Model A	Model B	Model C
Area under the receiver operating characteristic curve	0.625	0.750	0.700
Omission error (a false negative error rate)	0.330	0.500	0.375

ACKNOWLEDGEMENT

This work was supported by the Slovak Scientific Grant Agency - VEGA, project no. 2/0159/11.

REFERENCES

- BOROWIEC, L. 1984. Two new genera and species of seed-beetles from the oriental region. (Coleoptera, Bruchidae, Bruchinae). In: Polskie pismo Entomologiczne, vol. 54, 1984, p. 115–129.
- BUSBY, J. R. 1991. BIOCLIM – a bioclimate analysis and prediction system. In: Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis (ed. by C.R. MARGULES and M.P. AUSTIN), CSIRO, Canberra, ACT, Australia. p. 64–68.
- ELITH, J., GRAHAM, H., ANDERSON, P., DUDIK, M., FERRIER, S., et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. In: *Ecography* 29: 129–151.
- FIELDING, A. H., BELL, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. In: *Environmental Conservation*, vol. 24, 2006, p. 38–49.
- GYÖRGY, Z. 2007. To the biology of the honey locust seed beetle, *Megabruchidius tonkineus* (Pic, 1904) (Coleoptera: Chrysomelidae: Bruchinae). In: *Folia Entomologica Hungarica*, vol. 68, 2007, p. 89–96.
- HERNANDEZ, P. A., GRAHAM, C. H., MASTER, L. L., ALBERT, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modelling methods. In: *Ecography*, vol. 29, 2006, p. 773–785.

- HIJMANS, R. J., CAMERON, S. E., PARRA, J. L., JONES, P. G., JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. In: International Journal of Climatology, vol. 25, 2005, p. 1965–1978.
- JERMY, T., SZENTESI, Á., ANTON, K. W. 2002. *Megabruchidius tonkineus* (Pic, 1904) (Coleoptera: Bruchidae) first found in Hungary. In: Folia entomologica hungarica, vol. 63, 2002, p. 49–51.
- KOROTYAEV, B.A., TSINKEVICH, V. A., NIKITSKII, N. B. 2010. "Subfamily Bruchinae," In: Beetles (Insecta, Coleoptera) of the Adygeya Republic: an Annotated Catalogue of Species, Ed. by A.S. Zamotailov and N.B. Nikitskii (Adyg. Univ., Maikop, 2010), p. 264–267.
- KOROTYAEV, B. A. 2011. On invasion of an east Asian seed beetle, *Megabruchidius tonkineus* (Pic) (Coleoptera, Bruchidae), developing in *Gleditsia* seeds, in the Northwest Caucasus. In: Entomological Review, 2011, vol. 91, no. 9, 2011, p. 1167–1169.
- MAJZLAN, O. 2011. Faunistic notes on beetles (Coleoptera) 6. from Slovakia. In: Naturae Tutela, vol. 15, no. 1, p. 103–107.
- PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P., SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. In: Ecological Modelling, 190, 231–259.
- PIC, M. 1904. Sur divers Laridae ou Bruchidae et Urodon. Anciens et nouveaux. In: L'Échange, Revue Linnéenne, vol. 20, 1904, p. 42.
- STOJANOVA, A. 2007. *Megabruchidius tonkineus* (Pic, 1904) (Chrysomelidae: Bruchinae), a new seed beetle to the Bulgarian fauna. In: Acta Zool. Bulg., vol. 59, no. 1, 2007, p. 109–110.
- WENDT, H. 1980. Erstmaliges Auftreten des Vorratsschädling, *Bruchidius tonkineus* (Pic, 1904) in der DDR. In: Deutsche Entomologische Zeitschrift, vol. 27, p. 317–318.
- WISZ, M. S., HIJMANS, R. J., LI, J., PETERSON, A.T., GRAHAM, C. H., GUIBAN, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. In: NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 14: p. 763–773.

Adresa autorov

Ing. Marek Barta, PhD., Ing. Peter Ferus, PhD. – Arborétum Mlyňany SAV pobočka Ústavu ekológia lesa SAV, Vieska nad Žitavou 178, Slepčany 951 52, e-mail: marek.barta@savba.sk, peter.ferus@savba.sk

VPLYV PROSTREDIA NA KONDÍCIU A VITALITU DREVÍN

THE INFLUENCE OF ENVIRONMENT ON CONDITION AND TREE VITALITY

Vladimír Čaboun

ČABOUN, V. 2014: Vplyv prostredia na kondíciu a vitalitu drevín. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany detašované pracovisko Ústavu ekológie lesa SAV. s. 24-31. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Fast deterioration of the health condition of forests in Slovakia and abrupt changes in ecological conditions required enhancement the development of ecology and ecophysiology of forest tree species. As in all fields, also in forestry there is a necessity to move from subjective methods to objective ones being based on exact measurements and their mathematical-statistical processing. In addition to the instruments, based on mechanical and optical principle, also electronic measuring instruments start to be used in forestry.

In the first part is described the vitality (at the organism level) and ecological stability (at the ecosystems level) as the ability to resist, or resilient for external and internal impacts without significant permanent functional disturbance. In the second part are results of long term research of electronic measuring of cambium.

Despite the fact that in literature we can find in the interpretation of results also the assessment of the vitality of individual tree species we must note that measuring electric resistance of cambial tissue cannot be identified with vitality. Exactly measured values reflect instantaneous physiological state of tree species being influenced considerably by external factors. It is incorrect to evaluate vitality of trees on the basis of the measured values of electric resistance of cambial tissue. Electric resistance of cambial tissue of trees give us exact information on trees state but not trees capabilities.

KEY WORDS: Tree vitality • ecological stability • resistance of cambium • measuring of tree conditions • electronic measuring

ÚVOD

Náhle zmeny ekologických podmienok a zhoršovanie sa zdravotného stavu našich lesov prispeli k rýchlejšiemu rozvoju ekológie a ekofyziológie lesných drevín. Pre pochopenie vplyvu prostredia, najmä dynamických zmien klímy na lesné spoločenstva, je potrebné poznať možný vplyv očakávaných zmien na jednotlivé zložky lesného ekosystému, predovšetkým na najdôležitejšiu - určujúcu zložku, lesné dreviny. V závislosti od druhu dreviny, jej veku, zdravotného stavu a stanovištných podmienok v ktorých rastie, na jednej strane, a od rýchlosti a veľkosti očakávaných zmien klímy, od štruktúry ekosystému a tomu zodpovedajúcim vnútroekosystémovým vzťahom na druhej strane, môže organizmus - strom ako jedinec, alebo drevina ako druh, reagovať na konkrétne zmeny pozitívne i negatívne. Rozhodujúce je, či tieto zmeny v konečnom dôsledku zlepšujú, alebo zhoršujú existenčné podmienky a vnútroekosystémové vzťahy sledovaného organizmu a či jedinec, alebo druh vzhľadom na veľkosť a rýchlosť zmeny dokáže adekvátne na zmenu reagovať (ČABOUN 1994, 1998).

Všeobecne je platné, že reakcia konkrétnej dreviny závisí od geneticky zdedených schopností dreviny ovplyvnenej vývojom doterajšími stanovištnými podmienkami – vplyvom prostredia, teda od ekotypu, resp. ekologickej formy. Miera ovplyvnenia klimatickými zmenami závisí od odolnosti – rezistencie organizmu (dreviny) vzhľadom ku konkrétnym zmenám, jeho pružnosti – reziliencie reagovať na dané zmeny, schopnosti prispôbenia sa dreviny zmeneným podmienkam, alebo od migračnej schopnosti druhu, teda schopnosti migrovať - premiestniť sa do oblasti, kde sú pre ňu vyhovujúce podmienky (ČABOUN 1995).

Základné teoretické východiská

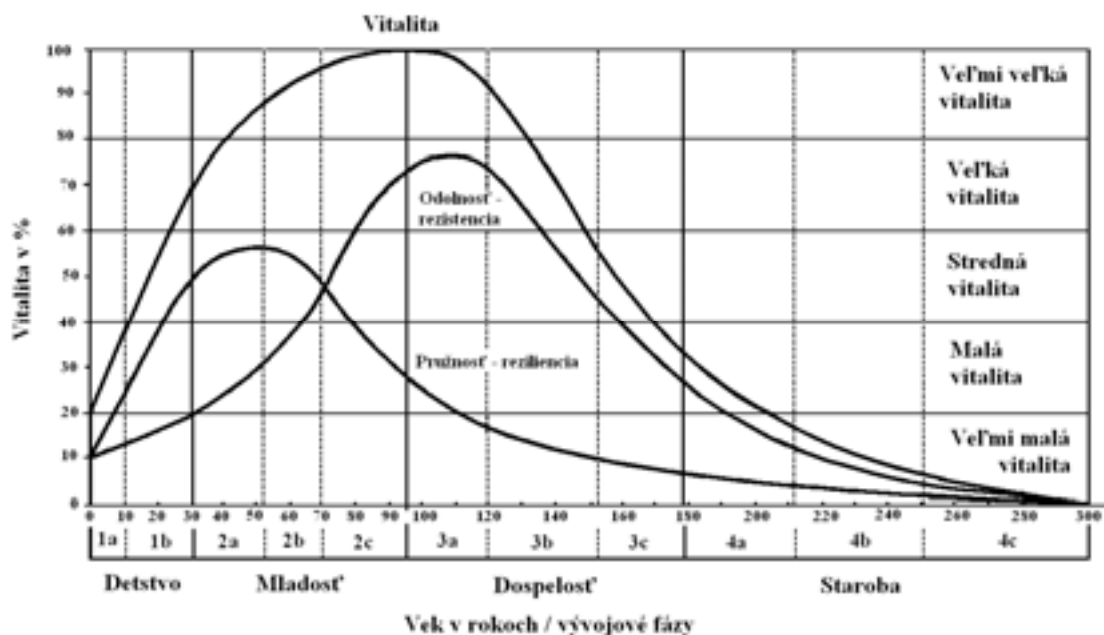
S ohľadom na potrebu jednotného chápania termínov používaných v tejto problematike, je potrebné jasne zadefinovať jednotlivé základné pojmy, ktoré sa zaoberajú vplyvmi prostredia na organizmy a spoločenstvá:

Ekologická rovnováha je dynamický stav ekosystému, ktorý napriek tomu, že sa ekosystém mení a vyvíja, udržuje sa v prirodzenej variabilite prejavujúcej sa na rôznych úrovniach často v určitých cykloch, ale zabezpečujúci základné funkcie. Ekvivalentom tohto termínu na úrovni jedincov je **zdravie**, ktoré je možné pre jednotlivé organizmy definovať podobne ako ekologickú rovnováhu pri ekosystémoch. Zdravie (zdravotný stav) je teda určitý **dynamický stav** organizmu, ktorý napriek tomu že sa vyvíja a starne, udržuje sa v určitých medziach (prirodzenej variabilite) zabezpečujúcich funkcie tohto organizmu.

Ekologická stabilita na úrovni ekosystému, rovnako tak **vitalita** na úrovni organizmu je **schopnosť** jedinca, resp. ekosystému odolávať, alebo sa vysporiadať s vonkajšími, ale aj vnútornými vplyvmi bez trvalého narušenia jeho funkčnosti. To znamená, že kým ktorýkoľvek ekosystém je schopný čeliť endo i exogénnym vplyvom, alebo sa s nimi pomerne rýchlo vysporiadať pri zachovaní si plnenia svojich funkcií, je tento ekosystém stabilný, organizmus vitálny. Ak sú tieto vplyvy silnejšie ako autoregulačné schopnosti daného ekosystému, či organizmu tento sa naruší, čo sa prejaví na zdraví jedinca, či ekologickej rovnováhe ekosystému (ČABOUN 2000, 2002).

Vitalita - životaschopnosť organizmu je daná jeho vnútornými - genetickými danosťami, vlastnosťami a predpokladmi pre život (existenciu, vývoj a rozmnožovanie) v určitých podmienkach na jednej strane a schopnosťami získanými počas života na základe vplyvov prostredia na strane druhej.

Základné zložky vitality a teda aj ekologickej stability sú **odolnosť a pružnosť**. Dynamika zmien vitality a jej zložiek - odolnosti a pružnosti, v jednotlivých vývojových fázach organizmu na príklade dreviny smrek je na obr. 1.



Obr. 1. Dynamika zmien vitality a jej zložiek, odolnosti a pružnosti, v jednotlivých vývojových fázach organizmu na príklade dreviny smrek, dožívajúcej sa 300 rokov.

Pružnosť (reziliencia) je schopnosť organizmu (ekosystému) navrátiť sa po vychýlení do normálneho stavu po ukončení pôsobenia rušivých faktorov. Veľkou pružnosťou sa vyznačujú organizmy v detstve a mladosti (obr. 1) Takýto organizmus je málo odolný, ale veľmi pružný - schopný rýchleho vývoja a prispôsobenia sa zmeneným podmienkam.

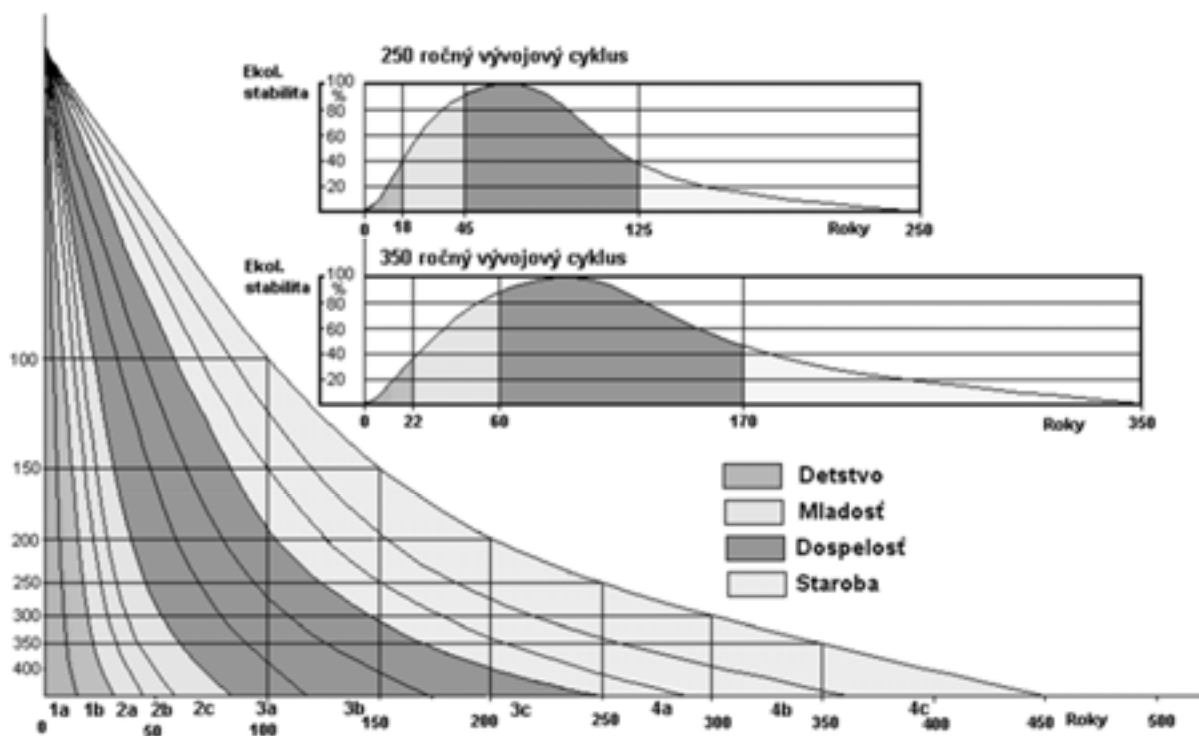
Odolnosť (rezistencia) je schopnosť organizmu odolávať vnútorným alebo vonkajším rušivým vplyvom, faktorom, alebo pôsobeniam. Odolnosť si postupne organizmus vytvára v detstve a mladosti, pričom najväčšiu odolnosť majú organizmy v rannom štádiu dospelosti. Dospelé organizmy sú odolné, ale málo pružné, teda majú podstatne väčší problém prispôbiť sa zmenám prostredia. Po prekročení hranice odolnosti sa takýto organizmus vychýli z normálneho stavu, ktorý označujeme ako zdravotný stav, ale návrat do normálu je podstatne dlhší a komplikovanejší, ako v detstve a mladosti. Z grafu na obr. 1 vidieť, že s pribúdajúcim vekom pomerne rýchlo klesá odolnosť a keďže pružnosť organizmu je už pomerne malá, rovnako rýchlo klesá aj celková vitalita organizmu, čo často vedie k predčasnej smrti.

Prírodný vývojový cyklus prírodného lesa na klimaxovom zonálnom stanovišti odhaduje KORPEL (1988) na 230 až 400 rokov diferencovane podľa LVS. Pre smrečiny na 300 až 350 rokov.

Skupinovitá štruktúra prírodného lesa záverečného typu (klimaxu) má za následok špecifický rastový rytmus stromov: V mladosti pomalý rast v zatienení, neskorá kulminácia prírastkov, pomalé starnutie a dlhovekosť. Obnova po katastrofickom rozpade lesa (patriaca k veľkému vývojovému cyklu) (ČABOUN 2011) spôsobuje opačné vlastnosti rastového cyklu rovnakých drevín: Rýchly rast v mladosti, skorá kulminácia prírastkov, rýchle starnutie, relatívne krátky vek. Viac alebo menej objasnené a známe javy štadiálneho vývoja lesných drevín formuloval G.BACKMAN biologickou zákonitosťou **rastového a vývojového rytmu európskych drevín:**

1. Čím rýchlejšie prebieha rast v mladosti za inak rovnakých podmienok, tým skôr dochádza ku kulminácii bežného a celkového prírastku, pohlavnej zrelosti a prirodzenému dožívaniu. Čím viac je naopak v mladosti rast tlmený, tým neskôr tieto javy nastupujú.

Skrátenie vývojovej fázy detstva a mladosti sa prejavuje na jednotlivých drevinách podľa grafu na obr. 2 (ČABOUN 1997).



Obr. 2. Model pomeru trvania vývojového cyklu a jednotlivých vývojových fáz drevín (ČABOUN 1997).

Rovnako ako vo všetkých oblastiach výskumu, aj v lesníctve bola nutnosť prejsť od popisných a subjektívnych metód k objektívnym, ktoré sú založené na exaktných meraniach a ich matematicko-štatistickom spracovaní. Popri prístrojoch, založených na mechanickom a optickom princípe sa aj v lesníctve začali používať elektronické meracie prístroje.

MATERIÁL A METÓDY

V rámci odskúšania vhodných biofyzikálnych metód pre výskum a praktické využitie sme zamerali svoju pozornosť na elektronické prístroje určené na meranie elektrického odporu kambiálneho pletiva drevín, často označované ako meranie relatívnej vitality drevín. Elektrický odpor kambiálneho pletiva drevín sme merali rôznymi prístrojmi: SHIGOMETER OZ 67 - americkej výroby, CONDITIONMETER AS 01 - (SRN), MERVIT (Elasco Pečky - ČR), TREE VITALITY METER (Spišská Nová Ves - SR) a IMPULZNÝ OHMETER našej výroby.

Všetky prístroje, používajú pri meraní odporu krátke impulzy jednosmerného prúdu okrem Tree vitality metra, ktorý využíva striedavý prúd. Väčšina prístrojov používa elektródy vzdialené od seba 30 mm, ale Tree vitality meter má elektródy vzdialené od seba 20 mm.

Cieľom výskumu bolo:

1. Navzájom porovnať jednotlivé elektronické prístroje.
2. Overiť a nájsť zákonitosti nameraných hodnôt s ekologickými podmienkami (najmä klimatickými) a fyziologickým stavom drevín.
3. Zistiť preukaznosť, vhodnosť a využiteľnosť nameraných hodnôt v lesníctve

Pre splnenie týchto cieľov sme založili sériu pokusov s rôznymi drevinami:

- Laboratórny pokus so sadenicami smreka vo vegetačných nádobách
- Pokus so sadenicami smreka a buka rastúcimi v škôlke v rôznych podmienkach
- Pokus na mladých a dospelých jedincoch 7 druhov drevín v biosférickej rezervácii Poľana
- Pokus na 5 druhoch imisne poškodených dospelých drevinách v oblasti Jelšava - Lubeník
- Pokus na sadenicach 7 druhov drevín vysadených v rôznych imisných pásmach oblasti Jelšava - Lubeník
- Pokus v klimatizačnej komore so sadenicami borovice čiernej a buka vysadených v rôzne kontaminovanej pôde
- Pokus na dospelých smrekoch napadnutých podkôrnym hmyzom v oblasti Vysokých Tatier

Pri meraniach sme zisťovali odpor kambiálneho pletiva drevín pri mladých a dospelých jedincoch vo výške 1,3 m, pri sadenicach a jedincoch nedosahujúcich výšku 2 m, v krčku tesne nad zemou zo všetkých štyroch svetových strán. Z nameraných hodnôt boli vypočítané priemerné hodnoty. Okrem korelácií medzi prístrojmi boli získané základné hodnoty elektrického odporu kambiálneho pletiva jednotlivých vzorníkov, vyhodnotená bola závislosť odporu od ich hrúbky, vzdialenosti zdroja znečistenia vzhľadom na druh a vek dreviny. Sledovaná bola aj denná a ročná dynamika odporu.

Popri meraní elektrického odporu kambiálneho pletiva sa merala aj momentálna teplota vzduchu, maximálne a minimálne teploty v uplynulých dňoch, vlhkosť vzduchu, vlhkosť povrchu drevín, teplota pôdy, teploty povrchu drevín, smer a rýchlosť vetra, biopole, resp. bioenergetické, či biofyzikálne pole drevín. Denný priebeh hodnôt odporu a potenciálu drevín bol porovnávaný s denným priebeh koncentrácie ozónu, NO_x, súčasne s globálnym žiarením, v priestore nad porastom, s krivkou globálneho žiarenia, fotosynteticky aktívneho žiarenia, denným chodom teploty a vlhkosti vzduchu nad porastom a v jednotlivých úrovniach porastu, s rýchlosťou fotosyntézy, hodnotami intercelulárnej koncentrácie CO₂, stomatálneho odporu (hodnota odporu prieduchov k prenosu CO₂ z atmosféry do asimilačného orgánu), stomatálnej vodivosti, transpiračnej rýchlosti (rýchlosť výdaja H₂O plošnou jednotkou asimilačného aparátu za jednotku času) a i.

Elektrický odpor bol meraný zo štyroch na seba kolmých smerov. Pre možnosť zjednotenia údajov a zistenia vplyvu svetových strán na hodnotu elektrického odporu sme využívali smery zhodné so svetovými stranami. Súčasťou pokusov bolo aj zisťovanie variability meraných hodnôt el. odporu na rôzne hrubých stromoch po obvode kmeňa vo vzájomnej vzdialenosti 5 cm. Vzhľadom na značnú variabilitu nameraných hodnôt sme testovali aj možnosť použitia fixných elektród. Použili sme 15 párov elektród z rôznych kovov a s rôznou hrúbkou. Merali sme súčasne elektrický odpor pomocou fixných elektród a el. odpor klasickou metódou - vpichom.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

3.1 Možnosť použitia rôznych prístrojov

Na základe našich výsledkov, ale aj množstva literárnych údajov je možné konštatovať, že je možné používať elektronické prístroje rôznej konštrukcie a proveniencie na meranie elektrickej vodivosti, resp. elektrického odporu vodivých pletív drevín. Rozdiel medzi získanými hodnotami vznikajú väčšinou z dôvodu rôznej konštrukcie elektród. Ako príklad môže slúžiť porovnanie údajov nameraných prístrojom MERVIT a prístrojom TREE VITALITY METER. Z grafického vyrovnania sme zistili, že medzi nameranými hodnotami je lineárny vzťah, čo potvrdil aj test linearity. Korelačný koeficient bol 0,9979 a parametre priamky sú: $a_0 = -2,9053$ $a_1 = 1,4462$. T-test rovnosti priemerov metódou párového výberu potvrdil na 99,9 %-nej hladine významnosti vzájomnú kompatibilitu a vhodnosť použitia oboch prístrojov, pričom namerané hodnoty je možné vzájomne porovnať.

3.2 Nejednotnosť interpretácie nameraných údajov

Podstatne väčšie rozdiely ako pri získavaní údajov vznikajú pri ich interpretácii a využívaní. Napriek tomu, že v literatúre i v návodoch na použitie prístrojov sa stretávame často s jednoznačnou interpretáciou možnosti využitia elektronických prístrojov na meranie vitality, resp. relatívnej vitality drevín odporovou metódou, je potrebné na základe našich výsledkov výskumu konštatovať, že použitie prístrojov, ktorými sa meria elektrický odpor kambialného pletiva drevín, nie je také jednoznačné. Vitalita, teda životaschopnosť, je veľmi vágny, abstraktný a rôzne definovaný termín, ktorý nie je dosiaľ merateľný ani u človeka, a zvierat. Uvedené elektronické prístroje v skutočnosti nemerajú vitalitu, teda schopnosť lesných drevín, ale iba elektrický odpor ich kambialného pletiva, ktorý je podobne ako ďalšie biofyzikálne, ale aj biochemické fyziologické, či ekofyziologické charakteristiky, ovplyvnený celým radom vnútorných i vonkajších faktorov, pôsobiacich často vzájomne protichodne, čím ešte viac sťažujú interpretáciu výsledkov.

3.3 Závislosť elektrického odporu kambialného pletiva drevín od hrúbky kmeňa

Najznámejšia závislosť hodnôt elektrického odporu kambialného pletiva drevín, je závislosť od hrúbky meranej dreveniny. Na VDO Poľana - Hukavský grúň sme na trvalej výskumnej ploche zisťovali hrúbkový prírastok jednotlivých stromov a pritom sme merali aj elektrický odpor kambialného pletiva a biopole týchto drevín. Na základe 119 odmeraných bukov sme získali koreláciu medzi všetkými tromi meranými veličinami meraný. Elektrický odpor kambialného pletiva s narastajúcou hrúbkou klesá, biopole lesných drevín, naopak, s narastajúcou hrúbkou stromu stúpa. Koreláciu medzi odporom a biopolom môžeme vyjadriť priamkou, ktorej index korelácie je 0,7382. Ako sme sa v ďalšom výskume presvedčili, vo všetkých prípadoch sa prejavila závislosť hodnôt elektrického odporu kambialného pletiva od ich hrúbky, resp. od hrúbky miesta, v ktorom bol odpor meraný. Merania v jednotlivých výškach kmeňa a na konárkoch mladých smrekov a bukov sme zisťovali koreláciu medzi veľkosťou elektrického odporu a hrúbkou v mieste vpichu (Čaboun 1997). Pri oboch drevinách boli namerané hodnoty vyrovnané krivkou: $y = a_0 + a_1/x + a_2/x^2$. O tesnosti korelácie svedčia indexy korelácie, ktoré sú pri buku 0,9496 a pri smreku 0,9735. Variabilita nameraných hodnôt svedčí o tom, že merané veličiny sú závislé nielen od hrúbky dreveniny, ale sú ovplyvňované aj ďalšími fyziologickými a ekologickými podmienkami a faktormi.

3.4 Variabilita hodnôt odporu po obvode kmeňa drevín

Variabilita hodnôt elektrického odporu kambialného pletiva drevín je veľmi individuálna, závisí od rôznych nekroz v kambialnom pletive. Všeobecne je však možné povedať, že čím je hrubší strom, tým menej kolíše hodnoty odporu. Pri sledovaní vplyvu svetovej strany na veľkosť elektrického odporu kambialného pletiva počas dlhého obdobia, sme vo veľkom súbore nezistili štatisticky významné rozdiely. Dostatočná presnosť určenia priemernej hodnoty elektrického odporu kambialného pletiva je dosiahnutá pri troch meraniach na jednom kmeni, z ktorých sa vypočíta priemerná hodnota elektrického odporu.

3.5 Možnosť použitia fixných elektród

Fixné elektródy nie je možné použiť na meranie elektrického odporu kambialného pletiva drevín, nakoľko dreveniny rozdielne reagujú na cudzie teleso vo svojich pletivách zvýšením odporu a

postupnou izoláciou elektród, čím sa opäť mení odpor pletiva. Dreviny reagovali podobne na elektródy rôznej hrúbky a z rôzneho materiálu.

3.6 Ovplynenie odporu vodivých pletív dospelých smrekov napadnutím podkôrnym hmyzom

Z literárnych prameňov je známe, že pri napadnutí dreviny táto produkuje fyziologicky aktívne látky na svoju obranu v mieste napadnutia. Keď sa tieto látky, ktoré sa prejavili zvýšením elektrického odporu dostanú do prostredia, fungujú ako informačné ekologicky aktívne látky (Čaboun 1990, 2006), ktoré mobilizujú tvorbu podobných látok v okolitých drevinách, ako prevencia proti potenciálnemu škodcovi, či patogénovi, čím sa zvyšuje ich imunita. Z hľadiska možnosti ovplyvnenia ekologickej stability lesných ekosystémov považujeme tieto získané poznatky za veľmi významné. Prejavilo sa to znížením elektrického odporu kambiálneho pletiva okolitých drevín. Či ide o jav krátkodobý, alebo dlhodobější, do akej miery bude ovplyvnený zmenou mikroklimatických podmienok a aká bude úspešnosť zvýšenej imunity voči patogénom ukážu ďalšie výskumy.

3.7 Sezónna dynamika elektrického odporu kambiálneho pletiva drevín

V lete sú hodnoty odporu kambiálneho pletiva drevín najnižšie a v zime najvyššie. Z uvedeného by vyplývalo, že v lete majú stromy najväčšiu vitalitu, v zime najmenšiu. V skutočnosti však hodnoty elektrického odporu poukazujú na rastovú aktivitu drevín. Čím je tenšia drevina, tým sú väčšie rozdiely medzi maximálnymi a minimálnymi hodnotami elektrického odporu kambiálneho pletiva počas roka. Veľmi tesný korelačný vzťah je medzi teplotou a elektrickým odporom kambiálneho pletiva drevín, čo sa prejavuje v sezónnej i dennej dynamike.

Dôležitou oblasťou výskumu bolo zisťovanie závislosti veľkosti elektrického odporu kambiálneho pletiva od meteorologických charakteristík:

3.8 Korelácia medzi elektrickým odporom kambiálneho pletiva drevín a teplotou

Pri meraní elektrického odporu kambiálneho pletiva vzorníkov rôznych druhov drevín (smrek, jedľa, smrekovec, buk, javor, jaseň, osika) sme sledovali okamžitú teplotu vzduchu, vplyv minimálnej a maximálnej teploty v deň merania i v dňoch pred meraním, množstvo zrážok i dĺžku slnečného svitu.

Najtesnejšia korelácia bola medzi elektrickým odporom kambiálneho pletiva drevín a priemernou maximálnou teplotou vypočítanou z maximálnych teplôt za tri dni pred meraním. Priemerný index korelácie medzi odporom a uvedenou hodnotou je až 0,9441. Z uvedeného vyplýva, že odpor kambiálneho pletiva je vo väčšej miere ovplyvnený počasím za posledné tri dni, kde teplota (najmä maximálna) má významnejší vplyv, ako teplota v čase merania.

3.9 Korelácia medzi elektrickým odporom kambiálneho pletiva drevín a dĺžkou slnečného svitu

Najtesnejšia korelácia bola zistená medzi elektrickým odporom kambiálneho pletiva drevín a súčtom dĺžky slnečného svitu za dva dni (to znamená v deň merania a deň predtým). Index korelácie pri vyrovaní polynómom 2. stupňa $y = a_0 + a_1x + a_2x^2$ je od 0,7014 do 0,8737. O málo nižší je index korelácie medzi odporom a dĺžkou slnečného svitu jeden deň pred meraním.

3.10 Závislosť hodnôt elektrického odporu vodivých pletív od intenzity žiarenia

Krivka globálneho žiarenia vykazuje za slnečného počasia typický denný chod s hodnotami okolo 900 Wm^{-2} medzi 10 a 14 hodinou a denným maximom (950 W m^{-2}) okolo poludnia. Denná dynamika fotosynteticky aktívneho žiarenia nad porastom má podobný charakter ako krivka globálneho žiarenia. Medzi krivkami žiarenia a denného priebehu teploty je tesná korelácia.

3.11 Vplyv množstva zrážok na elektrický odpor kambiálneho pletiva drevín sa priamo neprejavil. Nebola zistená tesná korelácia medzi sledovanými veličinami. Vzhľadom k tomu, že zrážky do značnej miery ovplyvňujú intenzitu žiarenia a teplotu, opäť sa na hodnoty elektrického odporu do určitej miery prejavil vplyv teploty a nie množstva zrážok.

3.12 Závislosť elektrickej vodivosti pletív od vývoja vodivých pletív

Sledovanie odporu kambiálneho pletiva drevín prinieslo nové poznatky z hľadiska závislosti veľkosti hodnôt elektrického odporu kambiálneho pletiva a štruktúry vodivých pletív meniacej sa počas roka. Zistili sme závislosť medzi elektrickým odporom vodivých pletív a ich hrúbkou, ako aj hrúbkou kambia a bunkových stien xylému. Z uvedeného vyplynuli aj dôležité zistenia korelácie medzi morfológickými, biometrickými a fyziologickými charakteristikami počas vegetačného obdobia.

3.13 Vzťah medzi veľkosťou styčnej plochy elektródy a veľkosťou odporu

Závislosť veľkosti elektrického odporu od styčnej plochy elektród s vodivými pletivami sa potvrdila aj pri doplnkovom pokuse, v ktorom sme do rastlinných štiav získaných z mladého buka postupne ponárali elektródy a odčítavali klesajúce hodnoty odporu. Zaujímavé je, že aj pri tomto pokuse merané hodnoty elektrického odporu neklesali lineárne, ale s rastúcou hĺbkou ponoru elektród tiež klesali parabolicky ako pri hĺbke vpichu.

3.14 Závislosť hodnôt odporu od imisného zaťaženia drevín

Sledovanie elektrického odporu kambiálneho pletiva drevín a ich biopoľa v imisnej oblasti Jelšava - Lubeník potvrdilo negatívny vplyv zásaditých MgO imisií na sledované veličiny, ako aj ich zdravotný stav a hrúbku stromov najmä do vzdialenosti 1500 m (ČABOUN 1998).

3.15 Závislosť hodnôt elektrického odporu od fotosyntetickej aktivity

Teplota a vlhkosť vzduchu sú najdôležitejšie meteorologické charakteristiky, ktoré determinujú fyziologické a produkčné procesy drevín. Fotosyntetická aktivita drevín je primárnym procesom pre tvorbu a produkciu stromovej biomasy. Zmeny rýchlosti fotosyntézy a odporu prieduchov sú spôsobené dennými zmenami relatívnej vlhkosti vzduchu, teploty vzduchu a intenzity FAR - fotosynteticky aktívnej radiácie počas dňa. Ako dominantný sa prejavuje vplyv intenzity FAR.

ZÁVER

Elektronické prístroje na meranie odporu alebo vodivosti kambiálneho pletiva drevín sú vhodne použiteľné pri komplexných ekologických a ekofyziologických výskumoch a pozorovaniach lesných drevín ako ďalšia doplňujúca metóda. Elektrický odpor vodivých pletív drevín odzrkadľuje skôr momentálny fyziologický stav dreveniny, teda jej kondíciu, a nie vitalitu. Namerané hodnoty elektrického odporu kambiálneho pletiva stromov nám poskytujú exaktne zistené informácie o ich stave - kondícii, ale nie o ich schopnostiach - vitalite.

Uvedeným skutočnostiam by mala zodpovedať aj interpretácia a využívanie nameraných hodnôt. Nie je teda správne, ako uvádzajú niektorí autori a výrobcovia týchto prístrojov, že ide o univerzálny elektronický prístroj, ktorý meria relatívnu vitalitu stromov, na základe ktorej je možné určiť vitalitu a zdravotný stav jednotlivých stromov a celého lesného ekosystému. Využitie prístroja nie tak jednoznačné a univerzálne, nakoľko pri interpretácii výsledkov je potrebné brať do úvahy všetky opísané vzťahy a vplyvy prostredia, ktoré ovplyvňujú elektrický odpor vodivých pletív, podobne ako ostatné fyziologické deje (PRIWITZER a ČABOUN 1999).

POĎAKOVANIE

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0608-10 a Agentúrou Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu SR pre štrukturálne fondy EU prostredníctvom Centra excelentnosti pre podporu rozhodovania v lese a krajine ITMS projektu 26220120069.

LITERATÚRA

- ČABOUN, V., 1990: Alelopatia v lesných ekosystémoch, Veda, vyd. SAV Bratislava, 120 str.
- ČABOUN, V., 1994: Sledovanie relatívnej vitality drevín elektrickou odporovou metódou. Acta Facultatis Ecologiae Zvolen FE TU Zvolen, , s.53-75.
- ČABOUN, V., 1995: Research results of dependence between Biodiversity and stability. Zb. abstr, Workshop on Forest Ecosystem relation. Opočno (ČR), s.15-20.
- ČABOUN, V., 1997: Relative vitality of forest trees on research area Hukavský grúň in Biosphere reserve Poľana. Ecologia (Bratislava), 16, 1, s. 33-47.
- ČABOUN, V., 1998: Elektrický odpor kambiálneho pletiva a biopole vzorníkov drevín v imisnej oblasti Jelšava - Lubeník. Vedecké práce Lesníckeho výskumného ústavu vo Zvolene, 42, s. 3 - 16
- ČABOUN, V., 2000: Priestorová štruktúra lesa a jej vplyv na ekologickú stabilitu. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 46, 1, s. 15 – 36.
- ČABOUN, V., 2002: Systém ukazovateľov ekologickej stability lesa a jej klasifikácia. Zb. medzinárodného vedeckého sympózia Nové trendy v zisťovaní a monitorovaní stavu lesa, TU Zvolen, str. 116 – 135.

ČABOUN, V., 2006: Tree-tree allelopathic interactions in middle European Forests. *Allelopathy journal*, vol.17, number (1): p.17 – 32.

ČABOUN, V. a kol., 2011: Biorytmus lesa : Vývoj lesov v okolí Rakytovských pliesok po vetrovej kalamite. 1. vyd. Liptovský Hrádok, A-projekt n. o. 100 s. ISBN 978-80-89293-05-6

PRIWITZER, T., ČABOUN, V., 1998: Impact of site conditions on selected physiological processes of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Acta Instituti Forestalis Zvolensis*, 9, 1999, s. 43 - 63.

KORPEL, Š., 1989: Pralesy Slovenska. Veda Bratislava 329 s.

Adresa autora

prof. Ing. Vladimír Čaboun, CSc. – Národné lesnícke centrum, T. G. Masaryka 22, 960 92 Zvolen, Tel. 046/5314 205, e-mail: caboun@nlcsk.org

ZMENY V ROZŠÍRENÍ IMELOVCOVITÝCH (*LORANTHACEAE s.l.*) NA SLOVENSKU**CHANGES IN MISTLETOES (*LORANTHACEAE s.l.*) DISTRIBUTION IN SLOVAKIA****Pavol Eliáš**

ELIÁŠ, P. 2014. Zmeny v rozšírení imelovcovitých (*Loranthaceae s.l.*) na Slovensku. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 32-41. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Changes in geographical distribution of mistletoes (hemi-parasitic family *Loranthaceae s.l.*) in Slovakia, Central Europe, were analysed, published records and field surveys data were used. In Slovakia the mistletoes are distributed non-randomly, in local and/or regional centres, with large regions where the mistletoes have been absent until now. Differences in the occurrence between species (*Loranthus europaeus* Jacq., *Viscum album* L.) and subspecies (*V.a.* subsp. *album*, subsp. *abietis*, and subsp. *austriacum*) are discussed. The distribution of the deciduous, yellow-berried mistletoe (*L.e.*) is limited by low temperature in winter and early spring (frost) and by narrow host spectrum (oaks, *Quercus* species). Two subspecies of the withe berry mistletoe (*V.a.* subsp. *abietis*, and subsp. *austriacum*) exhibit very narrow host spectrum (few evergreen woody plant species) and their distribution is, therefore, limited to the regions with evergreen forest vegetation (*Pinus*, *Picea* and *Abies*). True withe berry mistletoe (*V.a.* subsp. *album*) is most common evergreen mistletoe in Slovakia, exhibiting large host spectrum with many host species. It is dominant hemi-parasitic woody plant species in cities and in deforested regions. Increasing number of localities with infested woody plants, increasing intensity of infestation as well as number of host species in last period is evident. Several factors responsible for the current distribution of the mistletoes are also discussed. Climatic factors (low temperature in *Loranthus*), narrow host spectrum and limited host species distribution (in *Loranthus* and two *Viscum album* subspecies), vectors of dispersal (birds, *Turdidae*) – ethology, food ecology and population ecology of the seed-eating birds, direct human impacts (introduction and planting of alien woody plant species, cutting of infected trees and forest stands) as well as undirect human impacts on environmental conditions (air pollution) were identified as the most important factors. Hajduk's hypothesis on increasing heavy occurrence of the mistletoes in polluted areas was discussed as well.

KEY WORDS: Mistletoes • flowering woody hemiparasites • *Loranthaceae* • *Loranthus europaeus* Jacq. • *Viscum album* L. • current distribution changes • limited factors • Slovakia • Central Europe

ÚVOD

Imelovcovité (*Loranthaceae* L. s.l.) sú kvitnúce poloparazitické kry, ktoré rastú na konároch rôznych druhov drevín (najmä stromov) po celom svete. Na Slovensku sa vyskytujú dva rody: imelovec (*Loranthus*) a imelo (*Viscum*) (cf. ELIÁŠ 1981, 2002, ZAHRADNÍKOVÁ, 1984). V teplejších oblastiach Slovenska sa vyskytuje imelovec európsky (*Loranthus europaeus* Jacq.), opadavý poloparazit, ktorý rastie najmä v korunách dubov (ELIÁŠ 1981, 2002). Imelo biele (*Viscum album* L.) je vždyzelený poloparazit drevín, ktorý vytvára viacej špecializovaných typov podľa hostiteľa. Na Slovensku sa vyskytujú tri hostiteľské rasy, ktoré sa taxonomicky hodnotia ako poddruhy alebo ako samostatné druhy: (a) imelo biele pravé (*Viscum album* subsp. *album*). (b) imelo biele jedľové (*Viscum album* subsp. *abietis*) a (c) imelo biele borovicové (*Viscum album* subsp. *austriacum*). Odlišujú sa viacerými znakmi, napr. tvarom listov (dĺžka a šírka listov) (cf. ZAHRADNÍKOVÁ, 1984). Na Slovensku sa zistili na 45 druhoch drevín (ELIÁŠ 1981, 2002, DOSTÁL 1985).

Imelovcovité znižujú vitalitu stromov a ohrozujú aj ich stabilitu (ČERNÝ 1976, NOETZLI a kol. 2004). Imelovec zreteľne oslabuje napadnuté duby (LUX 1952). Pri veľkom napadnutí imelovcom presychajú celé koruny dubov od vrcholov (ČERNÝ 1976, ELIÁŠ 1987, 2004b, 2009). Imelom sú

infikované dreviny na vrchole koruny a menej často na kmeňoch v miestach popraskanej borky. Imelo technicky znehodnocuje drevo kmeňa jedle a borovice až do hĺbky 20 cm (ČERNÝ 1976, s. 132).

Rozšírenie imelovcovitých na území Slovenska je veľmi nerovnomerné, hojnejšie sa vyskytujú v ohniskách. Celé rozsiahle oblasti Slovenska (nielen severné regióny) sú bez týchto poloparazitov: imelovcovité sa tam vôbec nevyskytujú (ELIÁŠ 1978, 1985, 2003, 2010). Ohniskovitý výskyt imela bieleho sa zistil v niektorých veľkých, resp. väčších mestách a v ich okolí (cf. ELIÁŠ 2010).

Na rozdiely v rozšírení jednotlivých druhov a poddruhov imelovcovitých na území Slovenska, resp. celého bývalého Československa, upozornil ELIÁŠ (1985). Vysvetľoval ich prostredníctvom výskytu a rozšírenia hostiteľských drevín a etológie a potravovej ekológie semenožravých vtákov. Dôležitú úlohu zohrávajú aj klimatické faktory, najmä teplota ovzdušia (ELIÁŠ 1987, 2007, REJMÁNEK 1969). HAJDÚK (1977) predpokladal, že intenzívne šírenie sa imela bieleho v najviac imisiami ovplyvnených mestách na Slovensku môže byť zapríčinené exhaláciami splodínami (imisiami), hoci tieto sú len jedným z početných faktorov podmieňujúcich intenzívnejšie rozširovanie imela.

V tomto príspevku uvádzame prvé informácie o zmenách v rozšírení imelovcovitých na území Slovenska na základe dostupných údajov (vrátane publikovaných mapových podkladov) a súčasných poznatkov o výskyte a rozšírení imelovca a imela na našom území. Diskutujeme úlohu faktorov, ktoré viedli k týmto zmenám, vrátane činnosti človeka.

MATERIÁL A METÓDY

Výskyt imelovcovitých z územia Slovenska uvádza G. REUSS (1853) v „Květne Slovenska“. Na hodnotenie zmien v rozšírení imelovcovitých sme použili *publikované údaje* botanikov z územia dnešného Slovenska (HOLUBY 1904 a iné). Monografia imela (TUBEUF 1923) sa vzťahuje na územie strednej Európy (Obr. 1). Pri terénnom prieskume v územiach spoločného výskytu imela a imelovca došlo k zámene druhov vo vegetačnom období a údaje nebolo možné použiť na mapovanie, čo sa týka aj územia dnešného Slovenska. Presnejšie údaje uvádza ROTH (1926) v štúdiu o rozšírení imela bieleho v bývalom Uhorsku („Hungary“). V ďalšom období literárnych údajov, ako aj herbárových dokladov o výskyte imela bieleho je málo (cf. ZAHRADNÍKOVÁ 1984). Viac údajov je od 70-tych rokov 20. storočia (HAJDÚK 1977, ELIÁŠ 1985), osobitne z východného Slovenska (REJMÁNEK a kol. 1978, ŠMÍDT, REJMÁNEK 1980, DOSTÁL 1985). Údaje o napadnutí lesných porastov sa zaznamenávajú v rámci dlhodobého monitorovania zdravotného stavu lesných porastov. ZAHRADNÍKOVÁ (1984) uvádza výskyt a hodnotí rozšírenie imelovcovitých na Slovensku podľa jednotlivých druhov a poddruhov. Konštatuje, že rozšírenie imela bieleho nie je dostatočne známe. Údaje z literatúry a herbárové doklady nevystihujú jeho rozšírenie.



Obr. 1. Mapa rozšírenia imela bieleho v strednej Európe podľa monografie imela (TUBEUF 1923).

Súčasnité rozšírenie imelovcovitých na Slovensku hodnotíme podľa výsledkov *terénneho prieskumu* v mestách a vo voľnej krajine. Výskyt sledujeme vrámci dlhoročného výskumu populácií poloparazitov (imelo, imelovec) v prirodzenej vegetácii (lesné spoločenstvá) a v urbánnej vegetácii Slovenska (ELIÁŠ 1978, 1985, 2001, 2010, 2011b, 2013), špecializácie na hostiteľov (ELIÁŠ 2005, 2011a), dlhodobé dynamiky populácií imela (ELIÁŠ 1978, 2001, 2013) a špeciálnych štúdií zameraných na produkciu biomasy a ekofyziologické vlastnosti poloparazitov (ELIÁŠ a HUZULÁK, 1978).

Pri terénnom výskume zisťujeme kvantitatívny výskyt poloparazita v korunách stromov, počet krov, ich veľkosť (i pohlavie) imelovca a imela, polohu krov na hostiteľskej drevine (v korune stromu). Pri hostiteľoch zisťujeme druh dreviny, výšku dreviny/stromu a hrúbku kmeňa hostiteľov, hrúbku napadnutých konárov, zdravotný stav hostiteľov (schnúce konáre, deformácie a pod.) (cf. ELIÁŠ 1978, 1987, 2001, 2009, 2010, 2011b, 2012, 2013).

Údaje získané terénnym prieskumom, spolu s publikovanými a ďalšími údajmi, sme použili na zostavenie bodových máp rozšírenia na Slovensku. Sieťové mapy sme zostavili podľa metód stredoeurópskeho mapovania rozšírenia rastlín (JASIČOVÁ a ZAHRADNÍKOVÁ 1976, AMBROS a ELIÁŠ 1986, ELIÁŠ 1990). Veľkosť základného poľa (štvorca) je ca 12,0x11,2 km čiže 134,4 km², s možnosťou rozdelenia na štyri kvadranty o veľkosti 5,0x5,6 km (33,6 km²) alebo ešte menšie políčka až do veľkosti 3,0x 2,8 km, čo predstavuje plochu 8,4 km² (ELIÁŠ 1990).

VÝSLEDKY

Rozšírenie imelovcovitých na Slovensku uvádzame podľa druhov a poddruhov.

1. Imelovec európsky (*Loranthus europaeus* Jacq.)

Hostiteľskými drevinami je viazaný na duby (*Quercus spec. div.*), rastie často a hojne na dube cerovom (*Quercus cerris*). Tomu zodpovedá aj rozšírenie na Slovensku. Vyskytuje sa v dubových porastoch v pahorkatinách panónskej oblasti a na južných svahoch predkarpatských pohorí susediacich s nížinami. V dubovom stupni, do nadmorskej výšky ca 600 m. Vo vyšších pohoriach centrálnych Karpát chýba. Absencia v karpatských kotlinách zrejme súvisí s vplyvom zimných mrazov a výskytom neskorých jarných mrazíkov (cf. ELIÁŠ 2007).

Bodovú mapu rozšírenia na Slovensku publikoval HENDRYCH (1967, Obr. 2) s vyznačením hraničných lokalít. Viac lokalít z územia Slovenska predstavuje bodová mapa vo Flóre Slovenska (ZAHRADNÍKOVÁ 1984, Obr. 3). Územím Slovenska prebieha pravdepodobne severná hranica areálu. HENDRYCH (1968) uvádza nasledujúce hraničné lokality druhu na Slovensku: Vršatec – Rokoš - Banská Bystrica - Hrachovo – Jelšava – Rožňava – Kapušany - Adidovce. ZAHRADNÍKOVÁ (1984) spresnila severnú hranicu druhu na východnom Slovensku takto: Rožňava - Šarišské Michaľany – Kapušany - Adidovce. Zaznamenali sme ho v okolí Starej Turej (ELIÁŠ 2007) a Vršateckého Podhradia, tiež severozápadne od Detvy (ELIÁŠ 1985).

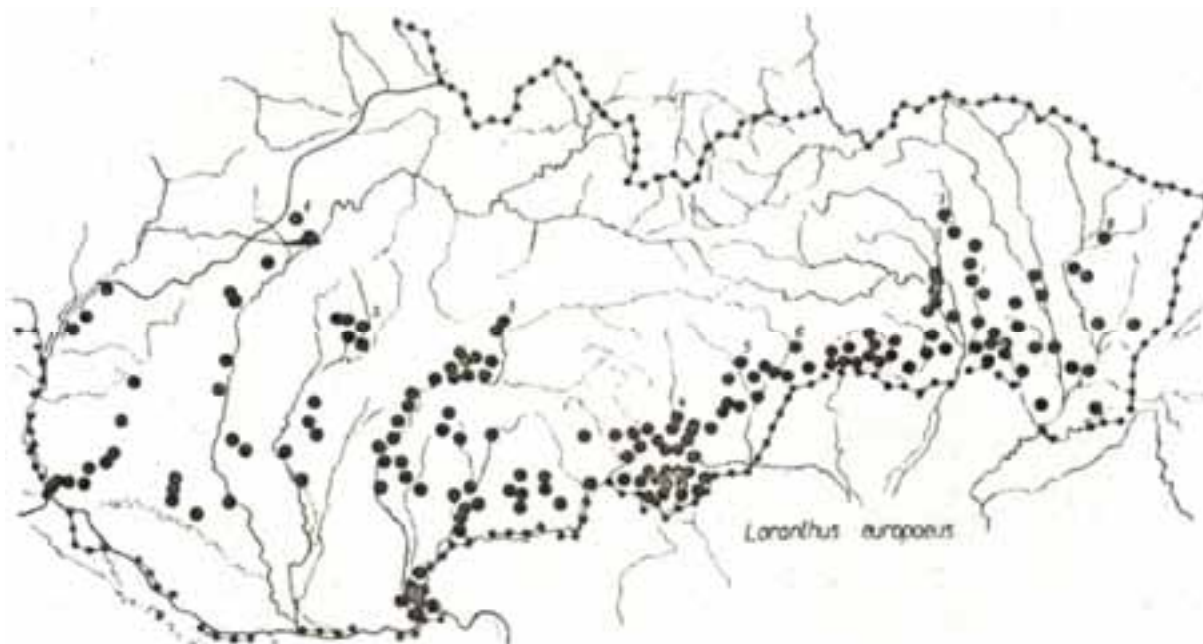
V nížinách a pahorkatinách panónskej oblasti rastie vo všetkých okresoch, miestami veľmi hojne až hromadne. Takmer vo všetkých obvodoch predkarpatskej flóry, ale chýba v obvode centrálnych Karpát, tak isto aj v karpatských kotlinách (ZAHRADNÍKOVÁ 1984).

Imelovec sa vyskytuje často v lesných porastoch, ale aj na soliterných stromoch mimo lesa. Veľmi často sa premnožuje, poškodzuje lesné porasty a spôsobuje úhyn napadnutých stromov. Tento trend pozorujeme na viacerých lokalitách. HAJDÚK (1977) zistil silné napadnutie *Quercus pubescens* (2/3 stromov) a *Q. petraea*, zarastené a zdeformované konáre imelovcom, na lokalitách znečistených imísiami. Na výskumnej ploche v Bábě pri Nitre sme zistili zvýšenie napadnutia stromov a počtu krov poloparazita na duboch za obdobie 10 rokov o ca 10 % (ELIÁŠ 2004b). Úhyn starých napadnutých stromov a ťažba dreva v napadnutých lesných porastoch však skresľujú všeobecnú tendenciu zmeny.

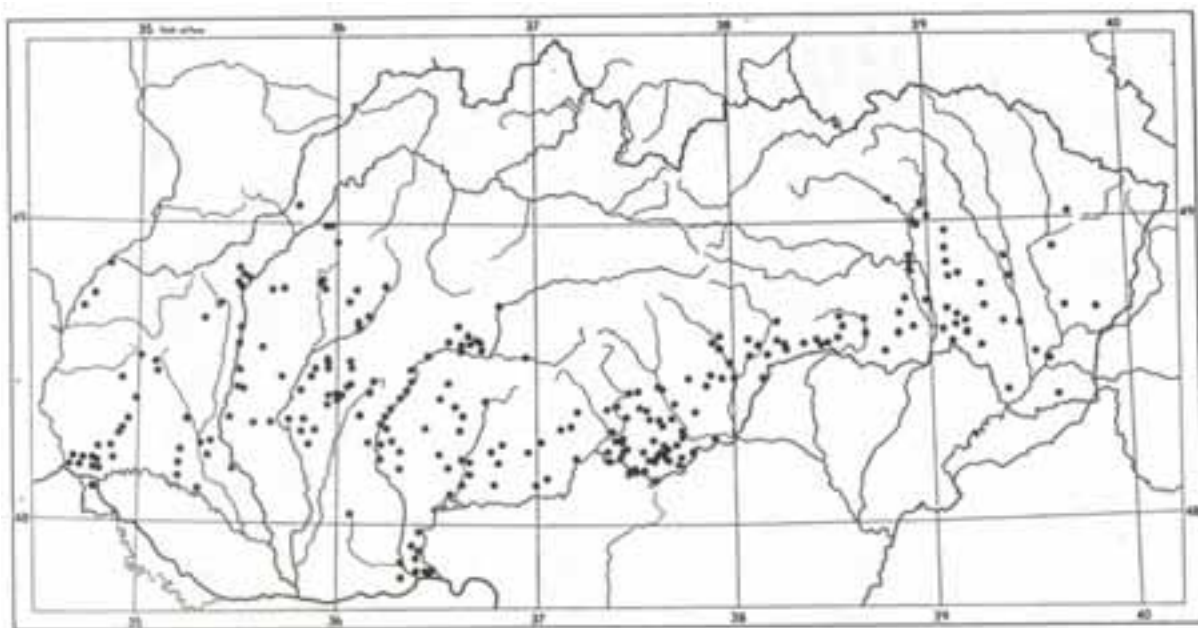
2. Imelo biele (*Viscum album* L.)

Vyskytuje sa v sídlach, obvykle v mestách (mestských parkoch a stromoradiach) a vo voľnej krajine. Jeho rozšírenie na Slovensku je veľmi nerovnomerné. Na väčšine územia chýba. Avšak

v niektorých oblastiach sa vyskytuje hromadne, osobitne v mestách (cf. ELIÁŠ 1985, 2010). Bodovú mapu rozšírenia imela bieleho aj na území dnešného Slovenska publikoval ROTH (1926) (Obr. 4).



Obr. 2. Rozšírenie imelovca európskeho (*Loranthus europaeus* Jacq.) na Slovensku (HENDRYCH 1967). Čísla označujú hraničné lokality: 1 – Vršatec, 2 – Rokoš, 3 – Banská Bystrica, 4 – Hrachovo, 5 – Jelšava, 6 – Rožňava, 7 – Kapušany, 8 – Adidovce.



Obr. 3. Rozšírenie imelovca európskeho (*Loranthus europaeus* Jacq.) na Slovensku podľa Flóry Slovenska (ZAHRADNÍKOVÁ 1984).

Výskyt imela v mestách (Obr. 5). Imelo biele sa vo väčšine miest Slovenska vôbec nevyskytuje. V niektorých mestách je zriedkavé, resp. málo zastúpené (napr. Holič, Banská Bystrica, Banská Štiavnica, Muráň, Tisovec, Trebišov,), prípadne sa vyskytuje len v okrajových častiach mesta (napr. Nitra, Humenné-skanzen). Naproti tomu v niektorých mestách Slovenska sa premnožilo a hromadne napáda opadavé listnaté, prípadne ihličnaté dreviny (borovica), v mestských parkoch a

ostatných komplexoch vegetácie (pouličné stromoradia, cintoríny, záhrady) a znižuje ich vitalitu. Sú to tieto mestá: Bratislava, Trnava, Palárikovo, Partizánske, Rožňava, Moldava nad Bodvou, Košice, Prešov, Humenné, Strážske (cf. ELIÁŠ 2010). Hojne tiež v Bernolákove. Najbohatší výskyt je zaznamenaný v obci Továrne v okrese Vranov nad Topľou, odkiaľ DOSTÁL (1985) uvádza až 23 druhov hostiteľov.



Obr. 4. Historické rozšírenie imela bieleho (*Viscum album*) na území dnešného Slovenska (ROTH 1926). Krúžky – jablňo, Kosošťvorce – listnaté dreviny okrem jablone, Štvorce – borovica lesná, Trojuholníky – jedľa a smrek.

Imelo biele sa v mestách rozširuje, zvyšuje sa aj počet krov v korunách stromov, ako sme to pozorovali na niektorých stromoradiach v Bratislave (ELIÁŠ 2011b). V posledných rokoch napáda aj štíhle koruny topoľov (*Populus x canadensis*, cv. *Italica*) (ELIÁŠ 2013). Tento vzrastajúci trend je ovplyvňovaný výrubom napadnutých stromov pri úpravách a odstraňovaním krov z korún stromov (cf. ELIÁŠ 2001, 2010). Imelo biele sa rozširuje v parkoch aj po rekonštrukcii, často po rozsiahlom odstránení drevín, najmä vysokých stromov. Dôvody vidíme v nedostatočnej a neadekvátnej starostlivosti o urbánnu vegetáciu („mestskú zeleň“) (cf. ELIÁŠ 2010).

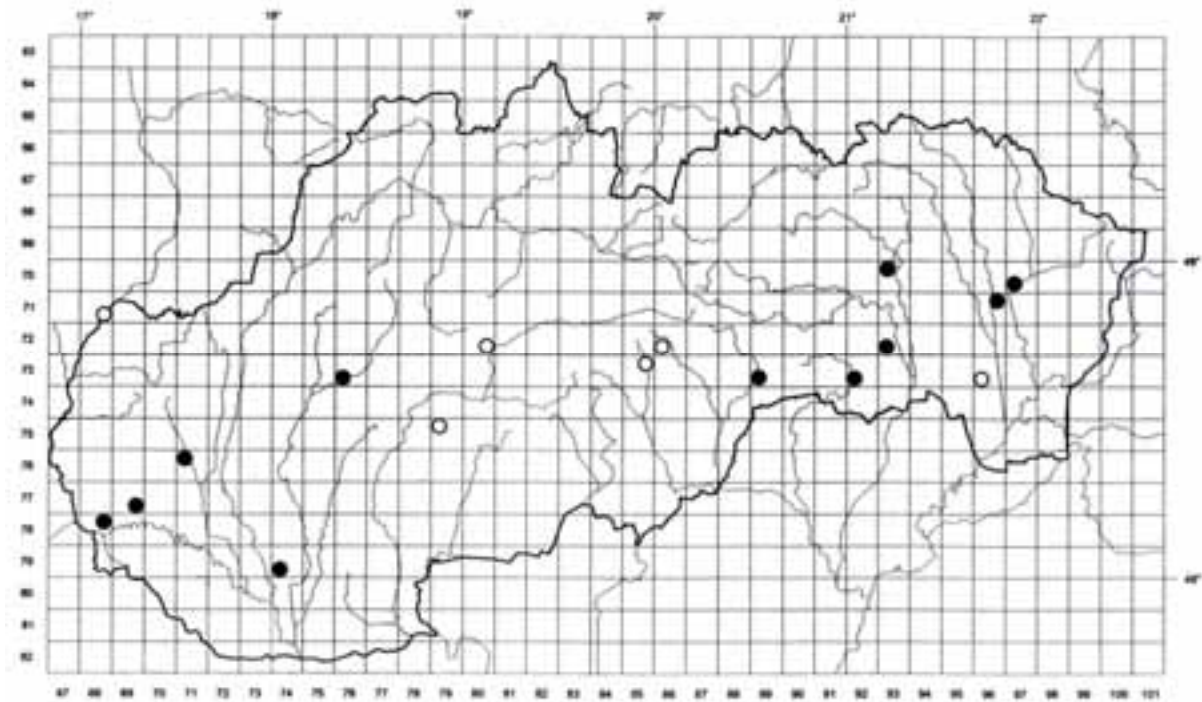
Výskyt imela vo voľnej krajine hodnotíme podľa poddruhov.

2a. Imelo biele pravé (*Viscum album* subsp. *album*)

Parazituje iba na listnatých drevinách v sídlach a vo voľnej krajine. Je najrozšírenejšie zo všetkých troch poddruhov, vzhľadom na široké spektrum hostiteľov (ELIÁŠ 1981, 2002, 2005, 2011a). Vyskytuje sa prevažne v kultúrnej krajine a to na stromoch vysadených v parkoch a pouličných stromoradiach v mestách a dedinách, v ovocných sadoch, na cintorínoch, okolo božích múk, na brehoch dedinských vodných nádrží, pri železničnej trati, botanických záhradách a arborétach, zriedkavo v hájoch a bažantniciach a na okrajoch lesov. Vyskytuje sa v hojnom počte a často sa premnožuje, najmä v mestách (cf. ELIÁŠ 1985, 2010, 2011b).

Fytogeograficky sa hojnejšie vyskytuje na vhodných stanovištiach najmä v panónskej oblasti, zriedkavejšie v karpatskej oblasti, až do ca 800 m n. m. V centrálnych Karpatoch pravdepodobne chýba (ZAHRADNÍKOVÁ 1984). Ohniskovitý výskyt v niektorých mestách v nížinách a pahorkatinách Slovenska (Obr. 5). Vo voľnej krajine v lesných porastoch a na soliterných stromoch a v alejách pri vodných tokoch v nížinách a pahorkatinách. Hojne na topoľoch v lužných (vrbovo-topoľových) lesoch, na introdukovaných topoľoch v monokultúrach a pozdĺž vodných tokov, pri cestách a železničných

tratiach. Často na agátoch v obciach a v agátinách na pieskoch a pieskových presypoch a iných pozmenených stanovištiach.



Obr. 5. Súčasné rozšírenie imela bieleho (*Viscum album*) v urbánnej vegetácii na území Slovenska. Podľa údajov ELIÁŠ-a (2010), doplnené. Výskyt: ● – hojne až hromadne, ○ – zriedkavo.

2b. Imelo biele jedľové (*Viscum album* subsp. *abietis* (Wiesb.) Abromeit)

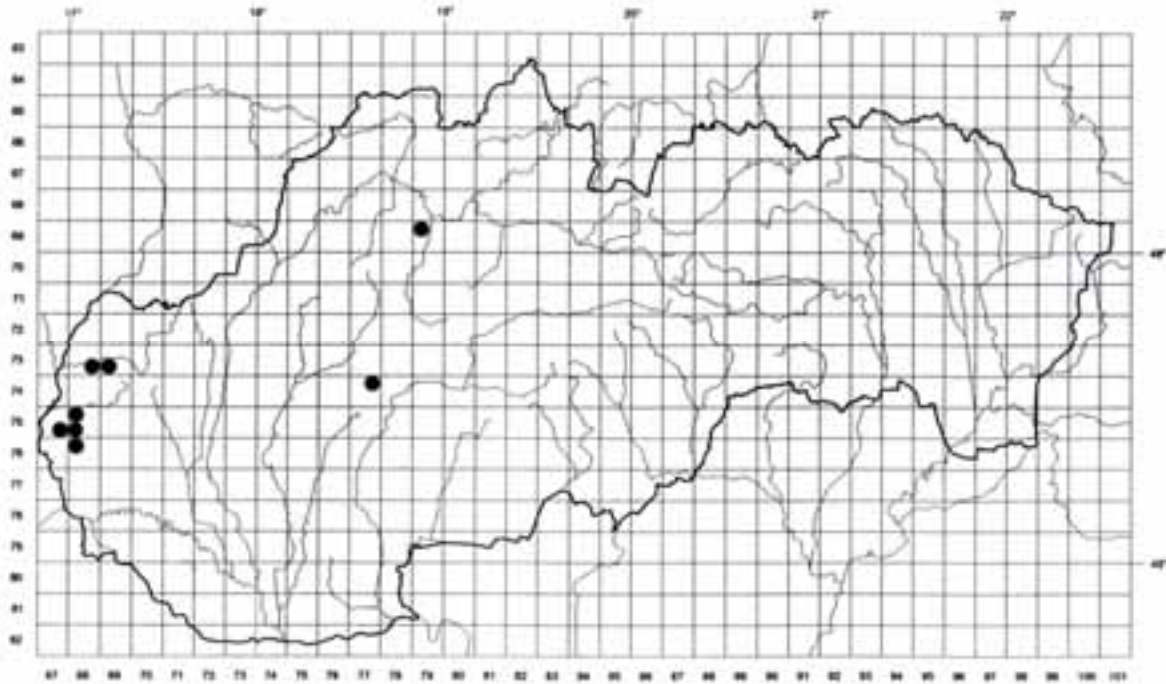
Parazituje na jedli bielej (*Abies alba*), avšak vyskytuje sa aj na iných druhoch tohto rodu, ktoré sa u nás pestujú ako okrasné dreviny (*A. cephalonica*, *A. nordmanniana*) (ZAHRADNÍKOVÁ 1984, ale pozri ELIÁŠ 1981, 2002).

Rozšírenie na Slovensku zodpovedá výskytu hostiteľov – chýba v nížinách a pahorkatinách panónskej oblasti, kde sa jedľové porasty nevyskytujú. V panónskej oblasti je vzácný. ZAHRADNÍKOVÁ (1984) uvádza len jeden údaj z Košickej kotliny. Vyskytuje sa vo vyšších nadmorských výškach (od 600 m n.m.), osobitne v karpatskej oblasti, odkiaľ je viac údajov (Slovenské Rudohorie, Šarišská vrchovina, Ondavská vrchovina). Jednotlivé lokality sú z Tučianskej kotliny, Veľkej Fatry, Nízkych Tatier, Belanských Tatier, Stredného Pohornádia a Spišského pohoria a v Bukovských vrchoch. Vyskytuje sa roztrúsene, nie hromadne, čo môže súvisieť s vektormi a potravinovou ponukou v zimnom, resp. jarnom období (pabobule imela *versus* semená jedle). V parkoch zriedkavo

2c. Imelo biele borovicové (*Viscum album* subsp. *austriacum* (Wiesb.) Vollmann)

Parazituje na boroviciach (*Pinus silvestris*, *P. nigra*) a na smreku (*Picea abies*). Rozšírenie na Slovensku je sústredené na najzápadnejšiu časť štátu – na Borskú nížinu (Obr. 6). Vyskytuje sa v borinách na Borskej nížine, miestami veľmi hojne až hromadne, v starších porastoch. V okolí Plaveckého Štvrtka (Kuchyňa) a Malaciek (Kamenný Mlyn, Križnica, Tančibok), Borského Sv. Mikuláša a Šaštína-Stráže, Konkrétne údaje sú aj z Lúčanskej Malej Fatry (cf. ZAHRADNÍKOVÁ 1984). Na smreku vo Vtáčniku (Ostrovica), V parkoch sa vyskytuje zriedkavo, resp. je málo údajov.

Imelo biele jedľové a borovicové sa vyskytujú takmer výlučne v lesných porastoch v prírodnej krajine. Prvý v jedľovo-bukových a jedľových lesoch, druhý obvykle v borovicových porastoch. Vyskytujú sa obvykle iba roztrúsene a len výnimočne hromadne (na boroviciach). V druhom prípade sú to lokality s izolovaným výskytom hostiteľskej dreviny uprostred iných porastov (napr. borovicový porast uprostred listnatých lesov). Imelo ihličnatých stromov sa nevyskytuje v kultúrnej zeleni, napr. v parkoch a v záhradách v mestách (ELIÁŠ 1985).



Obr. 6. Súčasnité rozšírenie imela bieleho borovicového (*Viscum album* subsp. *austriacum*) na území Slovenska. Podľa literárnych údajov a terénneho výskumu autora (ELIÁŠ, ined).

Porovnanie súčasných poznatkov s historickými údajmi (Obr. 4), ukazuje na zmeny vo výskyte jednotlivých poddruhov imela bieleho (ELIÁŠ 2001, 2011b). V priebehu 20. storočia a v posledných rokoch sa k zvýšil počet lokalít, intenzita napadnutia stromov a porastov (počet napadnutých stromov a počet krov v korunách stromov). Došlo k tomu i napriek ťažbe v napadnutých porastoch, odstraňovaniu napadnutých stromov a odstraňovaniu krov rezom (orezávanie konárov a vrcholcov korún stromov). Zmenilo sa aj spektrum hostiteľov, najmä po rozšírení pestovania introdukovaných drevín (hybridné topole) na stanovištiach pôvodných lužných drevín v nížinách a pahorkatinách, v mestských parkoch a pod.

DISKUSIA

Rozšírenie imelovcovitých na Slovensku je určované špecializáciou na hostiteľa (imelovec, imelo biele jedľové, imelo biele borovicové), zastúpením hostiteľských drevín v krajine (spektrum hostiteľov), prítomnosťou a početnosťou prenášačov semien (vektory), klimatickými faktormi. Zistené značné rozdiely vo výskyte a v rozšírení druhov (imelovec, imelo) a poddruhov (imelo pravé, jedľové a borovicové) ukazujú na relatívny význam jednotlivých faktorov.

Geografické rozšírenie imelovca európskeho na severnej hranici areálu v Európe ukazuje na význam klimatického faktora – teploty ovzdušia. REJMANEK (1969) sa pokúsil identifikovať izotermu, ktorá určuje severnú hranicu rozšírenia imelovca na Morave a v Česku. ELIÁŠ (2007) dokumentoval vysoký úhyn krov imelovca na severnej hranici rozšírenia na Slovensku. Neskoré jarné mrazy považuje za príčinu úhynu poloparazitizujúcich krov v korunách dubov. Globálne otepľovanie by mohlo viesť k posunu severnej hranice rozšírenia imelovca na sever územia Slovenska a do Poľska.

Špecializácia na hostiteľa zohráva dôležitú úlohu v prípadoch úzkeho spektra hostiteľov (ELIÁŠ 2005, 2011a). V prípade imelovca európskeho sú to predovšetkým duby (rod *Quercus*), ktorých rozšírenie na Slovensku určuje potenciálny výskyt tohto poloparazita v území. Podľa HOLUBA (1904) "Na inom strome, než na dube, sa toto dubové imelo u nás nenachodí nikdy". Pri dvoch druhoch dubov (*Quercus pubescens*, *Q. cerris*) prechádza severná hranica rozšírenia južným Slovenskom. V prípade imela bieleho druh hostiteľa podmieňuje potenciálne rozšírenie pri poddruhoch imela

jedľového a imela borovicového. Výskyt a rozšírenie jedle (*Abies*), borovice (*Pinus*) a smreka (*Picea*) v území bude určovať možnosti výskytu a šírenia týchto poddruhov imela.

Skutočné rozšírenie poloparazitov (imelovca, imela) v území (krajine) ovplyvňujú vektory rozširovania – vtáky. Na význam správania sa semenožravých vtákov (etológie), potravovej ekológie a veľkosti populácií vtákov na danej lokalite upozornil ELIÁŠ (1978, 1985, 1987). Prostredníctvom týchto faktorov vysvetlil rozdiely v rozšírení jednotlivých druhov a poddruhov imelovcovitých na Slovensku. Výskyt drozdovitých (*Turdidae*) na Slovensku nie je tak obmedzený, aby bol limitom pre výskyt imelovcovitých u nás. Rozdiely však existujú v populačnej hustote drozdovitých v našej krajine (DANKO a kol. 2002, ŠĚASTNÝ a kol. 1987). Napríklad drozd trskotavý (*Turdus viscivorus*) hniezdi až v 74,1 % územia Slovenska, v starších lesných porastoch a ich okrajoch, až do výšky 1350 m n.m. Chýba v poľnohospodárskej krajine západného a východného Slovenska, s výnimkou borovicových lesov na Záhorí. Pomerne pravidelne na Slovensku zimuje, často aj v iných územiach ako hniezdi. Hustota miestnych populácií v lesných porastoch môže presiahnuť 2 páry/10 ha (DANKO a kol. 2002). V prípade drozda čierneho (*Turdus merula*) je oveľa vyššia, môže dosiahnuť viac ako 5 párov/10 ha. Najvyššiu hustotu dosahuje v mestských parkoch, v Bratislave až takmer 30 párov/10 ha (cf. DANKO a kol. 2002).

Pre rozširovanie (ornitochória) kvitnúcich poloparazitov je dôležitý zdroj – plody, resp. semená. Imelovec a imelo sú dvojdomé rastliny, plody produkujú len samičie kry. V populáciách obvykle prevládajú samičie a mladé jedince, ktoré sa na rozširovaní poloparazita v danom časovom období nepodieľajú. Túto skutočnosť vyjadruje pomer pohlaví (cf. ELIÁŠ 1997, 2004a). Nedostatok „zdrojových“ jedincov môže v lokálnej mierke obmedzovať šírenie poloparazita na lokalite, naopak výskyt plodných krov môže prispievať k premnoženiu a silnému napadnutiu hostiteľov (cf. ELIÁŠ 1978, 1987, 2004b, 2009).

Pri hodnotení zmien vo výskyte a rozšírení imelovcovitých v dlhšom časovom období (100 rokov), musíme zohľadniť aj vplyv ľudskej činnosti. Introdukcia cudzokrajných drevín, ktoré sú často náchyľnejšie na napadnutie ako druhy pôvodnej kveteny, ich výsadba v lesných porastoch a v sídlach (parky, aleje), osobitne *Populus x euramericana*, môže spôsobiť zmeny v druhovom spektre hostiteľov. Viacere druhy uvádzané v práci ROTH-a (1926) ako hostitelia imela bieleho dnes nepatria do jeho spektra hostiteľov.

Vplyv človeka môže byť aj nepriamy, napríklad prostredníctvom hospodárskej činnosti a jej dopadom na životné prostredie. HAJDÚK (1977) upozornil na význam znečistenia ovzdušia, keď okolo priemyselných závodov s kyslou reakciou imisii pozoroval výskyt a zvýšenú početnosť parazitických a poloparazitických rastlín. So vzdialenosťou od exhalačného zdroja počet krov imelovca klesal. Vyslovil predpoklad, že niektoré priemyselné imisie pravdepodobne znižujú ochranné reakcie hostiteľských rastlín a aj intenzívne šírenie sa imela v najviac imisiami ovplyvnených mestách na Slovensku môže byť zapríčinené exhalačnými splodinami. **Hajdúkova hypotéza o vplyve znečistenia ovzdušia na rozširovanie imela** bola predmetom výskumu a diskusie. Vzťah výskytu imela bieleho k znečisteniu ovzdušia nepotvrdili ŠMÍDT a REJMÁNEK (1980) na východnom Slovensku. Imelo sa tu vyskytuje v znečistenom ovzduší, ale aj v relatívne čistých oblastiach (Muráň, Potiská nížina, Slovenský kras). Podobné výsledky sa uvádzajú z Bratislavy (ELIÁŠ 2011b). Novšie výsledky však už uvažujú s týmto faktorom (DOBBERTIN a kol. 2005, ZACHWATOWICZ a kol. 2008).

ZÁVER

1. Rozšírenie imelovcovitých na Slovensku je nerovnomerné, ohniskovité (vyskytujú sa v ohniskách s vysokou frekvenciou a vysokým stupňom napadnutia porastov a stromov), so značnými rozdielmi medzi druhmi a poddruhmi.
2. Rozšírenie imelovca európskeho (*Loranthus europaeus* Jacq.), opadavého poloparazitického kra, na severnej hranici areálu v Európe, určuje špecializácia na hostiteľov - výskyt hostiteľských drevín (obvykle duby, osobitne *Quercus cerris*), a klimatické faktory (nízke teploty v zime a na jar).
3. Sústredený výskyt imela bieleho (*Viscum album* L.) v kultúrnej krajine (predovšetkým v sídlach) a rozptýlený výskyt v lesných porastoch v prírodnej krajine môžeme vysvetliť (1) zastúpením

hostiteľských rastlín v urbánnej vegetácii a výskyt urbánnej vegetácie (stromov) v krajine (obmedzený a lokalizovaný výskyt stromov v mestách, vysoká frekvencia hostiteľov). (2) frekvenciou početnosťou a hustotou populácií semenožravých vtákov (obmedzená potravná ponuka v mestách, význam imela ako potravy je v mestách väčšia ako v lesných porastoch).

4. Hodnotenie súčasného výskytu v porovnaní s historickými údajmi (spred 100 rokov) a s údajmi v predchádzajúcich obdobiach ukazuje na zvýšenie počtu lokalít s napadnutými drevinami, zvýšenie stupňa napadnutia stromov a porastov, ako aj zvýšenie počtu druhov hostiteľských drevín.

5. Faktory, ktoré podmieňujú výskyt a intenzitu napadnutia hostiteľských drevín a porastov, sú limitujúce klimatické faktory (nízka teplota pri *Loranthus*), spektrum hostiteľov a rozšírenie hostiteľských drevín (pri *Loranthus* a *Viscum album* subsp. *abietis* a *V.a.* subsp. *austriacum*), vektory rozširovania – semenožravé vtáky, ich etológia, potravná ekológia a populačná ekológia (veľkosť miestnych populácií), priame a nepriame vplyvy činnosti človeka (výrub napadnutých drevín a celých lesných porastov, odstraňovanie krov imela z korún stromov). Hajdúkova hypotéza zvýrazňuje význam nepriameho vplyvu človeka - znečistenia ovzdušia (imisie) na hromadný výskyt a silné napadnutie drevín oslabených vzdušnými exhalátmi.

POĎAKOVANIE

Príspevok bol vypracovaný v rámci vedeckého projektu č. 1/0813/14 „Ekosystémy a ich účinky – ekosystémové služby vo vidieckej krajine“, ktorý sa rieši na Katedre ekológie FEŠRR SPU v Nitre s finančnou podporou vedeckej grantovej agentúry SAV a Ministerstva školstva SR VEGA v rokoch 2014-2016.

LITERATÚRA

- AMBROS, M., ELIÁŠ, P. 1986. Mapovanie rozšírenia rastlín a živočíchov v Chránenej krajinskej oblasti Ponitrie. Rosalia, 3, s. 273-279.
- ČERNÝ, A. 1976. Lesnícká fytopatologie. SZN, Praha, 347 s.
- DANKO, Š., DAROLOVÁ, A., KRISTÍN, A., eds. 2002. Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA, Vydav. SAV, Bratislava, 688 s.
- DOBBERTIN, M., HILKER, N., REBETZ, M., ZIMMERMANN, WOHLGEMUTH, T., RIGLING, A. 2005. The upward shift in altitude of pine mistletoes (*Viscum album* ssp. *austriacum*) in Switzerland – the result of climate warming? Int. J. Biometeorol., roč. 50, s. 40-47.
- DOSTÁL, L. 1985. Poznámky k rozšíreniu imela bieleho na východnom Slovensku. Acta Mus. Slov. Region. Orient. Košice, Prírodné vedy, roč. 25, s. 51-67.
- ELIÁŠ, P. 1978. Imelo v Trnave. Kultúra a život Trnavy, Trnava, 9 (12), s. 16-17.
- ELIÁŠ, P. 1981. Hostiteľské dreviny imelovcovitých v ČSSR. Les, Bratislava, 37, s. 163-165.
- ELIÁŠ, P. 1985. K výskytu imelovcovitých (*Loranthaceae*) na Slovensku. Zpr. Čs. Bot. Společ., 20, s. 128-132.
- ELIÁŠ, P. 1987. Quantitative ecological analysis of a mistletoe (*Loranthus europaeus* Jacq.) population in an oak-hornbeam forest: space continuum approach. Ekológia. Roč. 6, č. 4 (1987), s. 359-372. ISSN 1335-342X.
- ELIÁŠ, P. 1990. Rozšírenie rastlín v Chránenej krajinskej oblasti Ponitrie (pohorie Tribeč a Vtáčnik) I. Rosalia, 6, s. 121-148.
- ELIÁŠ, P. 1997. A male-based sex ratio in mistletoes. Biológia. Vol. 52, no. 1 (1997), s. 49-51.
- ELIÁŠ, P. 2001. Zmeny v početnosti a v hostiteľských drevinách imela bieleho (*Viscum album* L.) v meste Trnave, JZ Slovensko. Acta Fac. Paed. Tyrnaviensis, Trnava, Ser. B., 2002, roč. 5, s. 3-12.
- ELIÁŠ, P. 2002. Hostiteľské dreviny imelovcovitých (*Loranthaceae*) na Slovensku. In: Bulletin Slovenskej Botanickej Spoločnosti, Bratislava, roč. 24, 2002, s. 175-180.
- ELIÁŠ, P. 2004a. Pohlavná štruktúra populácií dvojdomých rastlín na Slovensku. In *Populačná biológia rastlín VIII : pracovná skupina populačnej biológie rastlín*. Zvolen: SEKOS, 2004, s. 139-148. ISBN 80-9689041-1-5.
- ELIÁŠ, P. 2004b. Zmena štruktúry a veľkosti populácie *Loranthus europeus* v dubovo-hrabovom lese v Bábě pri Nitre: cenopopulačný či metapopulačný prístup? In *Populačná biológia rastlín VIII : pracovná skupina populačnej biológie rastlín*. Zvolen: SEKOS, 2004, s. 157--162. ISBN 80-9689041-1-5.
- ELIÁŠ, P. 2005. Multi-scale estimation of host specificity in mistletoes. ESA Annual Meeting, Montreal, Canada, Abstract. Contributed Oral Session 151: Mutualism / Parasitism: Disease; Pathogens, abstracts.co.allenpress.com/pweb/esa2005/

- ELIÁŠ, P. 2007. Úhyn imelovca (*Loranthus europeus* Jacq.) na severnej hranici rozšírenia v Európe: Slovensko. In *Dreviny v mestskom prostredí a v krajine : aktuálne trendy dendrologického výskumu a praxe*, Nitra 22. novembra 2007 : [1. celoslovenská vedecká konferencia] : zborník príspevkov. Nitra. 2007. ISBN 978-80-8069-964-2.
- ELIÁŠ, P. 2009. Štruktúra a dynamika populácií imelovca európskeho (*Loranthus europaeus* Jacq.) v korunách stromov v opadávacích lesných porastoch výsledky dlhodobého výskumu. In *Parazitické, poloparazitické a mykoheterotrofni rastliny : program a abstrakty, Praha, 28. 29. listopadu 2009*. Praha: Česká botanická spoločnosť, 2009.
- ELIÁŠ, P. 2010. Imelo v urbánnej vegetácii Slovenska a možnosti ochrany drevín v mestách. In *Dreviny vo verejnej zeleni 2010 : zborník z konferencie s medzinárodnou účasťou, 22.-23. 6. 2010, Banská Bystrica*. Nitra: Ústav ekológie lesa SAV Zvolen, 2010, s. 35-40. ISBN 978-80-89408-08-5.
- ELIÁŠ, P. 2011a. Metodický príspevok k stanoveniu špecializácie na hostiteľa. In *Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti*. Roč. 32, supl. 2 (2011), s. 253-255. ISSN 1337-7043.
- ELIÁŠ, P. 2011b. Stromové poloparazity v historických parkoch a cintorínoch hlavného mesta SR Bratislavy In: *Dreviny vo verejnej zeleni 2011 : recenzovaný zborník z konferencie s medzinárodnou účasťou, 17.5.-18.5. 2011, Nitra*. Nitra: Ústav ekológie lesa SAV Zvolen, 2011, s. 41-47. ISBN 978-80-89408-12-2.
- ELIÁŠ, P. 2013. Imelo biele (*Viscum album*) na štíhlych topoľoch v Bratislave. In PASTIČÁKOVÁ, K., KÁDASI HORÁKOVÁ, M., eds. *Dreviny vo verejnej zeleni : zborník z vedeckej konferencie s medzinárodnou, Nitra, 18.-19. jún 2013*. 1. vyd. Zvolen : Ústav ekológie lesa SAV, 2013, s. 212-214. ISBN 978-80-89408-16-0.
- ELIÁŠ, P. HUZULÁK, J. 1978. Príspevok v k štúdiu vodných vzťahov imelovca a cera. In *Acta Botanica Slovaca Academ. scientiarum Slovacae. Ser. A 3. Taxonomica geobotanica. Ser. 4*. Bratislava: Veda, 1978, s. 266-276.
- HAJDÚK, J. 1977. Poznámky k výskytu a ekológii *Viscum album* L. s.l. na Slovensku. Zpr. Čs. bot. Společ., Praha, 12,3, s. 201–205.
- HENDRYCH, R. 1967. Ad floram regionis flakoviensis in Slovacia addenda critica. Acta Univ. Carol.-Biol., roč. 2, s. 109-183.
- HOLUBY, J. L. 1904. Quodlibet s cesty z Bošáckej doliny do Pezinku a nazpäť. Slovenské pohľady, 1904, s. 421-442.
- JASIČOVÁ, M., ZAHRADNÍKOVÁ, K. 1976. Organizácia a metodika mapovania rozšírenia rastlinných druhov v západnej tretine Slovenska. Biológia, 31, s. 74-80.
- LUX, A. 1952. Zhodnotenie škodlivosti imelovca. Biol. Sborn. SAVU, Bratislava, 7, s. 41-60.
- NOETZLI, K. PH., MULLER, B., SIEBERT, TH.N. 2004. Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). Ann. For. Sci., 60 (2003), s. 773-779.
- REJMÁNEK, M., 1969. *Loranthus europaeus* L. ve východních Čechách a zákonitosti jeho rozšíření v Československu. Zpr. Čs.Bot. Společ., roč. 4, 1969, s. 15–20.
- ROTH, J. 1926. Über die Verbreitung der Mistel in Ungarn. Allgemeine Forst- und Jagzeitung, 396, 1926, s. 87-91.
- REJMÁNEK, M., ŠMÍDT, I., KRLIČKA, M. 1978. Hostiteľské dreviny *Viscum album* L. v Košiciach a v Prešove. Zpr. Čs. bot. Společ., Praha, 13, s. 125-126.
- REUSS, G. 1853. Května Slovenska. Banská Štiavnica. I – LXXV + 1 – 496 s.
- ŠMÍDT, I., REJMÁNEK, M. 1980. Výskyt imela bieleho (*Viscum album* L. s. str.) na východnom Slovensku vo vzťahu k znečisteniu životného prostredia. Zborn. Ref. 3 zjazdu Slov. Bot. Spoloč. Zvolen, s. 135–142.
- ŠŤASTNÝ, K., RANDÍK, A., HUDEC, K. 1987. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/1977. Academia, Praha, 484 s.
- TUBEUF, K.F.v. 1923. Monographie der Mistel. Verlag R. Oldenbourg, Munchen, 832 s.
- ZAHRADNÍKOVÁ, K. 1984. Imelovcovité. In: Bertová, L., ed. Flóra Slovenska, IV/1, s. 56-62. Vydav. SAV, Bratislava.
- ZACHWATOWICZ, M., PETROVIĆ, K., SUDNIK-WÓJCIKOWSKA, B. 2008. The occurrence of European mistletoe under the conditions of high human impact in the central part of Warsaw, Poland. In *Problemy Ekologii Krajobrazu*, roč. 22, s. 101-114.

Adresa autora

Prof. RNDr. Pavol Eliáš, CSc., Katedra ekológie FEŠRR, SPU Nitra, Mariánska 10, 949 76 Nitra, tel.č.: 037/6415617, e-mail: pavol.elias@uniag.sk.

ŠÍRENIE SA INVÁZNEHO PAJASEŇA ŽLIAZKATÉHO (*AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL.) SWINGLE) V MESTE PRIEVIDZA: ÚLOHA ODLIŠNEJ ŠTRUKTÚRY SPRÁVY ZELENE

SPREADING OF INVASIVE TREE-OF-HEAVEN (*AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL.) SWINGLE) IN PRIEVIDZA CITY: ROLE OF DIFFERENT GREENERY MANAGEMENT STRUCTURE

Peter Ferus, Simona Beniaková

FERUS, P. – BENIAKOVÁ, S. 2014. Šírenie sa invázneho pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) v meste Prievidza: úloha odlišnej štruktúry správy zelene. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 42-48. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Tree-of-heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) represents one of the most aggressive alien tree species (appears among the European 100 worst invasive organisms). Its success is associated with fitting environment and tolerant approach of land owners / administrators. Therefore, in this work we analysed present state in tree-of-heaven abundance as well as its potential to spread further and level of its mechanic regulation in 2 parts of Prievidza city, differing in greenery management structure. We found marked increase (especially in the Old town compared to city part Píly) in total tree number compared to 30 years old literature data and about a fourth of them were fertile, thus representing future danger. Despite of relatively high accessibility (73 %), only less than 15 % trees were regulated. Municipal services and physical entities tried to eliminate about half of the trees but public and religious organisations ignored them. In areas of private organisations we identified no tree-of-heaven individual. Thus, in Old town with much more tree individuals as well as higher portion of land under administration of public organisations than in city part Píly, much more intense spreading of this species can be expected.

KEY WORDS: Plant invasions • tree-of-heaven • urban environment • greenery management structure • regulation

ÚVOD

Pajaseň žliazkatý (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), listnatý strom pôvodom z južnej, centrálnej a východnej Číny, z Taiwanu, južnej časti kórejského polostrova a Japonska, bol do Európy po prvýkrát dovezený r. 1751 (Francúzsko). Na začiatku 19. storočia jeho distribúciu v stredoeurópskom priestore zabezpečovali okrasné škôlky v Ledniciach. Na Slovensko sa pravdepodobne dostal v r.1855, ale rozsiahlejšie sa začal vysádzať v Bratislave až v 50.-tych rokoch minulého storočia (JURKO a ŠOMŠÁK 1958, BENČAĽ 1982), a ešte pred tridsiatimi rokmi bol bežnou súčasťou výsadiieb zelene v mestách (SUPUKA a kol. 1991).

Okrem estetického efektu rozmerných nepárno-perovito zložených listov, súkvetí, súplodí a kôry bol tento druh zaujímavý aj vysokou produkciou relatívne kvalitného dreva, obsahom farmakologicky zaujímavých látok ako aj biopesticídov, ktoré ho predurčovali k využitiu v alternatívnej medicíne, lesníctve a poľnohospodárstve (LAWRENCE a kol. 1991, HEISEY 1996).

V súčasnosti je však u nás (MEDVECKÁ a kol. 2012) ako aj v mnohých okolitých krajinách zaraďovaný medzi invázne druhy. Jeho agresivitu dokumentuje tiež fakt, že je zaradený do zoznamu 100 najnebezpečnejších invázných organizmov v Európe (DAISIE, www.europe-aliens.org). Odhliadnuc od úniku mimo mestské aglomerácie a narúšania funkcie prirodzených a poloprirodzených ekosystémov (napr. KOTA a kol. 2007), najviditeľnejšie škody / náklady súvisia s opravami narušených stavieb a hlavne vlastnou likvidáciou nežiadúcej vegetácie. LUZ-LENZANO

CACERES a GEROLD (2009) odhadli ročné náklady na reguláciu tejto dreviny v spolkovéj republike Hesensko, SRN na 5 miliónov Eur.

Jeho invázny potenciál spočíva v značnej ekologickej plasticite, rýchlom raste, krátkej juvenilnej fáze, obrovskej produkcii reprodukčného materiálu (starý strom môže tvoriť až niekoľko stotisíc plodov) v kombinácii s vegetatívnym rozmnožovaním prostredníctvom koreňových výhonkov a samozrejme v jeho schopnosti potláčať okolitú vegetáciu allelochemikáliami (KOWARIK a SÁUMEL 2007).

Najčastejšie sa k regulácii tohto druhu dreviny používajú mechanické, chemické alebo kombinované metódy. Niekoľko príkladov: z analýzy CONSTAN-NAYA a kol. (2010), v rámci ktorej sa hodnotil efekt jedného rezu, opakovaného rezu a rezu so súčasťou aplikáciou glyfosatu, vyšla posledná menovaná alternatíva ako najúčinnějšía. MELOCHE a MURPHY (2006) navyše študujúci účinok ručného trhanía, mulčovania a tzv. systému injekcie kapsúl s obsahom glyfosatu (EZject), potvrdili výsledky predchádzajúcej štúdie.

Keďže sa pre vysoké obstarávacie ceny fyzické osoby / organizácie orientujú takmer výhradne na mechanickú reguláciu, v našej práci sme sa snažili zhodnotiť rozsah tejto formy regulácie nežiaducich stromov pajaseňa žliazkatého v dvoch mestských častiach Prievidze s odlišnou štruktúrou správy pozemkov. Súčasne sme sa sústredili na zachytenie stavu a potenciálu ďalšieho šírenia sa tejto dreviny.

MATERIÁL A METÓDY

Prírodné pomery mesta Prievidza

Mesto sa nachádza na východe Trenčianskeho kraja, približne v strede Hornonitrianskej kotliny, medzi masívom Strážovských vrchov, Vtáčnika a Žiaru v nadmorskej výške 260 m. Mestom tečie riečka Handlovka, ktorá sa pri obci Koš vlieva do rieky Nitry lemujúcej západný okraj Prievidze (www.prievidza.sk).

Geologické podložie v kotlinovej časti katastra tvoria vrstvy ílov, pieskov a štrkov prechádzajúce v severovýchodnom cípe katastra do neogénnych vulkanitov (andezity, www.prievidza.sk). Na riečnych nivách Nitry a Handlovky nájdeme fluvizeme kultizemné a glejové. Na zvetralinách andezitov na zalesnených plochách prevažujú hnedé pôdy s výskytom kambizeme pseudoglejovej (nasýtenej). Dominujú teda ťažké ílovito-hlinité mierne alkalické pôdy (ŠALY a kol. 2000).

S priemernou ročnou teplotou (za obdobie 1951 – 2000) 8,8 °C, úhrnom zrážok 656,5 mm a priemerným počtom dní s teplotou nad 5 °C – 234 (ČIMO a kol. 2012) spadá mesto Prievidza do dostatočne teplého suchého pahorkatinového klimatického regiónu (www.podnemapy.sk).

Vymedzenie študovaných lokalít

Pre naplnenie cieľov tejto práce sme vybrali 2 mestské časti, ktoré sa významne odlišujú v štruktúre vlastníctva / správy pozemkov. Mestská časť Staré mesto, zo západnej strany ohraničená železničnou traťou, zo severu Stavbárskou a Mariánskou ulicou, na východe zahýbajúcou Mariánskou ulicou a parkom Skotňa a na juhu riečkou Handlovka, má rozlohu 0,95 km². Zahŕňa pešiu zónu s množstvom predajní a polyfunkčných domov, úradných, kultúrnych a cirkevných budov, škôl, s viacerými parčíkmi, ale aj obytnými zónami s rodinnými domami či bytovými blokmi. Pritom 41,01 % plôch spravuje mesto, 41,05 % je vo vlastníctve súkromných osôb, 16,71 % obhospodarujú verejné organizácie a 1,23 % plôch vlastní cirkev (www.google.sk/maps/, www.mapa.zoznam.sk).

Mestská časť Píly je vymedzená zo západu mestským parkom, zo severu Bojnickou cestou a z východnej strany železničnou traťou. Juhovýchodnú hranicu tvorí riečka Handlovka a juhozápadnú ulice Alexandra Rudnaya a Garbiarska. Väčšinu plochy tejto mestskej časti (o rozlohe 1,19 km²) zaberá obytný celok postavený v 50. – 60. rokoch 20. storočia, so symetrickým usporiadaním ulíc a pravouhlo koncipovanými objektmi spolu so školami a zdravotným strediskom, ktoré vyvažuje bohato zastúpená zeleň (PÉLI 1983). Plochy v správe mesta tvoria 66,47 %, verejných organizácií 8,48 % a v súkromnom vlastníctve je 25,05 % územia.

Analýza stromov

Analýza výskytu pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) sa realizovala formou terénneho prieskumu v rokoch 2013 – 2014. Jej súčasťou bola charakteristika identifikovaných rastlín ako aj lokality výskytu. Keďže vymedziť jedinca pajaseňa je pomerne obtiažne (pre kombinovaný spôsob rozmnožovania), analyzovaný bol počet kmeňov na báze hrubších ako 3 cm. Takéto kmene sme považovali za relatívne stabilizované, nelikvidovateľné bežným krovinorezom, vyžadujúce pilenie. V priebehu vegetácie však hrúbka kmeňa narastala, čo vyžadovalo korekciu. Na tento účel poslúžila referenčná rastlina, na ktorej sa tieto zmeny pozorovali. V rámci kmeňov vyhovujúcich po stránke hrúbky sme ďalej zisťovali: podiel plodných (nesúcich plody resp. zvyšky súplodí) a podiel neúspešne mechanicky regulovaných kmeňov. Za mechanicky neúspešne regulované sme považovali také kmene, po ktorých zostávajúci pník dosahoval aspoň 10 cm a pokračoval v raste zo spiaceho očka. Každému kmeňu bol priradený status z hľadiska postoja majiteľa / správcu pozemku k nemu (vysadený / tolerovaný / regulovaný). Keďže sa tento druh dreviny dlhodobo nevysádza, v minulosti vysadené stromy bolo možné so značnou pravdepodobnosťou identifikovať na základe vyššieho veku ako aj polohy. Nasledoval popis miesta výskytu. Zaujímala nás dostupnosť k mechanickej regulácii a v čej správe daný pozemok je (mesto / verejná organizácia / súkromná organizácia / cirkev / fyzická osoba).

Tab.1. Analýza počtu kmeňov pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) z hľadiska ich statusu a dostupnosti k mechanickej regulácii na pozemkoch Starého mesta v odlišnej správe.

Správa	Status			Dostupnosť pre reguláciu	
	vysadené	tolerované	regulované	dostupné	nedostupné
<i>mesto</i>	4	8	2	9	5
<i>verejná organizácia</i>	0	8	0	8	0
<i>súkromné organizácie</i>	0	0	0	0	0
<i>cirkev</i>	1	8	0	3	6
<i>fyzické osoby</i>	0	3	4	7	0

VÝSLEDKY A DISKUSIA

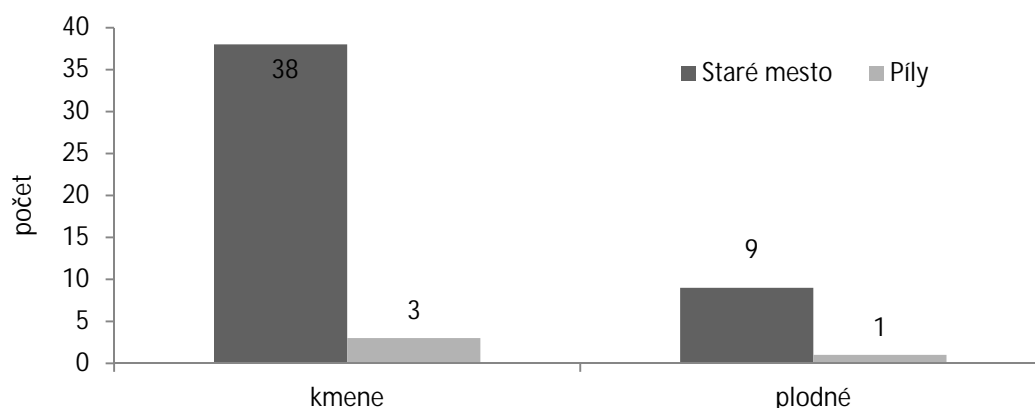
Podľa údajov BENČAŤA (1982) rástli v Prievidzi pred 30 rokmi len 4 jedinci pajaseňa žliazkatého. Ich výskyt sa pritom sústredil na mimoparkové objekty mestskej zelene. Naša súčasná analýza poukazuje na značný nárast oproti tomuto obdobiu. Len v sledovaných mestských častiach bolo zaznamenaných 41 kmeňov, pričom drvivá väčšina sa nachádzala v Starom meste (Obr. 1). Na druhej strane, pätnásť rokov stará štúdia zameraná na inventarizáciu zelene starej obytnej zóny mestskej časti Píly (OVŽP MÚ PRIEVIDZA 1998) nepopisuje žiaden strom tohto druhu. Tento fakt by však mohol súvisieť s odlišným vymedzením priestoru štúdia. Približne štvrtina (Staré mesto) resp. tretina (Píly) z nálezov niesla plody, teda predstavovala zdroj ďalšieho šírenia sa tohto invázneho druhu v priestore. Úspech tejto dreviny je na jednej strane daný vyhovujúcimi environmentálnymi podmienkami (KOWARIK a ŠAUMEL 2007) a na strane druhej miernym postojom človeka k jej šíreniu sa, keďže podľa platnej vyhlášky Ministerstva životného prostredia SR č. 24/2003 nie je zaradená medzi invázne druhy, na ktoré sa vzťahuje povinnosť likvidácie.

V tomto kontexte je zaujímavá práca LANDENBERGER a kol. (2006), ktorá popisuje vzťahy letových vlastností nažiek pajaseňa žliazkatého, sily nárazov a smeru vetra k časovej a priestorovej distribúcii týchto diaspór v relatívne uzavretom lesnom a otvorenom poľnom prostredí. Väčšina nažiek sa uvoľnila hneď po dozretí, v lese a pôsobením severného vetra (častejší a nárazovejší) sa dostali ďalej od materskej populácie a severný vietor unášal ťažšie nažky ako južný. Vzhľadom k dominancii severných a severozápadných vetrov (ŠPÁNIK a ŠIŠKA 1999) možno v Prievidzi očakávať šírenie sa pajaseňa predovšetkým týmito smermi.

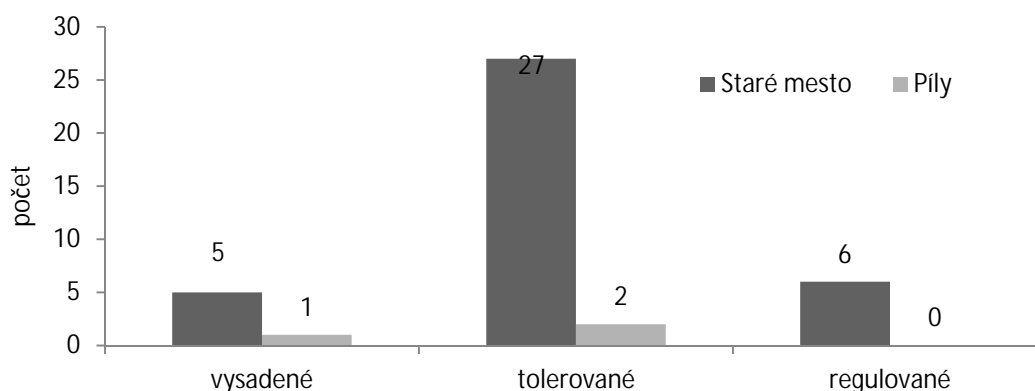
DELGADO a kol. (2009) testovali zasa hypotézu, či sa vlastnosti plodov pajaseňa odrazia na ich klíčivosti a životaschopnosti semenáčov. Zistili, že vyššia hmotnosť a projekčná plocha nažiek neznamená vyššiu klíčivosť, no semenáče sú menej životaschopné.

Z 38 kmeňov pajaseňa v prievidskom Starom meste bolo 5 pravdepodobne vysadených a 33 kmeňov predstavovalo nálety resp. koreňové výhonky, z ktorých iba 6 bolo regulovaných pílením (Obr. 2) napriek tomu, že dostupných k regulácii bolo až 27 kmeňov (Obr. 3). Na druhej strane, na sídlisku Píly bol nájdený len 1 vysadený strom a ostatné 2 kmene sme zaradili medzi tolerované nálety resp. koreňové výhonky (Obr. 2). Zrejme sa jedná o niekoľko generácií potomkov vysadených stromov.

Analýzou početnosti jednotlivých výškových kategórií stromov pajaseňa žliazkatého v Nitre sa zaoberala KALOČAIOVÁ (2002, 2005). Prieskum väčšej časti sídliska Chrenová, ohraničenej ulicami Tr. A. Hlinku, Dlhá, Akademická, Ždiarska a Ďumbierska mimo areálov škôl a Agrokomplexu, ktorú z hľadiska štruktúry správy plôch možno prirovnať podstatnej časti prievidského sídliska Píly, ukázal, že asi 93 % nájdených jedincov predstavovalo zatiaľ neplodné dcérske rastliny (0 – 3 m) a iba 7 % rastliny plodné materské (>3 m). Vzhľadom k výraznej dominancii dcérskych jedincov do 0,5 m (asi 75 %) oproti tým v kategóriách 0,5 – 1,5 m a 1,5 – 3 m (asi 12 a 6 %) možno pri nezmenenom manažmente uvažovať o exponenciálnom náraste produkcie plodov a konkurenčného tlaku zo strany starších plodných jedincov (KALOČAIOVÁ 2005). Porovnanie vybraných výskumných plôch v centre mesta a na sídlisku Chrenová ukázalo v centrálnej časti mesta rovnaký no markantnejší trend (KALOČAIOVÁ 2002).



Obr. 1. Počty kmeňov pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) a podiel fertilyných z nich v študovaných mestských častiach Prievidze.

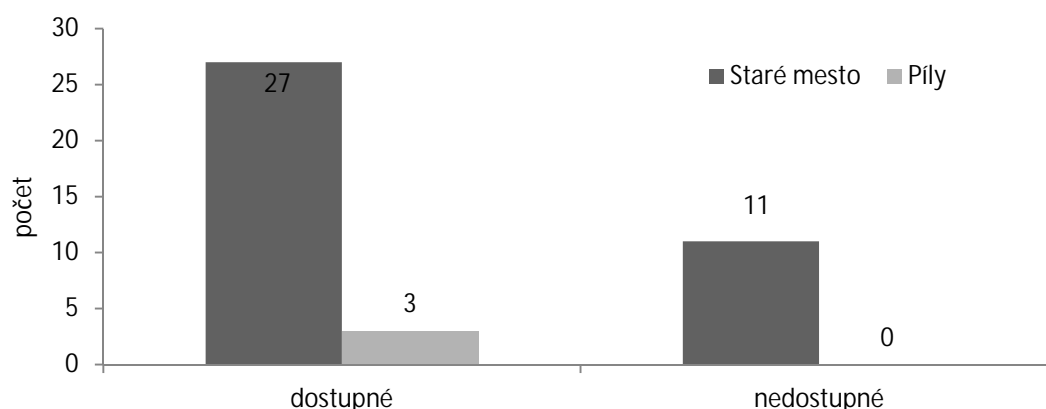


Obr. 2. Počty kmeňov pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) v mestských častiach Staré mesto a Píly vo vzťahu k statusu z hľadiska postoja majiteľa / správcu.

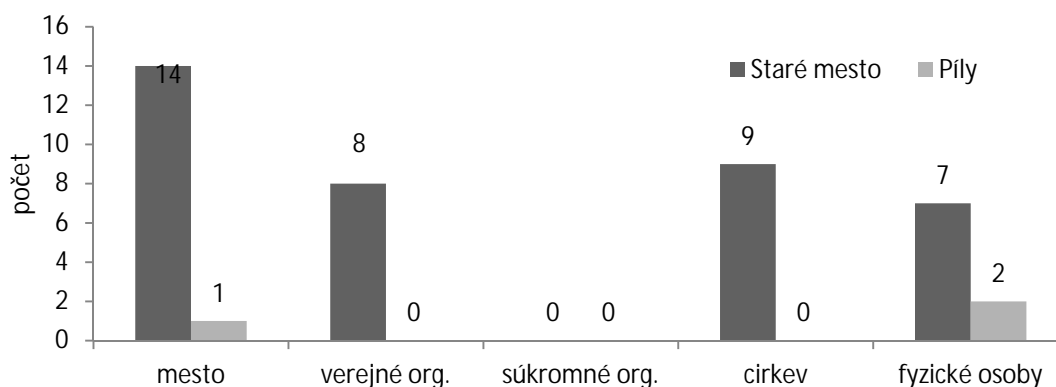
Staršie, v práci charakterizované ako plodné materské jedince však s určitostí zahŕňajú viacero generácií potomstva pôvodných vysadených jedincov, ktoré sa tolerovalo. Autorka však neuvádza podiel vysadených a už vôbec nejakým spôsobom regulovaných nálezov.

V práci z roku 2002 sa autorka zaoberala aj otázkou, v akej vzdialenosti od materského stromu sa nachádza maximum potomstva. V prípade mestského centra to bola vzdialenosť 70 m, v prípade sídliska Chrenová 60 m, čo pravdepodobne súvisí s odlišným prúdením vzduchu závislým na výške budov (KALOČAIOVÁ 2002).

Z nálezov pajaseňa žliazkatého v analyzovaných častiach Prievidze možno zostaviť rebríček podielu kmeňov vzhľadom ku kategorizácii správy pozemkov (Obr. 4). V Starom meste bolo nájdených 36,84 % kmeňov na verejných mestských plochách, 23,68 % na plochách v správe cirkvi, 21,05 % v areáloch verejných organizácií a 18,42 % kmeňov na pozemkoch v správe fyzických osôb. Žiaden však nebol identifikovaný na pozemkoch v správe súkromných organizácií. V prípade sídliska Pily tvorila tretina nájdených kmeňov súčasť mestskej zelene a zvyšok sa nachádzal na pozemkoch v správe súkromných osôb.



Obr. 3. Dostupnosť kmeňov pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) k mechanickej regulácii v analyzovaných mestských častiach.



Obr. 4. Podiel kmeňov pajaseňa žliazkatého (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) na pozemkoch v rámci mestských častí Staré mesto a Píly v odlišnom vlastníctve / správe.

Detailnejšia analýza správania sa jednotlivých kategórií správcov ku stromom pajaseňa žliazkatého v rámci Starého mesta (Tab. 1) odhalila, že mesto vzhľadom k vyššiemu počtu vysadených (4) ako aj pre reguláciu nedostupných stromov (5) mohlo odstrániť len 5 stromov, pričom tak urobilo v dvoch prípadoch. Verejné organizácie napriek 100 %-nej dostupnosti nepodnikli žiadne kroky k eliminácii nežiaducich stromov. V areáloch súkromných organizácií nebol nájdený žiaden strom, čo môže poukazovať buď na nevhodné podmienky pre rast sledovaného druhu alebo na systematický boj od objavenia sa semenáčov. Cirkev zrejme vďaka nedostupnosti značného podielu nálezov

k pílieniu opomenula aj niekoľko takých (s výnimkou 1 vysadeného), ku ktorým sa bolo možné s technikou dostať. Fyzické osoby sa ku likvidácii náletov / koreňových výhonkov radikálne postavili len v niečo nad polovičnom počte (57,14 %) prípadov.

Na základe uvedených výsledkov možno koncipovať nasledovné závery:

1. Od obdobia, kedy sa začalo s výsadbami pajaseňa žliazkatého v Prievidzi došlo k významnému nárastu počtu stromov predovšetkým v Starom meste.
2. Asi štvrtina z nich bola vo fertillnom štádiu a predstavuje nebezpečenstvo ďalšieho šírenia sa tejto inváznej dreviny v priestore.
3. Napriek vysokej dostupnosti (približne 73 %) bolo mechanicky regulovaných necelých 15 % stromov.
4. Mesto a fyzické osoby eliminovali na pozemkoch v ich správe približne polovicu stromov. Verejné organizácie a cirkev tento problém neriešili a na pozemkoch súkromných organizácií neboli nájdené žiadne stromy.
5. Rast podielu pozemkov v správe mesta a privátnej sféry znamená teda intenzívnejší boj s pajaseňom žliazkatým.
6. Vzhľadom k nižšiemu podielu plôch spravovaných verejnými organizáciami a podstatne nižšiemu zastúpeniu pajaseňa v mestskej zeleni možno v mestskej časti Pily očakávať významne pomalšie šírenie sa tejto inváznej dreviny.

POĎAKOVANIE

Táto práca vznikla s podporou vedeckého projektu VEGA 2/0159/11.

LITERATÚRA

- BENČAĽ, F. 1982. Atlas rozšírenia cudzokrajných drevín na Slovensku (Atlas of foreign trees spread in Slovakia). Bratislava: Veda, 1982, 368 s.
- CONSTAN-NAYA, S., BONET, A., PASTOR, E., LLEDO, M.J. 2010. Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. In: Forest Ecology and Management, roč. 260, 2010, s. 1058-1064.
- ČIMO, J., ŠPÁNIK, F., ŠISKA, B., TOMLAIN, J., HORÁK, J. 2012. Praktická biometeorológia. Nitra: SPU, 2012, 201 s., ISBN 978-80-552-0771-1.
- DAYAN, F.E., WATSON, S.B., GALINDO, J.C.G, A KOL. 1999. Phytotoxicity of quassinoids: Physiological response and structural requirements. In: Pesticide Biochemistry and Physiology, roč. 65, 1999, s. 15-24.
- DELGADO, J.A., JIMENEZ, M.D., GOMEZ, A. 2009. Samara size versus dispersal and seedling establishment in *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle. In: Journal of Environmental Biology roč. 30, 2009, s. 183-186.
- HEISEY, R.M. 1996. Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. In: American Journal of Botany, roč. 83, 1996, s. 192-200.
- JURKO, A., ŠOMŠÁK, L. 1958. Zpráva k fytocenologickej mape lesov polesia Podunajské Biskupice, In: KRIPPELOVÁ, T.(ed.): Geobotanické pomery severnej časti Žitného ostrova, 1958, s. 60-68.
- KALOČAIOVÁ, M. 2002. Výskyt invázneho druhu *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle vo výsadbách mestskej vegetácie mesta Nitra. In: Folia Oecologica roč. 29, 2002, s. 31-43.
- KALOČAIOVÁ, M. 2005. Invázne dreviny vo vybranej časti mesta Nitra. Nitra: UKF, 2005, 80 s. ISBN 80-8050-907-7
- KOTA, N.L., LANDERBERGER, R.E., MCGRAW, J.B. 2007. Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. In: Biological Invasions, roč. 9, 2007, s. 197-211.
- KOWARIK, I., SÄUMEL, I. 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. In: Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, roč. 8, 2007, s. 207 – 237.
- LANDENBERGER, R.E., KOTA, N.L., MCGRAW, J.B. 2006. Seed dispersal of the non-native invasive *Ailanthus altissima* into contrasting environments. In: Plant Ecology, 2006, DOI 10.1007/s11258-006-9226-0.
- LAWRENCE, J.G., COLWELL, A., SEXTON, O.J. 1991. The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). In: American Journal of Botany, roč. 78, 1991, s. 948-958.
- LUZ-LEZCANO CACERES, H., GEROLD, G. 2009. The costs of invasion control measures subtropical *Ailanthus altissima* in Hesse. Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development, Hamburg, 2009.

- MEDVECKÁ, J., KLIMENT, J., MAJEKOVÁ, J., HALADA, L., ZALIBEROVÁ, M., GOJDIČOVÁ, E., FERÁKOVÁ, V., JAROLÍMEK, I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. In: *Preslia*, roč. 84, 2012, s. 257-309.
- MELOCHE, C., MURPHY, S.D. 2006. Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: A case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). In: *Environmental Management*, roč. 37, 2006, s. 764-772.
- ODBOR VÝSTAVBY A ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA MÚ PRIEVIDZA 1998. Štúdia rekonštrukcie zelene Prievidza – sídlisko Píly: Dendrologický prieskum. Nitra: San-Huma '90, 1998.
- PÉLI, I. A KOL. 1983. Prievidza. Martin: Osveta, 1986, 160 s., ISBN 70-030-83.
- SUPUKA, J., BENČAĽ, F., BUBLINEC, E., GÁPER, J., HRUBÍK, P., JUHÁSOVÁ, G., MAGLOCKÝ, Š., VREŠTIAK, P. 1991. Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene. Bratislava: Veda, 1991, 306 s.
- ŠÁLY, R., ŠOBOCKÁ, J., ŠURINA, B. 2000. Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bratislava: VÚPaOP, 2000, s. 33-37.
- ŠPÁNIK, F., ŠÍŠKA, B. 1999. Návod na cvičenia z biometeorológie. Nitra: SPU, 1999, 134 s., ISBN 80-7137-073-8.
- www.europe-aliens.org
www.google.sk/maps/
www.mapa.zoznam.sk
www.podnemapy.sk
www.prievidza.sk

Adresa autorov

Ing. Peter Ferus, PhD., Mgr. Simona Beniaková, Arborétum Mlyňany SAV, Ústav ekológie lesa SAV, Vieska nad Žitavou 178, 95152 Slepčany, tel.: 037/6334211 kl. 138, e-mail: peter.ferus@savba.sk

MOŽNOSTI VYUŽITIA TECHNIK *IN VITRO* V MNOŽENÍ VYBRANÝCH CHEMOTYPOV TISU (*TAXUS*SPP.)

POSSIBILITIES OF USING *IN VITRO* TECHNIQUES FOR REPRODUCING OF SELECTED CHEMOTYPES OF YEW (*TAXUS*SPP.)

Angelika Filová

FILOVÁ, A. 2014. Možnosti využitia techník *in vitro* v množení vybraných chemotypov tisú (*Taxus* spp.). In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 49-54. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Biotechnological methods of plant tissue cultures provide a renewable resource for the production of secondary metabolites. Different systems have been developed for production of secondary metabolites in callus culture, cell suspension culture, root culture or shoot cultures. Cell culture of *Taxus* spp. presents a potential alternative source of taxol and related taxanes used in cancer chemotherapy. The goal is a quantification and distribution of taxol in explantate culture of selected chemotypes of *Taxus baccata* and *Taxus cuspidata*. Selected chemotypes of *Taxus* spp. were cultivated on modification Westvaco medium WV1 (organs cultures) and WV2 (callus cultures). Callus culture of *T. cuspidata* produced the most amount of taxol in 49-day of cultivation. Callus and organs cultures of *T. baccata* produced a half amount of taxol comparing to *T. cuspidata*. Growth of biomass and production of secondary metabolites of taxanes characters of yew are dependent to types of explantate cultures, chemotypes and cultivation time.

KEY WORDS: Biotechnological methods • *Taxus* spp. • taxol • secondary metabolites

ÚVOD

Rozvoj molekulárnych metód genomiky, proteomiky a v súčasnosti aj metabolomiky, otvára nový priestor do spoznávania a následne priameho ovplyvňovania ciest regulácie syntézy sekundárnych metabolitov. Mnohé sekundárne metabolity sú významným zdrojom biofarmakologicky účinných látok, ktoré sa vyznačujú chemoterapeutickými, antioxidantnými a kardiologickými účinkami (CROTEAU a kol. 2006). Systematický výskum sekundárnych metabolitov rastlín ukázal, že medzi najrozšírenejšiu skupinu prírodných látok sa zaraďujú terpenoidy. Zmes terpenoidov ako aromatické esenciálne silicové oleje, terpentíny a živice, tvoria základ rozsiahlej skupiny komerčne využiteľných produktov. Pritom niektoré terpenoidy zohrávajú významnú biofarmaceutickú úlohu, ako napr. dietologicky a antikarcinogénne využiteľný monoterpenoid limonén, antimalarický seskviterpenoid artemizínin a najmä komerčne úspešné antikarcinogénne liečivo taxol (genericky nazývané ako paclitaxel), patriace do skupiny diterpenoidov (EXPOSITO a kol. 2009).

Napriek tomu, že problematike štúdia biosyntetickej dráhy taxolu v rastlinách rodu *Taxus* je už viac ako desaťročie venovaná významná pozornosť, aj v súčasnosti zostávajú otvorené otázky súvisiace najmä s genetickým pozadím, indukciou a reguláciou biosyntézy a kompartmentáciou (FILOVÁ 2013).

Biotechnologické metódy rastlinných explantátových kultúr poskytujú obnoviteľný zdroj pre produkciu sekundárnych metabolitov. Boli vyvinuté rôzne systémy na produkciu sekundárnych metabolitov v kalusových kultúrach, bunkových suspenzných kultúrach, koreňových kultúrach a výhonkových kultúrach (FILOVÁ a ROVNÁ 2007).

Tis západný (*Taxus brevifolia*) je najznámejším zdrojom širokého spektra sekundárnych metabolitov. Ihlicovité listy a kôra tisú obsahujú okrem jedovatých alkaloidov aj látku účinnú proti rakovine, ktorá sa nazýva taxol (FETT-NETO a kol. 1993). Taxol bol prvýkrát popísaný v roku 1971. Bol izolovaný z kôry kmeňa tisú západného a bola popísaná jeho štruktúra. Taxol je cytotoxický diterpén

(C₄₇H₅₁NO₁₄), ktorý má silný inhibičný účinok na replikáciu bunky, pričom zasahuje do G2/M fázy bunkového cyklu a tým zastavuje rast rakovinových buniek.

Populácie tejto vzácnej dreveniny v Severnej Amerike sa neustále zmenšujú. Pôvodný postup prípravy taxolu izoláciou z kôry tisu západného nie je z ekologického ani ekonomického hľadiska dlhodobu perspektívny. Na produkciu 1 kg taxolu musí byť obetovaných asi 3000 stromov alebo zhruba jeden strom na každú liečbu. Bolo navrhnutých niekoľko variant riešenia tohto problému. Okrem syntézy taxolu a semisyntézy taxolu dosyntetizovaním z prekursora 10-deacetylbaaccatinu, ktoré však z ekonomických dôvodov neznamenali perspektívny spôsob prípravy taxolu, to boli biotechnologické postupy využívajúce ako producentov rastlinné (KETCHUM a kol. 1995, WICHREMESINHE a kol. 1999), resp. mikrobiálne bunky (VONGPASEUTH a ROBERTS 2007). Systém pletivových kultúr tisu produkujúcich taxol prvýkrát avizoval GUANARD a kol. (1995), použitím dospelých buniek *T. brevifolia* ako bunkovej suspenzie. Na základe týchto zistení United States Department of Agriculture patentovali produkciu taxolu pomocou *in vitro* z kultivovaných buniek *T. brevifolia* (FRENSE 2007).

Úsilie o syntetizovanie taxolu sú rozbehnuté a zvýšeniu zásob môže napomôcť kultivácia v pletivových kultúrach alebo pestovanie stromov. Klinické skúšky sú limitované vzácnosťou drogy. Progresívny vstup taxolu DEBAC (10-deacetylbaaccatinu) a jeho analógov do procesu tvorby antileukemických a protinádorových preparátov podmienil rozpracovanie selekčných, pestovateľských a technologických podmienok využitia rastlinného druhu tis obyčajný (*Taxus baccata* L.) (WILLIAMS a kol. 2000).

Konkrétnym cieľom predloženej práce bolo zistiť kvalitu a distribúciu taxolu v explantátových kultúrach u dvoch chemotypov tisu (*Taxus baccata* a *Taxus cuspidata*). Vyústením experimentov je evidovanie chemotypov tisu vhodných pre tvorbu biomasy v podobe kalusov alebo orgánovej kultúry s vysokým obsahom taxolu v prostredí *in vitro* pre následné využitie vo farmaceutickom priemysle.

MATERIÁL A METÓDY

Na základe predchádzajúcich výsledkov a praktických skúseností s *in vitro* kultiváciou chemotypov tisu (*Taxus baccata* a *Taxus cuspidata*) sa uskutočnilo navodenie kalogenézy biologického modelu. Biologický materiál bol kultivovaný z hľadiska optimalizácie na rôznych kultivačných médiách. V jednotlivých experimentoch sa kládol dôraz na optimalizovanie pomeru auxínov, cytokinínov, vitamínov a ďalších rastových faktorov v suspenznej kultúre. Rast biomasy a produkcia sekundárnych metabolitov taxánového typu je závislá od typu explantátovej kultúry, od chemotypu samotného tisu, tak ako aj od doby kultivácie. Pre našu prácu sme použili dva chemotypy explantátových kultúr tisu *Taxus baccata* a *Taxus cuspidata* vo forme kalusovej a orgánovej kultúry. Samotná kultivácia prebiehala na dvoch variantoch modifikovaného živného média Westvaco (COKE 1996). Kalusová kultúra oboch chemotypov prebiehala na WV2 obohatené o 0,1 mg.l⁻¹ 2,4D + 0,5 mg.l⁻¹ kinetínu. Orgánové kultúry druhov *Taxus baccata* a *Taxus cuspidata* boli kultivované na kultivačnom médiu WV 1 s pridaním 0,1 mg.l⁻¹ IAA + 2,0 mg.l⁻¹ BAP.

Podmienky kultivácie pre kalogenézu a samotnú regeneráciu explantátov boli rozdielne. Tvorba kalusov prebiehala v tme pri teplote 22°C. Kultivácia orgánových kultúr tisu pri 16-hodinovej fotoperióde s intenzitou osvetlenia 500 μmol.m².s⁻¹ a teplote 24°C. Kalogenéza a rast orgánovej kultúry trvali 70 dní, počas ktorej sme previedli merania čerstvej hmoty kalusov a explantátov.

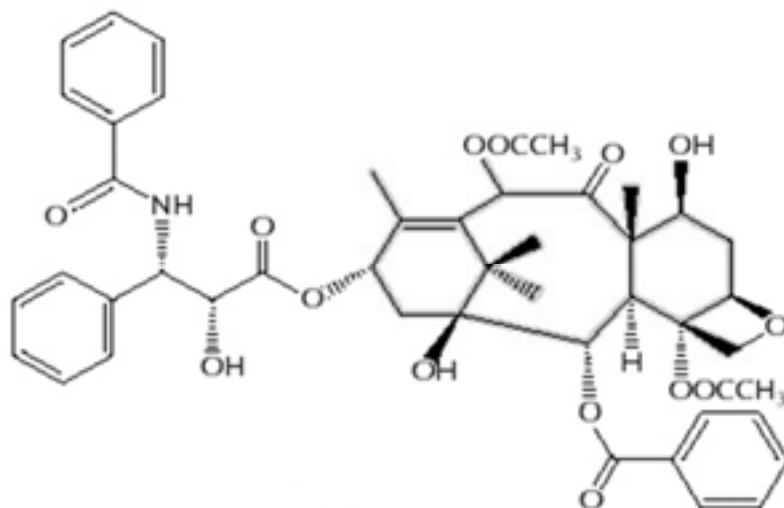
Meranie rastu

Na začiatku experimentu sme odvážili inokulum a po skončení rastovej periódy narastenú biomasu. Výsledok udáva rastový index (KETCHUM a kol. 1995):

$$\text{Rastový index (Ri)} = \frac{(\text{hmotnosť vyrastenej biomasy} - \text{hmotnosť inokula})}{\text{hmotnosť inokula}}$$

Úprava vzoriek a stanovenie taxánov

Čerstvú kalusovú hmotu sme lyofilizovali pri -20°C a lyofilizát sme následne rozdrvili na prášok. 100 mg takto pripravených buniek sme zmiešali so 4 ml metanolu a extrahovali 16 hodín na trepačke. Nasledovalo 10 minútové pôsobenie ultrazvukom a 10 minútová centrifugácia, čím sa oddelil tuhý podiel. Supernatant sme prefiltrovali a odparili pri 40°C na vákuovej rotačnej odparke do sucha. Takto pripravenú vzorku sme ďalej analyzovali. Analýza taxolu bola prevedená vysokoučinnou kvapalinovou chromatografiou HPLC/UV (Hewlett Packard, Nemecko). Na analýzu sme použili kolónu LichroCART 250x4 mm s náplňou Lichrospher RP-18e $5\mu\text{m}$ s UV detekciou. Mobilná fáza sa skladala z acetonitrilu a vody. Prietok bol $1\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ s UV detekciou. Použitá bola gradientová metóda. Analýzy boli prevedené v spolupráci s pracoviskom Polskej Akadémie Nauk v Krakowe.



Obr. 1. Štruktúra taxolu (podľa FETT-NETO a kol. 1993).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Stanovenie produkcie biomasy v kalusovej aj orgánovej kultúre sme robili v časových intervaloch 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63 a 70 dní. Dynamiku rastu sme charakterizovali rastovým indexom R_i (Obr. 2) a rastovými krivkami (Obr. 3) u oboch chemotypov tisu v jednotlivých explantátových kultúrach (kalusovej a orgánovej).

Maximálny rastový index orgánových kultúr (9,9) sme zaznamenali na 56 deň kultivácie druhu *T. cuspidata*, druh *T. baccata* v ten istý deň dosiahol rastový index 9,8. U oboch chemotypov bol v sledovanom období vyrovnaný rast s maximom medzi 42 až 63 dňom kultivácie.

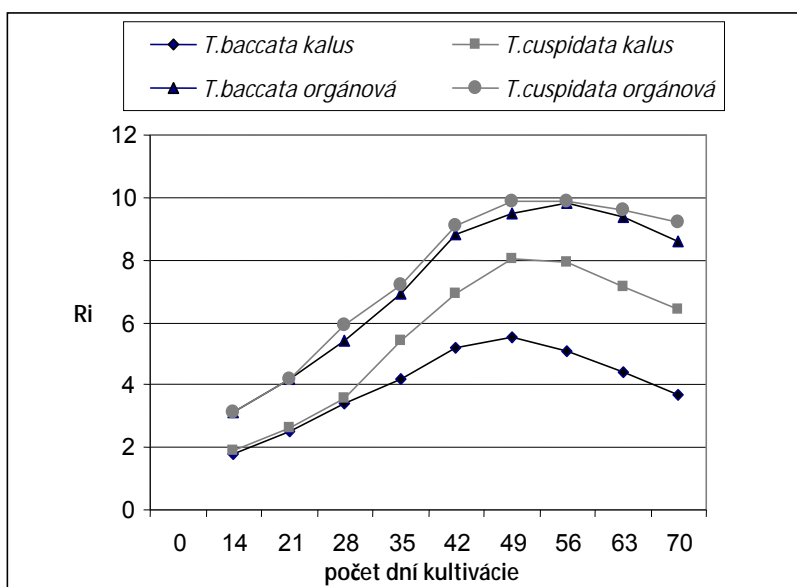
Maximálny rastový index kalusových kultúr (8,03) sme zaznamenali na 49 deň kultivácie druhu *T. cuspidata*, druh *T. baccata* v ten istý deň dosiahol rastový index 5,52. U oboch chemotypov bol v sledovanom období vyrovnaný rast s maximom medzi 42 až 56 dňom kultivácie.

Vo všeobecnosti môžeme skonštatovať, že orgánové kultúry oboch chemotypov majú rovnakú dynamiku rastu, pričom kalusové kultúry rastú rozdielne z hľadiska zmien rastového indexu. Hodnoty R_i u kalusovej kultúry druhu *T. baccata* dosahovali až o polovicu nižšie hodnoty ako u orgánovej kultúry toho istého chemotypu.

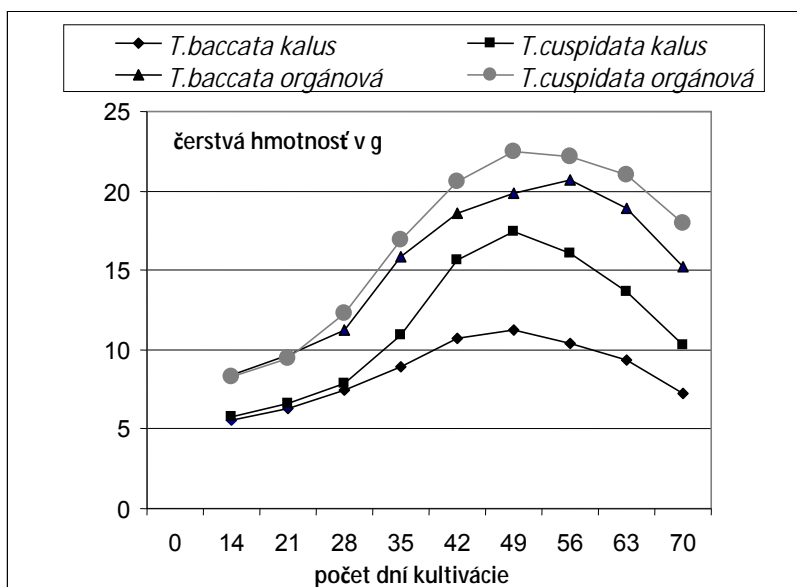
Z porovnania rastových kriviek (Obr. 3) vidíme rozdiely v raste oboch chemotypov (*T. baccata* a *T. cuspidata*), ako aj rozdiely v raste explantátových kultúr (kalusová a orgánová). V oboch prípadoch však exponenciálna fáza rastu začína približne 28 dňom kultivácie. Fázu odumierania pozorujeme v 70 deň kultivácie. Najväčší nárast čerstvej hmoty sme zaznamenali u orgánovej kultúry druhu *T. cuspidata* v 49 dní, na rozdiel u kalusovej kultúry druhu *T. baccata* sme zaznamenali najnižší prírastok hmoty.

V druhom kroku sme porovnávali schopnosť chemotypov v závislosti od typu kultúry produkovať taxány. Analýzy obsahu taxolu sa prevádzali v čase kultivácie 14, 42, 49, 56, 63 a 70 deň. Výsledky týchto analýz sú uvedené na Obr. 4.

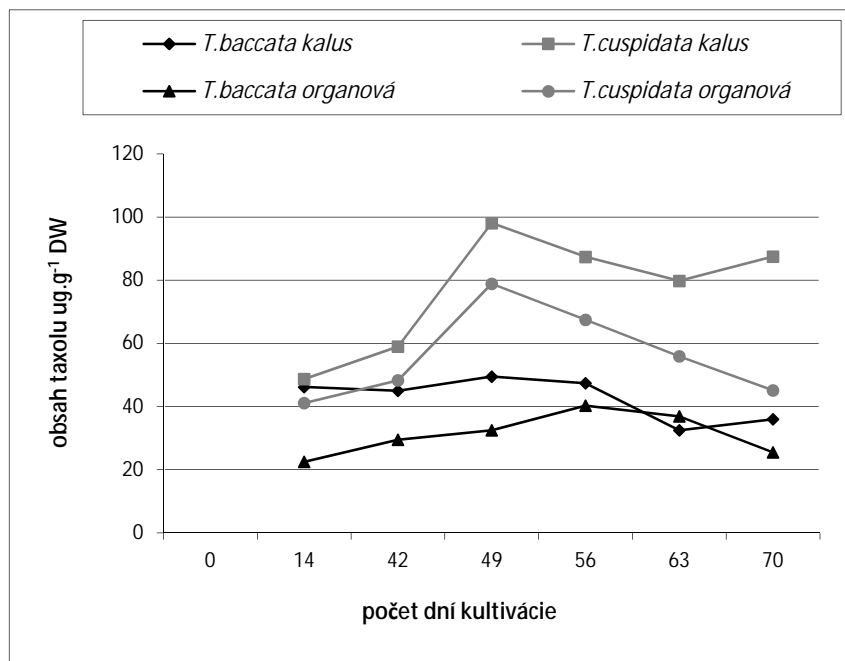
WICKREMESINHE a ARTECA (1999) publikovali porovnanie produkcie taxolu rôznych druhov *Taxus* spp. (*T. brevifolia*, *T. baccata*, *T. cuspidata*, *T. × media* cv. *Hicksii*, *T. × media* cv. *Densiformis*) v kalusových kultúrach. Produkcia taxolu sa pohybovala od 22,5 do 98,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suchej hmoty DW. Ako vyplýva z našich experimentov, *T. cuspidata* mal vyššiu produkciu taxolu ako *T. baccata*. Kalusová kultúra *T. cuspidata* dosiahla maximálny obsah taxolu 98,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW kalusu v 49. dni kultivácie, podobne ako aj orgánové kultúry tohto chemotypu (78,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW kalusu). U kalusovej a orgánovej kultúry *T. baccata* sme zaznamenali len polovičné množstvá celkovej produkcie taxolu v porovnaní s kultúrou *T. cuspidata*. Kalusová kultúra *T. baccata* produkovala viac taxolu (49,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW kalusu) ako orgánová kultúra toho istého tis (32,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW explantátu). Naše výsledky dokumentujú, že pre samotnú produkciu taxolu sa javí ako vhodnejšia kalusová kultúra než orgánová kultúra. Druh *T. cuspidata* sa javí ako výkonnejší chemotyp než *T. baccata*.



Obr. 2. Dynamika zmien rastového indexu v explantátových kultúrach *Taxus* spp.



Obr. 3. Rastové krivky explantátových kultúr *Taxus baccata* a *Taxus cuspidata*.



Obr. 4. Obsah taxolu v explantátových kultúr druhov *Taxus baccata* a *Taxus cuspidata*.

ZÁVER

Súčasný trendy vo výskume a využití rastlín smerujú k hľadaniu možností kultivácie izolovaných rastlinných buniek, pletív a orgánov, s cieľom produkcie alebo biotransformácie farmakologicky účinných látok. U kalusových a orgánových kultúr oboch chemotypov tisu sme zisťovali či majú genetickú výbavu pre produkciu sekundárnych metabolitov taxánového typu a teda či sú z tohto hľadiska perspektívne pre optimalizáciu rastu a produkcie taxolu. Dosiiahnuté výsledky síce dokumentujú rozdiely v produkcii taxolu jednotlivých chemotypov tisov závislosti od typu kultúry, avšak sú perspektívne aj pre ďalšie experimenty optimalizácie ohľadom zvýšenia produkcie taxolu bunkovými kultúrami tisov. Rast biomasy a produkcia sekundárnych metabolitov taxánového typu je závislá od typu explantátovej kultúry, od chemotypu samotného tisov, tak ako aj od doby kultivácie.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla za podpory projektu „Vybudovanie výskumného centra AgroBioTech“, ITMS kód: 26220220180.

LITERATÚRA

- CROTEAU, R.B., KETCHUM, R.E.B., LONG, R.M., KASPERA, R., WILDUNG M.R. 2006. Taxol biosynthesis and molecular genetics. In: *Phytochemical Reviews*, roč. 5, 2006, s. 75-97.
- COKE, J.E. 1996. Basal nutrient medium for in vitro cultures of loblolly pine. United States Patent #5, 534,434. July 9, 1996.
- EXPOSITO, O., BONFILL, M., ONRUBIA, M., JANÉ, A., MOYANO E., CUSIDÓ R.M. 2009. Effect of taxol feeding on taxol and related taxane production in *Taxus baccata* suspension cultures. In: *New Biotechnology*, roč. 25, 2009, s. 252-259.
- FETT-NETO, A.G., MELENSON, S.J., SAKATA, K., DICOSMO, F. 1993. Improved growth and taxol yield in developing calli of *Taxus cuspidata* by medium composition modification. In: *Biology and Technology*, roč. 11, 1993, s. 731-734.
- FILOVÁ, A. 2013. Role plant tissue culture technology for production and conservation of species. In: *Acta biologica Cracoviensia, Series Botanica*, roč. 55, suppl. 2, 2013, s. 45.
- FILOVÁ, A., ROVNÁ, K. 2007. Possibility of using of plant in vitro systems for producing of secondary metabolites. In: *Acta physiologiae plantarum*. roč.29, suppl. 1, 2007, s. 53-54.

- FRENSE D. 2007. Taxanes: perspectives for biotechnological production. In: Applied Microbiology and Biotechnology, roč. 73, 2007, s. 1233-1240.
- GUANARD, D., GUERITTE-VOEGELEIN, F., POTIER, P. 1995. Taxol and taxotere: discovery, chemistry, and structure-activity relationships. Acc. Chem. Res., 26, 1993, s. 160-167.
- KETCHUM, R.E.B., GIBSON, D.M., GREENSPAN GALLO, L. 1995. Media optimization for maximum biomass production in cell cultures of pacific yew. In: Plant Cell, Tissue and Organ Culture, roč. 42, 1995, s. 185-193.
- VONGPASEUTH, K., ROBERTS S.C. 2007. Advancements in the understanding of Paclitaxel metabolism in tissue culture. In: Current Pharmaceutical Biotechnology, roč. 8, 2007, s. 219-236
- WICKREMESINHE, E.R.M., ARTECA, R.N. 1999. *Taxus* Species (Yew): In Vitro Culture, and the Production of Taxol and Other Secondary Metabolites. In: Biotechnology in Agriculture and Forestry, roč. 41, 1999, s. 415-442.
- WILLIAMS, D.C., WILDUNG, M.R., JIN, A.Q., DALLAL, D., OLIVER, J.S., COATES, R.M., CROTEAU, R. 2000. Heterologous expression and characterization of a "Pseudomature" form of taxadiene synthase involved in paclitaxel (taxol) biosynthesis and evaluation of a potential intermediate and inhibitors of the multistep diterpene cyclization reaction. In: Archives of Biochemistry and Biophysics., roč. 379, 2000, s. 137-146.

Adresa autora

Ing. Angelika Filová, PhD. – Katedra fyziológie rastlín, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 01 Nitra, Slovensko, e-mail: angela.filova@uniag.sk

UPLATNENIE PLETIVOVÝCH KULTÚR V KLONÁLNOM MNOŽENÍ DREVÍN**APPLICATION OF TISSUE CULTURES IN CLONAL PROPAGATION OF WOODY SPECIES****Alena Gajdošová, Gabriela Libiaková**

GAJDOŠOVÁ, A. – LIBIAKOVÁ, G. 2014. Uplatnenie pletivových kultúr v klonálnom množení drevín. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 55-56. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Pod pojmom mikropropagácia rastlín rozumieme spôsob množenia rastlín využitím metód pletivových kultúr. Jej cieľom je produkcia veľkého počtu identických rastlín (klonov). Praktická aplikácia je množenie rastlín, ktoré sa prirodzene vyskytujú v prírode, alebo rastlín, ktoré boli vytvorené sfachtením. Je využívaná pre rýchle a masové množenie vegetatívne rozmnožovaných rastlín alebo rastlín, ktoré neprodukujú semená. Za posledné desaťročia sa urobili zásadné pokroky pri *in vitro* regenerácii mnohých ekonomicky a ekologicky významných rastlín v poľnohospodárstve, záhradníctve, ale aj v lesníctve.

Vývoj *in vitro* techník umožnil rýchlú mikropropagáciu mnohých rastlinných druhov. Kultiváciou apikálnych a axilárnych púčikov, alebo adventívnou regeneráciou explantátov v podmienkach *in vitro* je možné docieľiť masovú produkciu zdravých rastlín. Účinnosť regenerácie v *in vitro* podmienkach je závislá od niekoľkých faktorov, ako je zloženie základného kultivačného média, typ a koncentrácia regulátorov rastu, vek a typ explantátov, pôvod explantátov, orientovanie explantátu počas regenerácie a podmienky inkubácie. Vo všetkých prípadoch je ale účinnosť regenerácie závislá na genotypu. Z toho vyplýva potreba optimalizácie podmienok *in vitro* kultivácie pre každý rastlinný druh alebo odrodu. Využitie genetickej základne pôvodných, autochtónnych druhov so zámerom ich efektívnej reprodukcie *in vitro* je významné nielen z hľadiska zachovania biodiverzity, vyplývajúcej z Dohovoru o biologickej diverzite, ale môže prispieť tiež k revitalizácii lesných porastov.

Podmienky *in vitro* vytvárajú možnosť imitácie vplyvu rôznych stresových faktorov na proces regenerácie za účelom testovania reakcie a tolerance vybraných rastlinných druhov na stres. Stresový faktor, ktorý je možné imitovať v *in vitro* podmienkach je napr. vplyv sucha alebo zasolenia pôdy na rastlinu.

Rôzne techniky *in vitro* regenerácie drevín ponúkajú určité výhody v porovnaní s klasickými metódami množenia. Hlavnými výhodami používania *in vitro* kultúr v lesníctve je, že poskytujú:

- * možnosť rýchleho masového množenia rastlín,
- * kultivácia *in vitro* rastlín v prísne kontrolovaných podmienkach zaisťuje efektívnu klonálnu propagáciu geneticky identických jedincov,
- * dosahuje sa vyšší množiteľský koeficient,
- * množenie nie je závislé na ročnom období, pretože ako zdroj explantátov slúžia rastliny získané v podmienkach *in vitro*
- * možnosť pracovať v aseptickom a regulovateľnom prostredí,
- * možnosť ozdraviť rastlinný materiál od patogénov, najmä vírusov
- * možnosť dlhodobého udržiavania genetických zdrojov rastlín v *in vitro* kultúre,
- * možnosť uplatnenia nových biotechnologických metód, najmä metód genetického inžinierstva, alebo produkciu sekundárnych metabolitov.

POĎAKOVANIE

Príspevok vznikol s finančnou podporou agentúry VEGA, projekt č. 2/0140/14, APVV bilaterálny projekt Slovensko-Srbsko projekt č. SK-SRB-0033-11 a Európskeho spoločenstva v rámci projektu: Vybudovanie výskumného centra „AgroBioTech“, projekt č. 26220220180.

Adresa autorov

RNDr. Alena Gajdošová, CSc., RNDr. Gabriela Libiaková, CSc. – Ústav genetiky a biotechnológií rastlín SAV, Akademická 2, P.O.Box 39A, 950 07 Nitra, Slovenská republika,
tel.: 037/6943 315, e-mail: alena.gajdosova@savba.sk, gabriela.libiakova@savba.sk

ROZŠÍRENIE A HOSTITELSKÉ PREFERENCIE *FOMES FOMENTARIUS* VO SVETE**A WORLDWIDE GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION AND HOST PREFERENCES OF *FOMES FOMENTARIUS*****Ján Gáper, Svetlana Gáperová**

GÁPER, J. – GÁPEROVÁ, S. 2014. A worldwide geographical distribution and host preferences of *Fomes fomentarius*. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 57-63. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: *Fomes fomentarius* is very common polypore. It is distributed in North America, in South America (Chile), in Africa (Algeria, Morocco, Sao Tome and Principe), in Asia, and over whole Europe. In total, 49 host species were associated with *Fomes fomentarius* in North America, 3 host species in South America, 4 host species in Africa, 49 host species in Asia, and 61 host species in Europe.

KEY WORDS: Woody plants • *Fomes fomentarius* • distribution

INTRODUCTION

Fomes fomentarius (L.) J. Kickx f. fills Basidiomycota, Agaricomycetes, Polyporaceae. It causes a white rot in the wood of living and dead trees and produces heavy wood decay. *F. fomentarius* is well known wood-decaying fungus on beech. The initial stage of wood decay first appears as a light-brown discoloration, the wood remaining quite firm. With advanced decay the wood becomes yellowish-white, soft and spongy, and contains brown to black zone lines (SCHMIDT 2006, SCHWARZE et al. 2004, CABI 2014).

The perennial bracket- to hoof-shaped basidiomes are firmly attached to the substrate. It is usually dark grey in colour, although when it is wet it can appear to be black, and when it is old and dry it can be bleached to an off-white colour. The upper side is zoned concentrically with wavy furrows. The basidiomes are perennial, woody or leathery, and usually hoof shaped. The upper surface is zoned and smooth with a thick crust. The lower surface is concave, pale-brown, and poroid. The pores are small (4-5 per mm), cream or pale brown in colour, about 0.3 mm across, and regular in outline. The context is a thin brown layer between the surface crust and the old tube layers (BREITENBACH and KRÄNZLIN 1986, SCHWARZE et al. 2004, SHARP et al. 2014).

MATERIALS AND METHODS

A worldwide geographical distribution and host preferences of *Fomes fomentarius* were compiled by examination of publications and a critical assessment of records from online databases [BPI (FARR and ROSSMAN 2014), CABI (CABI 2014), and FRDBI (KIRK and COOPER 2014)].

Nomenclature and authorities for trees are from MARHOLD and HINDÁK (eds) (1998), DOSTÁL and ČERVENKA (1991), FARR and ROSSMAN 2014, and McCORMICK et al. 2013.

RESULTS AND DISCUSSION

A worldwide geographical distribution of *Fomes fomentarius*

This very common polypore is distributed in meridional to boreal zones of the holarctic and in the Asia's subtropics; namely, in North America, in South America (Chile), in Africa (Algeria, Morocco, Sao Tome and Principe), in Asia (Turkey to Kamchatka and Japan, including Pakistan and India), and over whole Europe (KOTLABA 1984, BREITENBACH and KRÄNZLIN 1986, U.S.D.A. FOREST SERVICE

1993, HATTORI 2005, SCHWARZE et al. 1999, 2004, SCHMIDT 2006, MCCORMICK et al. 2013, CABI 2014, FARR and ROSSMAN 2014, KIRK and COOPER 2014, SHARP et al. 2014).

A worldwide host preferences of *Fomes fomentarius*

Host preferences of *Fomes fomentarius* in North America

In North America *Fomes fomentarius* typically occurs on birches *Betula* sp. div., but also occurs on maples *Acer* sp. div., poplars *Populus* sp. div., beeches *Fagus* sp. div., alders *Alnus* sp. div., cherries *Prunus* sp. div., oaks *Quercus* sp. div., willow *Salix* sp., apple tree *Malus* sp., *Pseudotsuga* sp., and *Umbellularia* sp. (FARR et al. 1989).

It is most common in the United States on birches (MCCORMICK et al. 2013) *Betula alleghaniensis* = *Betula lutea* (121 finds), *Betula* sp. (98 finds), *B. papyrifera* (85 finds), *B. lenta* (25 finds), *B. occidentalis* = *B. fontinalis* (18 finds), *B. nigra* (16 finds), *B. pubescens* = *B. alba* (15 finds), *B. populifolia* (11 finds), beeches (MCCORMICK et al. 2013) *Fagus grandifolia* = *Fagus americana* = *Fagus ferruginea* (50 finds), *Fagus* sp. (9 finds), *F. atropunicea* (5 finds), maples (MCCORMICK et al. 2013) *Acer saccharum* Marsh. (15 finds), *Acer* sp. (8 finds), *A. rubrum* (6 finds), *A. macrophyllum* (1 find), poplars (MCCORMICK et al. 2013) *Populus tremuloides* (14 finds), *P. grandidentata* (8 finds), *Populus* sp. (5 finds), *P. balsamifera* (2 finds), *P. deltoides* (2 finds), *P. trichocarpa* (2 finds), *P. alba* (1 find), *P. tremula* (1 find), alders (MCCORMICK et al. 2013) *Alnus incana* (5 finds), *A. rubra* = *A. oregona* (2 finds), *A. sinuata* (1 find), *A. tenuifolia* (1 find), cherries (MCCORMICK et al. 2013) *Prunus serotina* (7 finds), *Prunus domestica* (1 find), *Prunus* sp. (1 find), oaks (MCCORMICK et al. 2013) *Quercus* sp. (2 finds), *Q. alba* (1 find), *Q. velutina* (1 find), ashes (MCCORMICK et al. 2013) *Fraxinus americana* (2 finds), *Fraxinus* sp. (2 finds), *F. nigra* (1 find) (MCCORMICK et al. 2013), american hornbeam *Carpinus caroliniana* (2 finds), *Ulmus americana* (2 finds), painted buckeye *Aesculus sylvatica* (1 find), *Juglans cinerea* (1 find), *Pseudotsuga menziesii* = *Pseudotsuga taxifolia* (1 find), *Salix* sp. (1 find), *Sorbus aucuparia* (1 find), *Tsuga canadensis* (1 find), and *Umbellularia californica* (1 find) (MCCORMICK et al. 2013).

In North America it has been recorded outside the United States, where it grows also on maples (*Acer saccharinum* = *A. dasycarpum*, *A. saccharum* subsp. *nigrum* = *A. nigrum*), birches (*Betula neoalaskana*, *B. pendula*), apple tree *Malus domestica*, *Negundo aceroides*, *Ostrya virginiana*, cherries (*Prunus pensylvanica*, *P. virginiana*), and oaks (*Quercus falcata*, *Q. marilandica*) (FARR and ROSSMAN 2014).

Host preferences of *Fomes fomentarius* in South America

In South America (in Chile only) *Fomes fomentarius* occurs on apple tree *Malus domestica* (MUJICA and VERGARA 1945, FARR and ROSSMAN 2014), *Nothofagus antarctica* (U.S.D.A. Forest Service 1993, FARR and ROSSMAN 2014), and *N. betuloides* (MUJICA and VERGARA 1945, FARR and ROSSMAN 2014).

Host preferences of *Fomes fomentarius* in Africa

In Sao Tome and Principe *Fomes fomentarius* occurs on *Elaeis guineensis* (FARR and ROSSMAN 2014) and on *Quercus suber* (TURNER 1971, FARR and ROSSMAN 2014). In Algeria it occurs mostly on poplars *Populus* sp. (KRIMI and MEHDID 2001), in Morocco on *Acer monspessulanum* (EL-ASSFOURI et al. 2003), on *Quercus suber* (SPAULDING 1961), on *Quercus* sp., and *Populus* sp. (HAIMED et al. 2013).

Host preferences of *Fomes fomentarius* in Asia

In China *Fomes fomentarius* appears commonly on many angiosperms in both natural forests and forest plantations but most often on maples (*Acer* spp.), birches (*Betula* spp.), hornbeam (*Carpinus* sp.), ash (*Fraxinus* sp.), walnut (*Juglans* sp.), *Malus* sp., poplars (*Populus* spp.), cherry *Prunus* sp., oaks (*Quercus* spp.), willow (*Salix* sp.), limes (*Tilia* spp.), and elms (*Ulmus* spp.) (DAI et al. 2007, 2012).

It occurs in China and other Asian countries on *Abies sibirica*, *Acer mandshuricum*, *A. mono*, *A. heterophyllum*, *A. palmatum* subsp. *matsumurae*, *Aesculus indica*, *Ailanthus altissima*, *Alnus japonica*, *Betula albosinensis*, *B. chinensis*, *B. corylifolia*, *B. ermanii*, *B. maximowicziana*, *B. platyphylla*, *B. tianschanica*, *B. utilis*, *Crataegus songorica*, *Cydonia oblonga*, *Fagus crenata*, *F. japonica*, *Fraxinus mandshurica*, *Juglans regia*, *Larix leptolepis*, *Malus domestica* = *Malus pumila*,

Morus sp., *Polygonatum maximowiczii*, *Populus* × *canescens*, *P. ciliata*, *P. davidiana*, *P. laurifolia*, *P. nigra*, *P. szechuanica*, *P. suaveolens*, *P. talassica*, *P. tremula*, *Prunus persica* var. *vulgaris*, *Pyrus* sp., *Quercus floribunda*, *Q. mongolica* var. *grosseserrata*, *Q. semecarpifolia*, *Q. serrata*, *Salix* sp., *Sorbus alnifolia*, *S. tianschanica*, *Tilia amurensis*, *T. japonica*, *Ulmus davidiana* var. *japonica*, *U. laciniata*, *U. pumila*, and *Vitis vinifera* (FARR and ROSSMAN 2014).

Host preferences of *Fomes fomentarius* in Europe

It occurs on a great range of hosts in European ecosystems including substantial plantations but most often on beech (*Fagus sylvatica*), birches (*Betula nana*, *B. papyrifera*, *B. pendula*, *B. pubescens*, *Betula* sp. div.), then poplars (*Populus alba*, *P. deltoides*, *P. nigra*, *P. nigra* subsp. *pyramidalis* = *Populus nigra* cv. 'Italica', *P. suaveolens*, *P. tremula*, *Populus* × *canadensis* = *Populus nigra* cv. 'Serotina', *Populus* × *canescens*, *Populus* sp.), maples (*Acer campestre*, *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum* = *A. dasycarpum*, *Acer* sp.), walnuts (*Juglans nigra*, *J. regia*), oaks (*Quercus cerris*, *Q. frainetto*, *Q. petraea*, *Q. robur*, *Q. rubra*, *Q. ilex*, *Quercus* sp.), limes (*Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *T. tomentosa*, *Tilia* sp.), hornbeam (*Carpinus betulus*), willows (*Salix alba*, *S. caprea*, *S. cinerea*, *S. elegantissima*, *S. fragilis*, *Salix* × *rubens* = *Salix* × *russelliana*, *Salix* × *sepulcralis*), the sweet chestnut (*Castanea sativa*), horse-chestnut (*Aesculus hippocastanum*), *Aesculus* sp. div., plane trees (*Platanus hispanica* = *P. acerifolia* = *P. hybrida*, *P. orientalis*, *Platanus* sp. div.), rarely on *Acacia* sp., *Armeniaca vulgaris*, alders (*Alnus glutinosa*, *A. incana*, *Alnus* sp.), apple tree (*Malus domestica*), elms (*Ulmus laevis*, *Ulmus* sp. div.), whitebeam (*Sorbus aucuparia*), *Ostrya carpinifolia*, pears (*Pyrus communis*, *Pyrus* sp.), cherries (*Cerasus vulgaris* = *Prunus cerasus*, *Prunus domestica*, *Padus avium*, *Prunus* sp. div.), *Padellus mahaleb*, eucalypts (*Eucalyptus globosus*, *Eucalyptus* sp.), ashes (*Fraxinus americana*, *F. angustifolia* subsp. *danubialis*, *F. excelsior*, *Fraxinus* sp. div.), hazel (*Corylus avellana*), tulip tree (*Liriodendron tulipifera*), *Syringa vulgaris*, *Morus* sp., and *Negundo aceroides* (ÁLVAREZ-LAGO, CASTRO 2003, ANNESI et al. 2003, ARHIPOVA et al. 2011, 2012, BERNICCHIA 1990, BERNICCHIA and PADOVAN 1990, CONRAD 2001, DISCHUK 2001, ERKKILÄ and NIEMELÄ 1986, FARR and ROSSMAN 2014, GÁPER 1996, GROSCLAUDE 1992, INTINI et al. 1998, JÜLICH 1984, KARADELEV 1994, KARADŽIĆ 2006, KEANE et al. 2000, KIRK and COOPER 2014, KOTIRANTA et al. 2005, KOTLABA 1984, 1997, KREISEL 1961, KREISEL and AMELANG 2001, LAGO et al. 2001, LEDERER 2002, 2007, LEGON et al. 2005, LOCKTON (ed) 2004, MICHEL 2007, MUÑOZ LÓPEZ and RUPÉREZ CUELLAR 1987, NOVKAU and GALAUKO 1979, PAPP et al. 2012, PILOTTI et al. 2003, RATUSZNIK 2007, SAAR et al. 2007, SAFONOV 2006, SCHMIDT 2006, SCHWARZE 1994, SCHWARZE et al. 1999, 2004, SEEHANN 1979, SZCZEPKOWSKI 2007, TELLO et al. 2005, VIGOUROUX 1979). Fir *Abies* sp. (CONRAD 2001), *Abies alba* (BERNICCHIA et al. 2007, VLASÁK 2009, the unpublished Slovenian strain A3/4/0/A1), *Taxus baccata* (LAGO et al. 2001), *Pinus* sp. (SPAULDING 1961, FARR and ROSSMAN 2014), *Picea* sp. (CONRAD 2001, KIRK and COOPER 2014) *Picea abies* (SUVOROV 1967, VLASÁK 2009), and unknown coniferous tree (the unpublished French strain BRFM 1189, CIRM-filamentous Fungi, Marseille) very rarely are coniferous hosts of this polypore in Europe.

CONCLUSION

Fomes fomentarius is distributed in North America, in South America (Chile), in Africa (Algeria, Morocco, Sao Tome and Principe), in Asia, and over whole Europe.

In total, 49 host species in 20 genera were associated with *Fomes fomentarius* in North America: *Acer macrophyllum* Pursh, *Acer rubrum* L., *Acer saccharinum* L., *Acer saccharum* Marsh., *Acer saccharum* Marsh. subsp. *nigrum* Desmarais, *Aesculus sylvatica* W. Batram, *Alnus incana* (L.) Moench, *Alnus rubra* Bong., *Alnus sinuata* (Regel) Rydb., *Alnus tenuifolia* Nutt., *Betula alleghaniensis* Britton, *Betula lenta* L., *Betula neoalaskana* Sarg., *Betula nigra* L., *Betula occidentalis* Hook., *Betula papyrifera* Marsh., *Betula pendula* Roth, *Betula populifolia* Marshall, *Betula pubescens* Ehrh., *Carpinus caroliniana* Walter, *Fagus grandifolia* Ehrh., *Fagus atropunicea* Ehrh., *Fraxinus americana* L., *Fraxinus nigra* Marsh., *Juglans cinerea* L., *Malus domestica* Borkh., *Negundo aceroides* Moench, *Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch, *Populus alba* L., *Populus balsamifera* L., *Populus deltoides* W. Batram ex Marshall, *Populus grandidentata* Michx., *Populus tremula* L., *Populus tremuloides* Michx., *Populus trichocarpa* Torr. & A. Gray, *Prunus domestica* L., *Prunus pensylvanica* L. f., *Prunus serotina* (Ehrh.)

Borkh., *Prunus virginiana* (L.) M. J. Roem., *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, *Quercus alba* L., *Quercus falcata* Michx., *Quercus marilandica* Münchh., *Quercus velutina* Lam., *Salix* sp., *Sorbus aucuparia* L., *Tsuga canadensis* (L.) Carrière, *Ulmus americana* L., and *Umbellularia californica* (Hook. & Arn.) Nutt.

In total, 3 host species in 2 genera were associated with *Fomes fomentarius* in South America: *Malus domestica* Borkh., *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst., and *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Blume.

In total, 4 host species in 4 genera were associated with *Fomes fomentarius* in Africa: *Acer monspessulanum* L., *Elaeis guineensis* Jacq., *Populus* sp., and *Quercus suber* L.

In total, 49 host species in 24 genera were associated with *Fomes fomentarius* in Asia: *Abies sibirica* Ledeb., *Acer mandshuricum* Maxim., *Acer mono* Maxim., *Acer heterophyllum* Willd., *Acer palmatum* Thunb. subsp. *matsumurae* Koidz., *Aesculus indica* (Wall. ex Cambess.) Hook., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Alnus japonica* (Thunb.) Steud., *Betula albosinensis* Burkill, *Betula chinensis* Maxim., *Betula corylifolia* Regel & Maxim., *Betula ermanii* Cham., *Betula maximowicziana* Regel, *Betula platyphylla* Sukaczew, *Betula tianschanica* Rupr., *Betula utilis* D. Don, *Crataegus songorica* K. Koch, *Cydonia oblonga* Mill., *Fagus crenata* Blume, *Fagus japonica* Blume ex K. Koch, *Fraxinus mandshurica* Rupr., *Juglans regia* L., *Larix leptolepis* (Sieb. et Zucc.) Gord., *Malus domestica* Borkh., *Morus* sp., *Polygonatum maximowiczii* F. Schmidt., *Populus ×canescens* (Aiton) Sm., *Populus ciliata* Wall. ex Royle, *Populus davidiana* Dode, *Populus laurifolia* Ledeb., *Populus nigra* L., *Populus szechuanica* C. K. Schneid., *Populus suaveolens* Fisch., *Populus talassica* Kom., *Populus tremula* L., *Prunus persica* var. *vulgaris* (L.) Batsch, *Pyrus* sp., *Quercus floribunda* Lindl. ex A. Camus, *Quercus mongolica* Turcz. var. *grosseserrata* Rehd. et Wils., *Quercus semecarpifolia* Sm., *Quercus serrata* Murray, *Salix* sp., *Sorbus alnifolia* (Siebold & Zucc.) K. Koch, *Sorbus tianschanica* Rupr., *Tilia amurensis* Rupr., *Tilia japonica* (Miq.) Simonk., *Ulmus davidiana* Planch. var. *japonica* (Sargr. & Rehder) Nakai, *Ulmus laciniata* (Trautvr.) Mayr, *Ulmus pumila* L., and *Vitis vinifera* L.

In total, 61 host species in 35 genera were associated with *Fomes fomentarius* in Europe: *Abies alba* Mill., *Acacia* sp., *Acer campestre* L., *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Acer saccharinum* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Alnus incana* (L.) Moench, *Armeniaca vulgaris* Lam., *Betula nana* L., *Betula papyrifera* Marsh., *Betula pendula* Roth, *Betula pubescens* Ehrh., *Carpinus betulus* L., *Castanea sativa* Mill., *Corylus avellana* L., *Eucalyptus globosus* Labill., *Fagus sylvatica* L., *Fraxinus americana* L., *Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar, *Fraxinus excelsior* L., *Juglans nigra* L., *Juglans regia* L., *Liriodendron tulipifera* L., *Malus domestica* Borkh., *Morus* sp., *Negundo aceroides* Moench, *Ostrya carpinifolia* Scop., *Padellus mahaleb* (L.) Vassilcz., *Padus avium* Mill., *Picea abies* (L.) P. Karst., *Pinus* sp., *Platanus hispanica* Münchh., *Platanus orientalis* L., *Populus alba* L., *Populus ×canadensis* Moench, *Populus ×canescens* (Aiton) Sm., *Populus deltoides* W. Batram ex Marshall, *Populus nigra* L., *P. nigra* L. subsp. *pyramidalis* (Rozier) Čelak., *Populus suaveolens* Fisch., *Populus tremula* L., *Cerasus vulgaris* Mill., *Prunus domestica* L., *Pyrus communis* L. emend. Burgsd., *Quercus cerris* L., *Quercus frainetto* Ten., *Quercus ilex* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L., *Quercus rubra* L., *Salix alba* L., *Salix ×sepulcralis* Simonk., *Salix caprea* L., *Salix cinerea* L., *Salix fragilis* L., *Salix ×rubens* Schrank, *Salix elegantissima* C. Koch, *Sorbus aucuparia* L., *Syringa vulgaris* L., *Taxus baccata* L., *Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop., *Tilia tomentosa* Moench, and *Ulmus laevis* Pall.

ACKNOWLEDGMENT

This work has been supported by the grant KEGA No. 022UMB-4/2013 from the Cultural and Educational Grant Agency of the Ministry of Education, Science, Research and Sport of the Slovak Republic. We acknowledge some strain data records from M. Haon (CIRM Marseille) and N. Radić (University of Ljubljana, Slovenia).

REFERENCES

- ÁLVAREZ-LAGO, M., CASTRO, M. L. 2003. Flora mycológica (Macrobasidimicetos) do Eucalipto na Península Ibérica: 1880-2001. In: Mykés, vol. 6, 2003, p. 3-111.
- ANNESI, T., COPPOLA, R., MOTTA, E. 2003. Isozyme analysis on some wood decay fungi. In: Journal of Plant Pathology, vol. 85, 2003, p. 87-90.
- ARHIPOVA, N., GAITNIEKS, T., DONIS, J., STENLID, J., VASAITIS, R. 2011. Decay, yield loss and associated fungi of grey alder (*Alnus incana*) in Latvia. In: Forestry, vol. 84, 2011, p. 337-348.
- ARHIPOVA, N., DONIS, J., STENLID, J., VASAITIS, R. 2012. Heart-rot and associated fungi in *Alnus glutinosa* stands in Latvia. In: Scandinavian Journal of Forest Research, vol. 27, 2012, p. 327-336.
- BERNICCHIA, A. 1990. Funghi e carie del legno: esperienze ed indagini in giardini ed alberate della città di Bologna. Manuscript, 1990, 3 pp.
- BERNICCHIA, A., PADOVAN, F. 1990. Il verde in città: le alterazioni micotiche del legno. In: Monti e Boschi, vol. 27, 1990, p. 3.
- BERNICCHIA, A., SAVINO, E., GORJÓN P. 2007. Aphyllophoraceous wood-inhabiting fungi on *Abies alba* in Italy. In: Mycotaxon, vol. 100, 2007, p. 185-188.
- BREITENBACH, J., KRÄNZLIN F. 1986. Fungi of Switzerland. Vol. 2. Lucerne: Verlag Mykologia. 1986, 412 pp. ISBN 3-85604-220-2.
- CABI, 2014. PlantWise Knowledge Bank. Available at www.plantwise.org/KnowledgeBank (accessed 25.06.2014).
- CONRAD, R. 2001. Zur Problematik und zum Artenspektrum holzbewohnender Porlinge in Gärten. In: Schriftenreihe des Bundesverbandes Deutscher Gartenfreunde e. V., vol. 152, 2001, p. 7-28.
- DAI, Y. CH., CUI, B. K., YUAN, H. S., LI, B. D. 2007. Pathogenic wood-decaying fungi in China. In: Forest Pathology, vol. 37, 2007, p. 105-120.
- DAI, Y. CH. 2012. Polypore diversity in China with an annotated checklist of Chinese polypores. In: Mycoscience, vol. 53, 2012, p. 49-80.
- DISCHUK, N. G. 2001. Fytopatologičeskoje sostojanie chvojnyh i listvennyh drevesnyh rastenij Central'no botaničeskovo sada NAN Belarusi. In: Fruit Growing and Viticulture II: Proceedings of the 9th International Conference Horticulture, 3.-6. 9. 2001 Lednice: Mendel University, 2001, p. 644-646. ISBN 978-80-71575-24-5.
- DOSTÁL, J., ČERVENKA, M. 1991. Velký klíč na určování vyšších rostlin I. Bratislava: Slovenské pedagogické nakladateľstvo. 1991, 775 pp. ISBN 80-08-00273-5.
- EL-ASSFOURI, A., OUZZANI TOUHAMI, A., ZIDANE, L., FENNANE, M., DOUIRA, A. 2003. Inventaire des spécimens fongiques de l'Herbier national de l'Institut Scientifique de Rabat. In: Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, vol. 25, 2003, p. 1-23.
- ERKKILÄ, R., NIEMELÄ, T. 1986. Polypores in the parks and forests of the city of Helsinki. In: Karstenia, vol. 26, p. 1-40.
- FARR, D. F., BILLS, G. F., CHAMURIS, G. P., ROSSMAN, A. Y. 1989. Fungi on Plants and Plant Products in the United States. St Paul: APS Press. 1989, 1252 pp. ISBN 0-89054-099-3.
- FARR, D. F., ROSSMAN, A. Y. 2014. Fungal databases. Systematic Mycology and Microbiology Laboratory, ARS, USDA. Available at <http://nt.ars-grin.gov/fungal-databases/> (accessed 23.6.2014).
- GÁPER, J. 1996. Polypores affecting of woody plants in urban areas of Slovakia. Vedecké štúdie 9/1996/A. Zvolen: Technical University. 1996, 50 pp. ISBN 80-228-0565-3.
- GROSCLAUDE, C. 1992. Les dégâts de champignons lignivores sur platane. In: Cryptogamie Mycologie, vol. 13, 1992, p. 181-191.
- HAIMED, M., NMICHI, A., OUZZANI TOUHAMI, A., BENKIRANE, A., DOUIRA, A. 2013. Bibliographic inventory of Moroccan Central Plateau fungi. In: Journal of Animal & Plant Sciences, vol. 18, 2013, p. 2723-2749.
- HATTORI, T. 2005. Diversity of wood-inhabiting polypores in temperate forest with different vegetation types in Japan. In: Fungal Diversity, vol. 18, 2005, p. 73-88.
- INTINI, M., PAOLETTI, E., LOMBARDI, M. 1998. Incidence and characteristics of *Fomes fomentarius* on trees in a town park [Tuscany]. In: Monti e Boschi, vol. 49, 1998, p. 29-33.
- JÜLICH, W. 1984. Die Nichtblätterpilze, Gallertpilze und Bauchpilze. In Gams, H. (ed), Kleine Kryptogamenflora, Band IIb/1, Basidiomyceten, 1. Teil. Jena: Gustav Fischer Verlag. 1984, 626 pp.
- KARADELEV, M. 1994. Qualitative and quantitative analysis of lignicolous macromycetes in different forest associations on the Galčica mountain. In: Ekologija i Zaštita Životne Sredine, vol. 2, 1994, p. 3-16.
- KARADŽIĆ, D. 2006. Uticaj parazitskih gljiva na zdravstveno stanje stabala kitnjaka, sladuna i cera u prirodnim šumama i urbanim sredinama. In: Šumarstvo, vol. 3, 2006, p. 47-59.

- KEANE, P. J., KILE, G. A., PODGER, F. D., BROWN, B. N. 2000. Diseases and Pathogens of Eucalypts. Collingwood: CSIRO Publishing. 2000, 565 pp. ISBN 978-0-64-306523-9.
- KIRK, P., COOPER, J. 2014. Fungal records database of Britain and Ireland. British Mycological Society. Available at <http://www.fieldmycology.net/FRDBI/FRDBI.asp> (accessed 22.06.2014).
- KOTIRANTA, H., MUKHIN, V. A., USHAKOVA, N., DAI, J.-CH. 2005. Polypore (Aphyllophorales, Basidiomycetes) studies in Russia. 1. South Ural. In: Annales Botanici Fennici, vol. 42, 2005, p. 427-451.
- KOTLABA, F. 1984. Zeměpisné rozšíření a ekologie chorošů (Polyporales s. l.) v Československu. Praha: Academia. 1984, 235 pp.
- KOTLABA, F. 1997. Common polypores (Polyporales s.l.) collected on uncommon hosts. In: Czech Mycology, vol. 49, 1997, p. 169-188.
- KREISEL, H. 1961. Die phytopathogenen Großpilze Deutschlands. Jena: Gustav Fischer Verlag. 1961, 284 pp.
- KREISEL, H., AMELANG, N. 2001. Die Pilzflora des Stadtgebietes von Greifswald. Greifswald: Fachgruppe Mykologie Vorpommern. 2001, 89 pp.
- KRIMI, Z., MEHDID, S. 2001. Identification of wood-decay fungi infecting various forest. In: EPPO Bulletin, vol. 31, 2001, p. 114-115.
- LAGO, M., LÓPEZ-PRADA, M. I., CASTRO, M. L. 2001. Macromycetes (Basidiomycotina pp.) de interesse na patologia forestal. In: Mykés, vol. 4, 2001, p. 17-28.
- LEDERER, J. 2002. Dřevokazné houby na území města Frýdku-Místku (Moravskoslezský kraj). Frýdek-Místek: Městský úřad Frýdek-Místek. Manuscript, 2002, 23 pp.
- LEDERER, J. 2007. Dřevokazné houby města Frýdku-Místku. In: Práce a studie Muzea Beskyd (Přírodní vědy), vol. 19, 2007, p. 171-184.
- LEGON, N. W., WATLING, R., ROBERTS, P. J., SPOONER, B. M., HENRICI, A. 2005. Checklist of the British and Irish Basidiomycota. Kew: Royal Botanic Gardens. 2005, 517 pp. ISBN 978-1-84-246121-1.
- LOCKTON, A. (ed). 2004. New records. In: The Shropshire Botanical Society Newsletter, vol. 11, 2004, p. 3-5.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F. (eds). 1998. Checklist of non-vascular and vascular plants of Slovakia. Bratislava: Veda, vydavateľstvo SAV. 1998, 670 pp. ISBN 80-224-0526-4.
- MCCORMICK, M. A., CUBETA, M. A., GRAND, L. F. 2013. Geography and hosts of the wood decay fungi *Fomes fasciatus* and *Fomes fomentarius* in the United States. In: North American Fungi, vol. 8, 2013, p. 1-53.
- MICHEL, V. 2007. Contribution à la connaissance de la fonge lignicole du site de Saint-Daumas. Marseille et le Luc: WWF et CEEP. 2007, 29 pp.
- MUJICA, F., VERGARA, C. 1945. Flora fungosa Chilena. Índice preliminar de los huéspedes de los hongos chilenos y sus referencias bibliográficas. Stanley: Imprenta Stanley. 1945, 199 pp.
- MUÑOZ LÓPEZ, M. C., RUPÉREZ CUELLAR, A. 1987. La patología de la encina (*Quercus ilex* L.) en España. In: Boletín de Sanidad Vegetal Plagas, vol. 13, 1987, p. 203-212.
- NOVKAU, M. A., GALAUKO, A. I. 1979. Lignophilic fungi of oak plantations at the Zhornov forest experimental station. In: Vestsi Akademii Navuk BSSR, Biyalagichnykh Navuk, vol. 1, 1979, p. 60-64.
- PAPP, V., RIMÓCZI, I., ERŐS-HONTI, Z. 2012. Adatok a hazai és európai platánok (*Platanus* spp.) taplóihoz. In: Növényvédelem, vol. 48, 2012, p. 405-411.
- PILOTTI, M., PONZIO, V., MOTTA, E. 2003. Disorders of *Platanus × acerifolia* in Italy associated with *Fusarium solani*. In: Forest Pathology, vol. 32, 2003, p. 249-264.
- RATUSZNIAK, E. 2007. Grzyby poliporoidalne występujące w zadrzewieniach miejskich i przydrożnych. In: Zeszyty Nauk. Wyd. Budown. i Inżyn. Środow., Politechnika Koszalińska, Koszalin-Dartówko, roč. 23, 2007, p. 827-835.
- SAAR, I., LÖHMUS, A., PARMASO, E. 2007. Mycobiota of the Poruni old-growth forest (Estonia, Puhatu Nature reserve). In: Forestry studies, vol. 47, 2007, p. 71-86.
- SAFONOV, M. A. 2006. Wood-inhabiting aphyllophoroid fungi of the Southern Preurals (Russia). In: Mycena, vol. 6, 2006, p. 57-66.
- SCHMIDT, O. 2006. Wood and Tree Fungi. Biology, Damage, Protection, and Use. Berlin - Heidelberg - New York: Springer. 2006, 334 pp. ISBN 978-3-540-32138-5.
- SCHWARZE, F. W. M. R. 1994. Wood rotting fungi: *Fomes fomentarius* (L.: Fr.) Fr. In: Mycologist, vol. 8, 1994, p. 32-34.
- SCHWARZE, F. W. M. R., ENGELS, J., MATTHECK, C. 1999. Holzersetzende Pilze in Bäumen - Strategien der Holzersetzung. Freiburg: Rombach Verlag. 1999, 245 pp. ISBN 978-3-642-57302-6.
- SCHWARZE, F. W. M. R., ENGELS, J., MATTHECK, C. 2004. Fungal strategies of wood decay in trees. Heidelberg: Springer. 2004, 185 pp. ISBN 978-3-54-067205-0.
- SEEHANN, G. 1979. Holzzerstörende Pilze an Straßen- und Parkbäumen in Hamburg. In: Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, vol. 71, 1979, p. 193-221.

- SHARP, G., CHAMBERLAIN, C., PEDLEY, R., WEIR, D., CLUNAS, A., HETHERINGTON, D., CAIRNS, P., FEATHERSTONE, A. W. 2014. Trees for Life. Available at http://www.treesforlife.org.uk/forest/species/tinder_fungus.html (accessed 23.6.2014).
- SPAULDING, P. 1961. Foreign Diseases of Forest Trees of the World. In: U.S.D.A. Agriculture Handbook, vol. 197, 1961, p. 1-361.
- SZCZEPKOWSKI, A. 2007. Macromycetes in the Dendrological Park of the Warsaw Agricultural University. In: Acta Mycologica, vol. 42, 2007, p. 179-186.
- SUVOROV, P. A. 1967. Biological characteristics of *Fomes fomentarius* found on spruce and birch. In: Canadian Journal of Botany, vol. 45, 1967, p. 1853-1857.
- TELLO, M. L., TOMALAK, M., SIWECKI, R., GÁPER, J., MOTTA, E., MATEO-SAGASTA, E. 2005. Biotic urban growing conditions - threats, pests and diseases. p. 327-365. In: KONIJNENDIJK, C. C., NILSSON, K., RANDRUP, T. B., SCHIPPERIJN, J. (eds). Urban forests and trees. Berlin - Heidelberg - New York: Springer. 2005, 520 pp. ISBN 3-540-25126-X.
- TURNER, P. D. 1971. Microorganisms associated with oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.). In: Phytopathological Papers of the Commonwealth Mycological Institute, vol. 14, 1971, p. 1-58.
- U.S.D.A. FOREST SERVICE 1993. Pest Risk Assessment of the Importation of *Pinus radiata*, *Nothofagus dombeyi*, and *Laurelia philippiana* Logs from Chile. In: U.S.D.A. Misc. Publ., vol. 1517, 1993, p. 1-248.
- VIGOUROUX, A. 1979. Les 'dépérissements' des platanes: causes, importance, mesures envisageables. In: Revue Forestière Française, vol. 31, 1979, p. 28-39.
- VLASÁK, J. 2009. Polypores. Collection of Dr. Josef Vlasák, Hluboká nad Vltavou, Czech republic. Edition 10.6.2009.

Authors' address

Prof. RNDr. Ján Gáper, CSc. – Technical University in Zvolen, Faculty of Ecology and Environmental Sciences, T. G. Masaryka 24, 960 63 Zvolen, Slovak Republic, e-mail: jan.gaper@tuzvo.sk;
University of Ostrava, Faculty of Sciences, Chittussiho 10, 710 00 Ostrava, Czech Republic, e-mail: jan.gaper@osu.cz;
RNDr. Svetlana Gáperová, PhD. – Matej Bel University, Faculty of Natural Sciences, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovak Republic, e-mail: Svetlana.Gaperova@umb.sk

VITALITA A HNILOBY DREVÍN ORAVSKÉHO REGIÓNU

VITALITY AND ROT OF WOODY PLANTS IN THE ORAVA REGION

Svetlana Gáperová, Simona Ferancová, Ján Gáper, Lucia Sochuliaková

GÁPEROVÁ, S. – FERANCOVÁ, S. – GÁPER, J. – SOCHULIAKOVÁ, L. 2014. Vitalita a hniloby drevín Oravského regiónu. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 64-71. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: This article discusses vitality of 258 urban trees with regard to their rot damages from the Orava region towns (Dolný Kubín, Námestovo, Trstená, Tvrdošín). In total, 174 trees were birches (*Betula pendula* Roth.) and 84 were horse-chestnut trees (*Aesculus hippocastanum* L.). Research included trees in four different categories of public greenery (public square and street, park, block of flats, cemetery). The smallest number of the damaged birch trees came from parks. The smallest number of the damaged horse-chestnut trees came from blocks of flats. Rot most often occurs on mature horse-chestnut trees in the under half of the trunk.

KEY WORDS: Vitality • rot • Orava region • *Aesculus hippocastanum* • *Betula pendula*

ÚVOD

Podľa fytoogeografického členenia Slovenska je územie Oravy súčasťou oblasti západokarpatskej flóry (Carpaticum occidentale), obvodu západobeskydskej flóry (Beschidicum occidentale), okresu Západné Beskydy. Oproti pôvodnému stavu došlo podľa Kabáta (KABÁT 2000) na Orave k výrazným zmenám vegetácie, hlavne v dôsledku intenzívnej hospodárskej činnosti. Podmienky pre vegetáciu sú nepriaznivé, okrem chladného a vlhkého podnebia je to tiež výskyt prevažne nepriepustných hornín, ktoré dávajú nevyživný substrát, majú nerovnomernú pôdnu vlhkosť aj vzdušnosť.

Z výsledkov inventarizačného výskumu drevín (GÁPEROVÁ a kol. 2013) vyplýva, že tieto podmienky sa pravdepodobne neodrazili negatívne na vitalite drevín. Inventarizačný výskum v sídlach Tvrdošín, Trstená, Dolný Kubín, Námestovo bol realizovaný v rokoch 2011-2012, identifikovaných bolo 1625 ks drevín, predstavujúcich 45 taxónov. K najpočetnejším taxónom drevín na uvedených lokalitách patrí *Betula pendula* Roth. (174 jedincov), *Tilia cordata* Mill. (152), *Acer pseudoplatanus* L. (132), *A. platanooides* L. (130), *Aesculus hippocastanum* L. (84), *Tilia platyphyllos* Scop. (78) a *Fraxinus excelsior* L. (69 jedincov). Z ihličnatých drevín sú to *Picea abies* (L.) P. Karst. (224 jedincov), *P. pungens* Engelm. (142 jedincov), *Pinus nigra* Arnold (109) a *P. sylvestris* L. (65 jedincov). Cieľom predloženého príspevku je:

- vybrať najčastejšie vyskytujúcu sa domácu a introdukovanú drevinu v sídlach Oravského regiónu a vyhodnotiť vitalitu a hnilobu týchto drevín
- vypočítať kvalitatívne indexy celkovej vitality a zistiť, v ktorých funkčných kategóriách vegetácie sú dreviny najvitalnejšie a v ktorých so zníženou až žiadnou vitalitou
- zistiť zmenu spoločenskej hodnoty vybraných drevín so silne zníženou vitalitou.

MATERIÁL A METÓDY

Vlastný terénny výskum sme realizovali v rokoch 2011 až 2014. V intraviláne mesta Námestovo sme hodnotili dreviny na troch lokalitách, v Tvrdošine na jednej a v Trstenej a v Dolnom Kubíne na štyroch lokalitách. Lokality sme zaradili do funkčných kategórií vegetácie podľa Supuku a Feriancovej (SUPUKA a FERIANCOVÁ 2008).

Detailnejšie hodnotenie vitality, vrátane výskytu hniloby, sme realizovali na vybraných, najčastejšie sa vyskytujúcich drevinách v sídlach Oravy (*Betula pendula* – 84 jedincov a *Aesculus hippocastanum* – 174 jedincov). U každej dreviny sme:

- zaznamenávali **lokalizáciu dreviny** – zemepisné súradnice a nadmorskú výšku sme zamerali prístrojom GPS eTrex Vista. Vytvorili sme mapy sídiel a zaznamenali v nich hodnotené dreviny, označené číslom, ktoré je zároveň číslom evidenčného listu a ten je súčasťou Databázy infikovaných drevín
- urobili zaradenie **do funkčnej kategórie vegetácie v sídlach**: 1A-zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc), 1B-zeleň verejných parkov a parčíkov, 1C-zeleň obytných súborov, 2A-zeleň cintorínov
- merali základné **dendrometrické parametre** – zaznamenali sme priemer $d_{1,3}$ kmeňa priemerkou Mantax a výšku dreviny výškomerom SUUNTO PM-5/1520P
- hodnotili **vitalitu dreviny** – podľa Pejchala (PEJCHAL 2005) na základe vybraných ukazovateľov: olistenie, preschnutie koruny, poranenie koreňa, kmeňa a konárov. Celkovú vitalitu každého jedinca sme ocenili bodmi 0 – 4 (stupeň 0 – vitalita optimálna, stupeň 1 – mierne znížená, stupeň 2 – stredne znížená, stupeň 3 – silne znížená, stupeň 4 – žiadna).
- zo zistených hodnôt jednotlivých ukazovateľov vitality vypočítali **kvalitatívne indexy**, podľa Supuku a spoluautorov (SUPUKA a kol. 1991), pre jednotlivé funkčné kategórie vegetácie v sídlach
- hodnotili prítomnosť **hnilôb a dutín** – lokalizácia a percentuálny podiel (GÁPER a GÁPEROVÁ 2009), zaznamenali sme **prítomnosť drevokaznej huby**.

O každej drevine sme takto vytvorili Evidenčný list, celkovo 258 evidenčných listov. Tie nám slúžili k spracovaniu výsledkov celkovej vitality a k zisteniu najčastejších ukazovateľov zníženia vitality drevín pre dané funkčné kategórie vegetácie sídiel. Na základe týchto výsledkov sme vybrali dreviny so zníženou vitalitou a zisťovali sme, ako sa v dôsledku zníženej vitality zmenila ich spoločenská hodnota (podľa Prílohy č. 33 vyhlášky MŽP SR č. 24/2003 Z. z.).

VÝSLEDKY

Pre detailnejšie hodnotenie vitality a hnilôb drevín vybraných sídiel Oravy sme v rámci študovaných lokalít vybrali najčastejšie vyskytujúcu sa domácu drevinu *Betula pendula* (174 jedincov) a najčastejšie vyskytujúcu sa introdukovanú drevinu *Aesculus hippocastanum* L. (84 jedincov). Zastúpenie a početnosť študovaných taxónov v jednotlivých funkčných kategóriách vegetácie v sídlach Námestovo, Trstená, Tvrdošín a Dolný Kubín uvádzame v tabuľke 1.

Tab. 1. Zastúpenie študovaných taxónov drevín na lokalitách, v jednotlivých funkčných kategóriách vegetácie vybraných sídiel Oravy.

Mesto – lokalita	Funkčná kategória vegetácie	Počet jedincov	
		<i>Betula pendula</i>	<i>Aesculus hippocastanum</i>
Námestovo – Vojtaššáková ulica	1A	40	-
Námestovo – Park pri pamätníku Antona Bernoláka	1B	15	21
Námestovo – Cintorín	2A	31	-
Trstená – Ulica Slovenského národného povstania	1A	7	22
Trstená – Park pri kostole	1B	3	-
Trstená – Sídliisko Stred a Západ	1C	25	1
Tvrdošín – Ulica pri Trojičnom námestí	1A	3	9
Dolný Kubín – Ulica Športovcov	1A	7	-
Dolný Kubín – Kohútov sad	1B	30	1
Dolný Kubín – Sídliisko na Sihoti	1C	11	30
Dolný Kubín – Historický cintorín	2A	2	-

Vysvetlivky: 1A – zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc), 1B – zeleň verejných parkov a parčíkov, 1C – zeleň obytných súborov, 2A – zeleň cintorínov.

Hodnotenie vitality a hniloby pagaštana konského *Aesculus hippocastanum*

Celkový počet hodnotených jedincov bol 84, vyskytovali sa v troch funkčných kategóriách vegetácie v sídlach (1A – zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc), 1B – zeleň verejných parkov a parčíkov, 1C – zeleň obytných súborov), na šiestich lokalitách, tak ako uvádzame v tab. 1.

Tab. 2. Hodnotenie vitality *A. hippocastanum* vo funkčných kategóriách vegetácie sídiel Oravského regiónu.

Funkčná kategória vegetácie sídiel: 1A Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	1	2	9	1	9
preschnutie koruny	1	7	11	9	2
poranenie koreňa kmeňa a konárov	1	4	7	9	10
Celková vitalita	1	4	7	16	3
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	29 najčastejšie na báze a v strednej časti kmeňa				
výskyt drevokazných húb	<i>Trametes hirsuta</i> (3x) <i>Daedaleopsis confragosa</i> (1x)				
Iné poškodenie	časté poranenie kmeňa				
Funkčná kategória vegetácie sídiel: 1B Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	14	5	3	-	-
preschnutie koruny	14	5	3	-	-
poranenie koreňa kmeňa a konárov	1	19	2	-	-
Celková vitalita	1	19	2	-	-
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	8 v strednej časti kmeňa				
výskyt drevokazných húb	-				
Iné poškodenie	rakovinové nádory, mrazové trhliny				
Funkčná kategória vegetácie sídiel: 1C Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	24	6	1	-	-
preschnutie koruny	25	4	2	-	-
poranenie koreňa kmeňa a konárov	25	4	2	-	-
Celková vitalita	24	5	2	-	-
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	0				
výskyt drevokazných húb	-				
Iné poškodenie	mrazové trhliny na kmeni				

Vysvetlivky: 1A – zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc), 1B – zeleň verejných parkov a parčíkov, 1C – zeleň obytných súborov, stupeň 0 – vitalita optimálna, stupeň 1 – mierne znížená, stupeň 2 – stredne znížená, stupeň 3 – silne znížená, stupeň 4 – žiadna.

Výsledky hodnotenia ukazovateľov vitality, zastúpenia dutín, výskyt drevokazných húb, poškodenie drevín uvádzame v tab. 2. Vypočítali sme kvalitatívne indexy celkovej vitality na základe ukazovateľov vitality v konkrétnych funkčných kategóriách sídiel Oravského regiónu, ktoré uvádzame v tab. 3. Zistili sme, že **najvitalnejšie** pagaštany konské sú **v zeleni obytných súborov** (silne zníženú a žiadnu vitalitu nemá ani jeden jedinec a 24 jedincov z 31 má optimálny stupeň vitality), ak sa vyskytujú poškodenia, tak sú na kmeni, v dôsledku mechanického poškodenie, hniloby a dutiny sme nezaznamenali. **Najhoršiu vitalitu** majú jedince **v zeleni verejných priestranstiev – ulice a námestia**,

kde sa nachádzajú aj 4 jedince s hnilobou a s prítomnosťou drevokazných húb, kde 3 dreveny majú stupeň celkovej vitality 4 – žiadna a 16 jedincov má silne zníženú vitalitu. Zaznamenali sme aj vysoký počet dutín (29%). Optimálny stupeň vitality má len 1 jedinec.

U vybraných drevín s najviac zníženou vitalitou sme zisťovali ich zmenu spoločenskej hodnoty (SH), výsledky sú v tab. 4. U 7 hodnotených jedincov sa celková spoločenská hodnota znížila z 9460,23 € na 6189,98 €. Najväčšie zníženie SH vykazuje pagaštan korský v Kohútovom sade v Dolnom Kubíne, s celkovou vitalitou 3, veľkým poškodením konárov (obnažené), s rakovinovými nádormi na kmeni, nekrotizovanými listami, naklonený, bez prítomnosti drevokazných húb.

Tab. 3. Vyhodnotenie kvalitatívnych indexov celkovej vitality drevín *A. hippocastanum* na lokalitách v študovaných funkčných kategóriách vegetácie v sídlach.

sídlo - funkčný segment	1A - zeleň verejných priestranstiev (ulice, námestia)		1B - zeleň verejných parkov a parčíkov		1C - zeleň obytných súborov	
	Tvrdošín – Ulica pri Trojičnom námestí	Trstená – Ulica SNP	Námestovo – Park pri pamätníku A. Bernoláka	Dolný Kubín – Park Kohútov sad	Trstená – Sídliisko Stred a Západ	Dolný Kubín – Sídliisko na Sihoti
Qn	1,67	2,86	1,00	3,00	2,00	0,23

Vysvetlivky: Qn – kvalitatívny index, □ – funkčný segment s drevinami s optimálnou celkovou vitalitou, □ – funkčný segment s drevinami s mierne zníženou celkovou vitalitou, ■ – funkčný segment s drevinami so stredne až silne zníženou celkovou vitalitou

Tab. 4. Zmena spoločenskej hodnoty (SH) vybraných drevín *A. hippocastanum* so zníženou vitalitou na lokalitách v Oravskom regióne.

Mesto/funkčná kategória vegetácie	Obvod [cm]	Základná spoločenská hodnota [€]	Prirážkový index				Výsledná SH [€]	Rozdiel základnej a výslednej SH [€]
			a)	b)	d)	h)		
Tvrdošín/1A	218	1493,72	0,4			1,4	836,48	657,24
Tvrdošín/1A	230	1692,89	0,4			1,4	948,02	744,87
Tvrdošín/1A	154	1161,78		0,6		1,4	975,90	185,88
Dolný Kubín/1B	254	1925,24	0,4			1,4	1078,13	847,11
Trstená/1A	149	1161,78	0,4			1,4	650,60	511,18
Trstená/1A	130	1062,20		0,6		1,4	892,25	169,95
Námestovo/1A	111	962,62		0,6		1,4	808,60	154,02
SPOLU		9460,23					6189,98	3270,25

Hodnotenie vitality a hniloby brezy bradavičnatej *Betula pendula*

Celkový počet hodnotených jedincov bol 174, vyskytovali sa v štyroch funkčných kategóriách vegetácie v sídlach (1A – zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc), 1B – zeleň verejných parkov a parčíkov, 1C – zeleň obytných súborov, 2A – zeleň cintorínov), na 11-ich lokalitách, tak ako uvádzame v tab. 1. Výsledky hodnotenia ukazovateľov vitality, zastúpenia dutín, výskyt drevokazných húb, poškodenie drevín uvádzame v tab. 5. Vypočítali sme kvalitatívne indexy celkovej vitality na základe ukazovateľov vitality v konkrétnych funkčných kategóriách sídiel Oravského regiónu, ktoré uvádzame v tab. 6. Zistili sme, že **najvitalnejšie brezy bradavičnaté sú v zeleni verejných parkov a parčíkov**, kde jedince so žiadnou vitalitou sa nevyskytujú. Prevládajú jedince so stupňom vitality 1 –

miernie znížená. Dutinu a hnilobu si zaznamenali len ojedinele (1,8%), aj to boli len malé dutiny. Z poškodenia sa často vyskytovali poulamované konáre a jednostranne vetvená koruna. **Najhoršiu vitalitu** majú jedince v kategórii **zeleň cintorínov**. Tu sa nachádza aj jedinec so žiadnou vitalitou. Zaznamenali sme už vyšší počet dutín (9,7%), časté bolo poranenie kmeňa, odretá kôra, popraskaná kôra, rakovinové rany. Len jeden jedinec bol s optimálnou vitalitou.

Tab. 5. Hodnotenie vitality *B. pendula* vo funkčných kategóriách vegetácie sídiel Oravského regiónu.

Funkčná kategória vegetácie sídiel: 1A Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	17	24	10	6	-
preschnutie koruny	19	25	9	4	-
poranenie koreňa kmeňa a konárov	22	20	9	4	2
Celková vitalita	19	22	9	7	-
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	1,8 malé dutiny na kmeni a na báze kmeňa				
výskyt drevokazných húb	-				
Iné poškodenie	1-stranne vetvená koruna, odretá kôra na kmeni, poulamované konáre				
Funkčná kategória vegetácie sídiel: 1B Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	18	19	10	1	-
preschnutie koruny	14	19	12	3	-
poranenie koreňa kmeňa a konárov	18	17	10	3	-
Celková vitalita	16	16	13	3	-
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	2,5 na konári malé dutiny				
výskyt drevokazných húb	-				
Iné poškodenie	mrazové trhliny, mechanické poškodenie kmeňa a koreňových nábehov				
Funkčná kategória vegetácie sídiel: 1C Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	5	15	14	2	1
preschnutie koruny	9	12	11	4	1
poranenie koreňa kmeňa a konárov	5	14	13	4	1
Celková vitalita	5	16	11	4	1
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	2,3 na kmeni, v mieste rozkonárenia veľká d.				
výskyt drevokazných húb	-				
Iné poškodenie	mechanicky poškodené koreňové nábehy				
Funkčná kategória vegetácie sídiel: 2A Ukazovatele vitality	Počet jedincov v danom stupni vitality				
	0	1	2	3	4
olistenie	-	10	14	6	2
preschnutie koruny	1	9	14	7	1
poranenie koreňa kmeňa a konárov	1	1	20	10	-
Celková vitalita	1	3	19	8	1
zastúpenie dutín v % najčastejší výskyt dutín	9,7 na kmeni				
výskyt drevokazných húb	neidentifikované vysoko na konári				
Iné poškodenie	odretá kôra, suché konáre v korune				

Vysvetlivky: 1A – zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc), 1B – zeleň verejných parkov a parčíkov, 1C – zeleň obytných súborov, 2A – zeleň cintorínov, – nevyskytuje sa v danom funkčnom segmente

U vybraných drevín s najviac zníženou vitalitou sme zisťovali ich zmenu spoločenskej hodnoty (SH), výsledky sú v tab. 5. U piatich hodnotených jedincov sa celková spoločenská hodnota znížila z 3817,27 € na 2358,88 €. Najväčšie zníženie SH vykazuje *Betula pendula* v Tvrdošíne s celkovou vitalitou 3, s veľkým mechanickým poškodením kmeňa a konárov (stupeň 4).

Tab. 6. Vyhodnotenie kvalitatívnych indexov celkovej vitality drevín *B. pendula* na lokalitách v študovaných funkčných kategóriách vegetácie v sídlach.

funkčný segment	1A - zeleň verejných priestranstiev (námestí, ulíc)				1B - zeleň verejných parkov a parčíkov			1C - zeleň obytných súborov		2A - zeleň cintorínov	
	sidlo	Námestovo – Vojtašáková ulica	Trstená – Ulica SNP	Tvrdošín – Ulica pri Trojičnom námestí	Dolný Kubín – Ulica Športovcov	Námestovo – Park pri pamätníku A. Bernoláka	Trstená – Park pri kostole	Dolný Kubín – Park Kohútov sad	Trstená – Sídliisko Stred a Západ	Dolný Kubín – Sídliisko na Sihoti	Námestovo – Cintorín
Qn	0,88	1,71	1,67	1,29	0,27	1,67	1,40	1,28	1,9	2,13	2,5

Vysvetlivky: Qn – kvalitatívny index, ■ – funkčný segment s drevinami s optimálnou celkovou vitalitou, ■ – funkčný segment s drevinami s mierne zníženou celkovou vitalitou, ■ – funkčný segment s drevinami so stredne až silne zníženou celkovou vitalitou

Tab. 7. Zmena spoločenskej hodnoty (SH) vybraných drevín *B. pendula* so zníženou vitalitou na lokalitách v Oravskom regióne.

Mesto/funkčná kategória vegetácie	Obvod [cm]	Základná spoločenská hodnota [€]	Prirážkový index				Výsledná SH [€]	Rozdiel základnej a výslednej SH [€]
			a)	b)	d)	h)		
Tvrdošín/1A	132	1161,78	0,4		0,9	1,4	585,54	576,24
Dolný Kubín/1B	52	431,52	0,4		0,9	1,4	217,49	214,03
Námestovo/2A	148	1161,78		0,6	0,9	1,4	878,31	283,47
Námestovo/1A	69	497,90	0,4		0,9	1,4	250,94	246,96
Námestovo/1A	77	564,29		0,6	0,9	1,4	426,60	137,69
SPOLU		3817,27					2358,88	1458,39

DISKUSIA

V sídlach Oravy majú len Dolný Kubín a Námestovo vytvorený Generel mestskej zelene, vypracovaný firmou ZAAR Trnava, ale tieto dokumenty sú už 14 rokov staré a preto výsledky sú neporovnateľné. Vo vegetácii sídiel sa často vyskytujú rizikové stromy, ktoré ohrozujú zdravie a bezpečnosť obyvateľov. V Trstenej k takýmto stromom patria **pagaštany konské** vo funkčnej kategórii zelene verejných priestranstiev (námestí, ulíc), ktoré majú urobený radikálny rez, zaznamenali sme na nich veľký počet dutín s hnilobou (29%) na báze a v strednej časti kmeňa, tiež výskyt drevokazných húb *Trametes hirsuta* a *Daedaleopsis confragosa*. Podľa Kolaříka a spoluautorov (KOLAŘÍK a kol. 2005) najviac jedincov pagaštana konského je hnilobou poškodených na báze kmeňa. Naše výsledky z časti potvrdzujú toto tvrdenie, ale taký istý počet dutín sme zaznamenali aj v strednej časti kmeňa. Vybrali sme 11 jedincov *Aesculus hippocastanum*, ktoré na základe našich hodnotení patrili k najviac

ohrozeným a ohrozujúcim a navrhujeme správcovi zelene 3 z nich asanovať a ostatným pri ošetrovaní venovať zvýšenú pozornosť. V **Námestove** sú pagaštany celkovo vitálne, približne o 10 rokov mladšie ako v Trstenej, ale poškodenia na kmeni s prítomnosťou mnohých rakovinových nádorov predurčujú, že stromom bude potrebné venovať pozornosť. V **Dolnom Kubíne** na Sídlišku na Sihoti sú pagaštany konské najvitálnejšie, zatiaľ čo v parku, v Kohútovom sade s najhoršou vitalitou. V **Tvrdošine** v okolí ulíc a námestí sú pagaštany s mierne zníženou vitalitou.

Z briez navrhujeme asanovať *Betula pendula* v **Dolnom Kubíne** na Sihoti, pri chodníku, s celkovou vitalitou 4, so silne mechanickými poškodeniami, s veľkou dutinou, s hnilobou. V **Tvrdošine** a v **Trstenej** prevládajú brezy bradavičnaté s mierne zníženou vitalitou. Na cintoríne v Dolnom Kubíne a v **Námestove** sú dreviny s veľmi zníženou vitalitou, môže za to podľa nás najmä nedostatok svetla, kvôli zatieneniu vyššími drevinami, nedostatočné podmienky pre vývin a rast koreňového systému (blízkosť náhrobných kameňov, betónového oplotenia, strmý a skalnatý svah). Podľa Dujesiefkena a spoluautorov (DUJESIEFKEN a kol. 2005) jedince brezy previsnutej rastú najčastejšie na chudobnejších, kyslejších a suchších pôdach, znášajú výborne drsné klimatické podmienky a ani vysoké teploty im neškodia. Vysoké nároky však majú na svetlo, čo korešponduje aj s našimi výsledkami vo funkčnom segmente cintorín. V ostatných segmentoch bola vitalita briez lepšia, mali dostatok slnečného svetla.

ZÁVER

- Pre zhodnotenie vitality a hniloby drevín sme v rámci študovaných lokalít vybrali najpočetnejší domáci druh *Betula pendula* (174 jedincov) a najpočetnejší introdukovaný *Aesculus hippocastanum* (84 jedincov).
- V sídlach Oravského regiónu najvitálnejšie pagaštany konské sú v zeleni obytných súborov a najmenej vitálne v zeleni verejných priestranstiev – ulice a námestia.
- Jedince brezy bradavičnatej sú najvitálnejšie vo funkčnej kategórii zeleň verejných parkov a parčíkov a najmenej vitálne v kategórii zelene cintorínov.
- Poškodenie študovaných drevín dutinami a hnilobami bolo primerané, skôr nízke. Zaznamenali sme výskyt len 4 plodníc drevokazných húb. Celkový výskyt dutín u *Aesculus hippocastanum* bol 16,7% prevažne na báze a strednej časti kmeňa a u *Betula pendula* 4% na kmeni a konároch.
- Najčastejšími ukazovateľmi zníženej vitality sú prevažne mechanické poškodenia drevín – podlamované, rozštiepené konáre, praskliny na kmeni.
- Výpočet spoločenskej hodnoty vybraných drevín poukazuje jednoznačne na to, že so zníženou vitalitou sa znižuje aj spoločenská hodnota týchto drevín.

POĎAKOVANIE

Autori ďakujú grantovej agentúre KEĎA za finančnú podporu (projekt KEĎA 022UMB-4/2013).

LITERATÚRA

- DUJESIEFKEN, D., JASKULA, P., KOWOL, T., WOHLERS, A. 2005. Baumkontrolle unter Berücksichtigung der Baumart. Hamburg : Heymarket Meida, 2005. p. 296. ISBN 978-3-87815-213-2.
- GÁPER, J., GÁPEROVÁ, S. 2009. Dutiny ako dôležitá súčasť hodnotenia vitality drevín v sídlach. In: BERNADOVIČOVÁ, S., JUHÁSOVÁ, G. (eds.). Dreviny vo verejnej zeleni. Nitra: ÚEL SAV Zvolen, 2009, p. 193 – 197. ISBN 978-80-89408-02-3.
- GÁPEROVÁ, S., GÁPER, J., SOCHULIAKOVÁ, L., FERANCOVÁ, S. 2013: Zhodnotenie drevinovej vegetácie vo vybraných sídlach Oravy. In: PASTIRČÁKOVÁ, K., KÁDASI HORÁKOVÁ, M., (eds.). Dreviny vo verejnej zeleni 2013. Zvolen: ÚEL SAV Zvolen pobočka biológie drevín Nitra. 2013, p. 39 – 44. ISBN 978-80-89408-16-0.
- KABÁT T, V. 2000. Huby Oravy. Dolný Kubín: Oravské múzeum P.O. Hviezdoslava, 2000. 39 pp. ISBN 80-967252-6-2.
- KOLAŘIK, J. a kol. 2005. Péče o dřeviny rostoucí mimo les. 2. díl. Vlašim : ČSOP, 2005. 720 pp. ISBN 80-86327-44-2.

- PEJCHAL, M. 2005. Hodnocení vitality dřevin z pohledu zahradní a krajinné tvorby. In: BERNADOVIČOVÁ, S., JUHÁSOVÁ, G. (eds.). Dreviny vo verejnej zeleni. Bratislava: ÚEL SAV Zvolen. 2005, p. 39 – 46. ISBN 80-967238-9-8.
- SUPUKA, J. a kol. 1991. Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene. Bratislava: VEDA, vydavateľstvo SAV, 1991. 308 pp. ISBN 80-224-0128-5.
- SUPUKA J., FERIANCOVÁ, Ľ. 2008. Vegetačné štruktúry v sídlach. Parky a záhrady. Nitra: SPU v Nitre. 2008, 504 pp. ISBN 978-80-552-0067-5.

Adresa autorov

- RNDr. Svetlana Gáperová, PhD. – Katedra biológie a ekológie FPV UMB, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: Svetlana.Gaperova@umb.sk;
- Ing. Simona Ferancová – Fakulta ekológie a environmnetalistiky TU vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 63 Zvolen, e-mail: simi6@gmail.com;
- Prof. RNDr. Ján Gáper, CSc. – Katedra biológie a všeobecnej ekológie TU vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 63 Zvolen, e-mail: jan.gaper@tuzvo.sk;
- Katedra biologie a ekologie Ostravské univerzity v Ostravě, Chittussiho 10, 710 00 Ostrava, e-mail: jan.gaper@osu.cz;
- Mgr. Lucia Sochuliaková – Katedra biológie a ekológie FPV UMB, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: Lucia.Sochuliakova@umb.sk

INVAZNÍ DŘEVINY A JEJICH ROLE V KRAJINĚ A VEGETACI

INVASIVE TREES AND THEIR ROLE IN COUNTRY AND VEGETATION

Martin Hejda

HEJDA, M. 2014. Invazní dřeviny a jejich role v krajině a vegetaci. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arborétu Mlýňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlýňany SAV. s. 72. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Většina nepůvodních dřevin byla na našem území vysazována úmyslně. Některé druhy, jako např. *Aesculus hippocastanum*, *Amorpha fruticosa*, *Gleditsia triacanthos*, *Gymnocladus dioica*, *Pterocarya fraxinifolia* nebo *Sophora japonica*, byly introdukovány za okrasným účelem, jiné kvůli produkci medu a za účelem stabilizace svahů (*Robinia pseudacacia*) nebo kvůli lesnickému využití málo produktivních stanovišť (*Pinus strobus*, *Quercus rubra*). Z některých nepůvodních dřevin se časem staly druhy invazní a jejich šíření je vnímáno jako nežádoucí kvůli jejich zřejmému negativnímu vlivu na společenstva původních druhů. *Pinus nigra* a *Quercus rubra* mají prokazatelný negativní vliv na různé složky lesních ekosystémů a jejich dominance dlouhodobě zásadně mění podmínky pro existenci většiny lesních druhů. V případě druhu *Robinia pseudacacia* jeho vliv zřejmě závisí na typu invadovaného společenstva – existují akátiny s výskytem silně ruderalních druhů, ale i akátiny poskytující refugium vzácným druhům jarního aspektu (*Gagea pusilla* a *G. villosa*, *Ornithogalum* sp. div., *Muscari* sp. div.). V současné době probíhá ve spolupráci Ústavu pro životní prostředí PřFUK a České zemědělské univerzity v Praze rozsáhlý výzkumný projekt zaměřený na vliv *Robinia pseudacacia*, *Pinus strobus* a *Quercus rubra* na různé složky lesního společenstva.

Výskyt jiných invazních dřevin, jako např. *Acer negundo* nebo *A. altissima*, se zatím koncentruje spíše v prostředí sídel, zatímco do člověkem málo ovlivněných společenstev tyto druhy pronikají spíše výjimečně.

I ve světě dochází k invazím nepůvodních dřevin, často s katastrofickými následky pro místně specifickou a unikátní biotu. Příkladem ohrožení světově unikátních druhů a společenstev může být třeba invaze *Cinchona pubescens* a *Rubus niveus* na Galapágách, invaze *Fraxinus uhdei* na Havaji, invaze borovic *Pinus pinaster* a *P. radiata* v Austrálii a na Novém Zélandu nebo invaze druhů rodu *Acacia* v jižní Africe.

Podobně jako tomu je v případě invazí bylinných druhů, tak i v případě dřevin je Evropa spíše zdrojem než příjemcem invazních druhů – například evropské druhy *A. platanoides* a *A. pseudoplatanus* se staly silně problémovými invazními druhy v severoamerických listnatých a smíšených lesích.

Adresa autora

RNDr. Martin Hejda, PhD. – Botanický ústav AV ČR, Zámek 1, 252 43 Průhonice, ČR,
tel. +420 271015236, e-mail: hejda@ibot.cas.cz

ZHODNOTENIE SORTIMENTU ODRÔD RUŽÍ V NAJVÝZNAMNEJŠÍCH ROZÁRIÁCH CENTRÁLNEJ ČASTI STREDNEJ EURÓPY

EVALUATION OF THE ASSORTMENT OF ROSE VARIETIES IN THE MOST IMPORTANT ROSE GARDENS OF THE CENTRAL PART OF MIDDLE EUROPE

Peter Hořka, Vladimír Ježovič, Jana Konôpková

HOŘKA, P. – JEŽOVIČ, V. – KONÔPKOVÁ, J. 2014. Zhodnotenie sortimentu odrôd ruží v najvýznamnejších rozáriách centrálnej časti strednej Európy. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 73-79. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: The paper summarizes the initial results of survey conducted to assess the cultivar structure of four important rose collections of the central part of Middle Europe in 2014 – Chotobuz Botanical Garden in Pruhonice (CZ), Rose Garden of Budatény (HU), Arboretum Borová hora of Technical University in Zvolen (SK) and Rosarium Baden near Vienna (AT). Published papers as well as study of the collections were the basis of the evaluation of frequency and structure of cultivars in collections. The introduction year, group of roses as well as the color classification were examined. Altogether, 2505 rose cultivars of 403 rose breeders or introductors were growing in studied collections. Tea hybrids were the most frequent group of roses (854), followed by Floribundas (525) and shrub cultivars (523). Pink roses (885) predominated in the collections with red (792) and yellow roses (276). The most common cultivars in the collections were introduced of Kordes (314), Meiland (181), Márk (165), and Tantau (161). Origin of 75 cultivars was unknown.

KEY WORDS: Roses • Cultivars • Evaluation

ÚVOD

Rozária sú spravidla verejnosti prístupné zbierky ruží, budované s cieľom prezentácie ich jednotlivých skupín, konkrétnych odrôd, alebo farebných odchýlok. Formy prezentácie sa líšia podľa veľkosti samotného rozária a účelu jeho budovania od jednoduchých oddychových verejných plôch až po vysoko estetické a nákladne udržiavané rozária umiestnené v blízkosti historických objektov, kde popri samotnej zbierke ruží dominuje aj celková architektúra priestoru s využitím aj iných prvkov, napríklad vody, strihaných živých plotov, ornamentálnych letníckových a trvalkových záhonov a podobne.

Vo významných národných rozáriách sa cieľavedome sústreďujú zbierky ruží, ktoré záujemcom dokážu sprostredkovať históriu selekcie a šľachtenia ruží v jednotlivých obdobiach a prezentovať možnosti pestovania a využitia ruží. Navyše sortiment ruží sa neustále obohacuje o nové kultivary, ktoré majú v silnej konkurencii potenciál splniť prísne estetické a pestovateľské kritériá. Každý nový kultivar totiž prechádza pred svojim uvedením na trh skúšobným obdobím, kedy sa overuje jeho „sadovnícka hodnota“, jeho perspektívnosť.

Kultivar (cv.), alebo odroda, je rastlina selektovaná z dôvodu zachovania žiadúcej odchýlky (charakteristiky). Udržiava a rozširuje sa spravidla vegetatívnym množením. Väčšina kultivarov vznikla v pestovaní, podstatne menej spontánne v pestovaní (sport) alebo v prírode. Pri získavaní kultivarov sa využívajú predovšetkým šľachtiteľské metódy a selekcia. Kultivary sa rozlišujú ako klony, semenné potomstvá a geneticky modifikované jedince. Pre opis kultivaru sa používa medzinárodne dohodnutá taxonómia. Názov kultivaru a jeho ďalšie využitie podlieha často patentovým právam.

V centrálnej časti Strednej Európy sú známe štyri rozária, ktoré popri zhromažďovaní a prezentácii vykonávajú viac-menej aj odborné hodnotenie pestovaného sortimentu ruží.

V Čechách je to Botanická záhrada a genofondové zbierky Chotobuz Botanického ústavu Akadémie vied Českej republiky, v.v.i. v Průhoniciach. Táto vedecká inštitúcia, založená v roku 1963, spravuje popri Průhonickom parku (250 ha, UNESCO) aj botanickú záhradu a genofondové zbierky Chotobuz (cca 20 ha), so špecializovanými kolekciami rastlín rodov *Hemerocallis* L., *Iris* L., *Nymphaea* L., *Paeonia* L., *Rhododendron* L. a *Rosa* L.. Základ súčasnej zbierky ruží položil v rokoch 1954-1962 prof. Pravdomil Svoboda v Arboréte Peklov v Kostelci nad Černými Lesy a v roku 1962 bol tento presunutý do Chotobuzu. V nasledujúcich rokoch bol doplňovaný nákupom sortimentu z okrasných škôlok (Kunratice, Žehušice, Litomyšl, Blatná a pod.) a získavaním vrúbľov (očiek) najmä z vtedajšieho Sovietskeho zväzu, Nemecka a Maďarska. Najväčší rozvoj zaznamenala zbierka v 70. a 80. rokoch 20 storočia, kedy v zbierke rástlo približne tisíc odrôd (<http://www.ibot.cas.cz/rosa>).

V Maďarsku je to Rozárium Budatény Výskumného ústavu ovocinárskeho v Budapešti. Vzniklo v roku 1950 pri Výskumnom ústave ovocinárstva a okrasného záhradníctva. Predstavuje najväčšiu zbierku ruží v Maďarsku, kde na ploche približne 3 ha je sústredený početný sortiment osvedčených odrôd ruží nielen európskych ale aj amerických šľachtiteľov a ružiarskych spoločností. Významný počet pestovaných odrôd predstavujú ruže maďarského šľachtiteľa Márka. Pestovaný sortiment ruží sa pravidelne vyhodnocuje z hľadiska ekologických nárokov a estetických vlastností (<http://www.resinfru.hu/rozsakert>).

Rozárium v Arboréte Borová hora Technickej univerzity vo Zvolene vzniklo krátko po založení arboréta v roku 1965 a podobne ako v Průhoniciach – Chotobuzy ho založil prof. Pravdomil Svoboda. Špecifikom rozária je snaha sústrediť predovšetkým sortiment ruží vyšľachtených na území Slovenska a Čiech. Výrazná pozornosť sa venuje odrodám Rudolfa Geschwinda a záchrane historických ruží pestovaných na území Slovenska. Plocha rozária je približne 1 ha, celkovo má arborétum rozlohu takmer 48 ha. (http://www.tuzvo.sk/sk/organizacna_struktura/dalsie_organizacne_sucasti/arboretum_borova_hora/z_historie/z_historie.html)

Rozárium Baden am Wien (Das Rosarium im Doblhoffpark) sa nachádza pri zámku v historickom parku panstva Weikersdorf. História panstva siaha do 13. storočia. Samotné rozárium bolo založené v roku 1966, kedy kaštieľ aj park získalo do vlastníctva kúpeľné mesto Baden. Jeho súčasná plocha je 0,75 ha a sústreďuje zbierku historických aj moderných ruží, ktorých najnovšie kultivary sú posudzované v tzv. skúšobnej záhrade (<http://rosentage.baden.at/location/index.html>). Významné miesto v sortimente ruží patrí kultivarom Rudolfa Geschwinda, významného šľachtiteľa vtedajšieho Rakúsko-Uhorska, ktorý tu má umiestnenú taktiež pamätnú tabuľu.

MATERIÁL A METÓDY

V práci sa hodnotil sortiment kultivarov ruží v štyroch vybraných rozáriach: Baden am Wien (Ba), Budatény (Bu), Borová hora (Bo) a Chotobuz (Ch). Ako podklad pre hodnotenie slúžili najmä inventarizačné záznamy z posledných hodnotení zbierok ruží v hodnotených rozáriach.

Zámerom bolo zistiť aktuálny stav sortimentu kultivarov ruží v najvýznamnejších verejne prístupných rozáriach na Slovensku a v jeho blízkom okolí a takisto základné charakteristiky týchto zbierok. Jednalo sa o veľmi početný súbor kultivarov, rozdielneho pôvodu a základných charakteristík. Najdôležitejšie charakteristiky, ktoré sa v tejto fáze zisťovali boli:

- a. štruktúra sortimentu kultivarov podľa obdobia ich vyšľachtenia (introdukcie),
- b. početnosť kultivarov podľa šľachtiteľa (pôvodcu),
- c. početnosť zastúpenia jednotlivých skupín odrôd ruží,
- d. početnosť zastúpenia kultivarov podľa určenej farebnej škály.

Zoznamy sortimentov boli spracované tabuľkovou formou a ďalej sa s nimi pracovalo v programe Excel. Dôležitou súčasťou práce bolo získať uniformný zoznam odrôd. Preveroval sa preto výskyt synonym v názvoch kultivarov, ďalej rok vyšľachtenia, meno šľachtiteľa, zaradenie do skupiny ruží a farba kvetu. Najvýznamnejším zdrojom potrebných informácií bola webová stránka HelpMeFind (<http://www.helpmefind.com/rose/index.php>), kde sú sústredené najdôležitejšie údaje

o pestovaných ružiach. Medzi iné dôležité zdroje patrili monografie o ružiach (BEALES a kol. 2005, QUEST-RITSON 2003, PHILLIPS a RIX 1994, KRÜSSMANN 1974)

Kultivary sa uvádzali v konečnom zozname podľa názvu výstavného (exhibition name 'Schneewittchen'), nie registračného (KORbin) a zo zoznamov sa vylúčili prípadné synonymá v rámci konkrétnych kultivarov ('Iceberg', 'Feé des Neiges').

Uvádzaný rok vyšľachtenia odrody bol často najspornejším údajom v databáze kultivarov. Zapríčinené je to spravidla tým, že šľachtiteľ uvádza kultivar na trh až po viacerých rokoch a v záznamoch jednotlivých inventarizácií sa v rozáriach často zamieňajú tieto dva údaje. Pre účely tejto práce boli odrody zoradené podľa roku vyšľachtenia. Najmä pri veľmi starých kultivaroch, ale aj pri niektorých moderných kultivaroch sa nedal zistiť a uviedlo sa, že je neznámy (unknown).

Podobne meno šľachtiteľa býva sporným údajom, najmä ak šľachtiteľ dobrovoľne poskytol kultivar ružiarskej spoločnosti, aby ho uviedla na trh. Vtedy sa už meno šľachtiteľa často neuvádza, len meno introdukta. Pre účely tejto práce boli brané do úvahy aj mená konkrétnych šľachtiteľov s výnimkou veľkých ružiarskych spoločností, kde konkrétny šľachtiteľ dlhodobo pôsobí (Adam/NIRP, Evers/Tantau, Olesen/Poulsen a pod.). Napríklad šľachtiteľ Boerner pracoval samostatne a takisto pre ružiarsku spoločnosť Jackson & Perkins, šľachtiteľ Swim vyšľachtil niektoré ruže samostatne a takisto pre ružiarske spoločnosti Armstrong a Weeks. Pri viacerých kultivaroch sa tento údaj nedal z dostupných zdrojov zistiť a uviedlo sa, že je aktuálne neznámy (unknown).

Pre účely tejto práce bol sortiment kultivarov rozdelený do nasledovných skupín: Rambler (Rambler), veľkokvetá popínava ruža (CL), parková ruža (Shrub), remontantka (Rem), čajohybrid (TH), floribunda (FL), polyantha/polyantha hybrid (Pol) a miniruža (Min). Málopočetná skupina ruží grandiflor bola rozdelená medzi floribundy a čajohybridy podľa väčšej príbuznosti. V skupine ramblerov boli zaradené popri skupine wichurana hybridov aj silne rastúce kultivary skupín multiflora hybridov, setigera hybridov popr. iných. Do skupiny parkových ruží boli popri početnej skupine anglických (Austinových) ruží zaradené aj všetky kultivary historických ruží (gallica hybridy, damascena hybridy, alba hybridy, bourbonky, noisettky a pod.) okrem skupiny remontantiek. Do skupiny čajohybridov sa zaradila málopočetná skupina pernetiek.

Z hľadiska farebnej škály kultivarov bol zvolený najjednoduchší princíp rozdelenia podľa prevládajúcej farby. Kultivary boli zaradené medzi červené (Red), ružové (Pink), biele (White), žlté (Yellow), oranžové (Orange), krémové (Cream), lilavé (Lila, tzv. modré ruže), purpurové (Purple) a zelené (Green).

V texte sa pri počtoch pestovaných kultivarov použije spravidla nasledovný systém uvedenia počtov kultivarov - Celkový zistený počet (počet Ba/ počet Bo/ počet Bu/ počet Ch). Celkový zistený počet nepredstavuje súčet zistených kultivarov v jednotlivých zbierkach, ale údaj o súbore kultivarov, ktorý je v nich distribuovaný.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V roku 2014 rástlo podľa dostupných údajov vo vybraných rozáriach spolu 2505 kultivarov ruží. Z tohto počtu len pri 23 sa nedal zistiť rok ich vyšľachtenia. Najviac z nich, spolu (14) bolo identifikovaných v Arboréte Borová hora. Jednalo sa predovšetkým o veľmi staré odrody, ktoré boli objavené a introdukované do rozária a tie u ktorých ešte stále prebieha ich determinácia. Zo zistených údajov bol predovšetkým vidieť obrovský nárast počtu vyšľachtených (introdukovaných odrôd) v priebehu histórie. Dôležitým aspektom ovplyvňujúcim celkovú bilanciu kultivarov je vymiznutie menej hodnotných starých kultivarov z pestovania a ich postupné nahradzovanie modernými odrodami. Z kultivarov známych už v roku 1300 sa v sledovaných rozáriach pestuje už len jeden kultivar (*Rosa gallica* 'Officinalis'), z kultivarov známych v roku 1500 len dva kultivary ('Great Maiden's Blush' a 'Maxima'), z kultivarov známych z introdukcií do roku 1600 spolu 9 (6/4/1/2), do roku 1700 spolu 5 (4/2/0/3) a do roku 1800 spolu 21 (8/9/2/8). Ďalšie údaje o introdukcii kultivarov ruží a ich počtoch v sledovaných rozáriach uvádza Tabuľka 1.

Celkovo bolo zistených 403 známych šľachtiteľov (pôvodcov kultivarov). Jedná sa o šľachtiteľov amatérov, od ktorých sa v pestovaní zachovalo len niekoľko hodnotných výpestkov

(veľakrát len jeden) alebo ružiarov a pestovateľské firmy s bohatou históriou, ktoré introdukovali desiatky kultivarov. V skúmaných rozáriách sa spolu pestuje 180 (32/38/65/45) kultivarov od jedného šľachtiteľa. To je spolu viac ako 7 % všetkých identifikovaných odrôd a preto tento počet predstavuje potenciálnu stratu na sortimente známych kultivarov v skúmanom regióne, navyše takisto vymiznutie výsledkov šľachtenia 180 ružiarov. Neznámych šľachtiteľov bolo v týchto rozáriách zistených 75, čo je viac ako 18 % z počtu všetkých šľachtiteľov. Samozrejme, môže sa tu jednať o šľachtiteľa známeho, ku ktorému ešte nebol konkrétny kultivar priradený. Dokonca môže byť pôvodcom viacerých kultivarov, čo je príklad pestovaných ruží Rudolfa Geschwinda, z ktorých mnohé boli rozširované pod rôznymi názvami, a až dôkladná porovnávací analýza sortimentu viedla k určeniu pôvodu.

Najviac kultivarov sa samozrejme pestuje od známych ružiarskych spoločností, ako uvádza Tabuľka 2. Spomedzi šľachtiteľov s najpočetnejším zastúpením pestovaných kultivarov si pozornosť zaslúžia šľachtitelia Márk, Böhm a Geschwind, nakoľko dosiahli pozoruhodné výsledky bez výraznejšej materiálno-technickej podpory, ako je pravidlom u profesionálnych ružiarskych spoločností. Viacere rozária majú zámer uchovať kultivary vyšľachtené na danom území, takže zbierky týchto kultivarov by sa mali uchovať. Iný prípad je prísna selekcia a uvedenie na trh len odrôd vysokých parametrov. To je prípad šľachtiteľov, ktorí síce neintrodukovali veľký počet kultivarov, jedná sa však o špičkové odrody, ktoré sa na trhu uplatnia aj viacero desaťročí. Jedná sa najmä o výpestky šľachtiteľov ako Boerner - 29 (1/7/18/17), ďalej Cocker - 6 (2/1/2/2), Delbard-Chabert - 19 (1/8/10/9), Dickson - 34 (2/7/17/8), Dot - 17 (1/6/6/9), Gaujard - 37 (0/8/31/5), Harkness - 22 (13/3/5/7), Lambert - 16 (7/7/4/5), Lammerts - 6 (2/1/5/3), Laperiere - 9 (0/2/5/3), Leenders - 17 (0/0/16/2), Moore 31 (1/26/8/14), Swim - 21 (2/1/15/10), Urban - 35 (0/34/0/28), Verbeek - 6 (1/0/3/2), Verschuren 12(1/1/6/6), Walsh - 4 (2/3/1/1) a Warriner - 8 (1/1/4/3). Častokrát sa jedná o špičkové odrody patentovo chránené, ktoré sa vo verejných rozáriách objavujú až po určitom čase, alebo sa jedná o odrody zo zámoria, ktoré sa vyskytujú vo verejných výsadbách v Európe veľmi zriedkavo.

V rozáriách veľmi často tvoria základ výsadiieb kultivary ružiarskych spoločností ako Kordes, McGredy, Meilland a Tantau. Tabuľka 3 názorne ukazuje, ako sú zastúpené kultivary spomínaných spoločností v skúmaných zbierkach ruží a takisto do akej skupiny moderných kultivarov patria. Spoločnosť Kordes dominuje v početnom zastúpení kultivarov vo vybraných skupinách moderných odrôd. V skupine pestovaných čajohybridov jej počtom pestovaných kultivarov konkuruje spoločnosť Meilland.

Celkovo z hľadiska rozdelenia sortimentu do skupín tvorili napočítnejšiu skupinu čajohybridy - 854 (106/236/447/326), druhou najpočetnejšou skupinou boli floribundy - 525 (137/80/239/192) a tretou parkové ruže - 523 (299/189/42/168), ako ukazuje Tabuľka 4. V posledne menovanej skupine tvorili veľký počet Austinove ruže - 82 (69/4/0/36). Nie vo všetkých sledovaných rozáriách bola dominancia spomenutých skupín rovnaká ako pri celkovom hodnotení. Najpočetnejšie boli čajohybridy zastúpené v rozáriu Budatény (447), najmenej v rozáriu Baden am Wien (106). Naopak, v rozáriu Baden dominovali výsadby parkových ruží (299), kým v rozáriu Budatény boli zastúpené zo všetkých skupín najmenej (42). Podobne boli zistené veľké rozdiely v pestovaní kultivarov aj iných skupín, napríklad pri miniružiach, ktoré dominovali v sortimente rozária Arboréta Borová hora (110), kým v zbierkach rozária Baden boli zastúpené minimálne (5). Zastúpenie jednotlivých skupín ruží spravidla kopírovalo popri základnej idey budovania zbierky aj priestorové možnosti rozárií, možnosti budovania oporných konštrukcií (pergoly) a samozrejme prevádzkové možnosti.

Odlíšenie jednotlivých kultivarov podľa farebnej škály je nesmierne zložitá, nakoľko tieto sú výsledkom spravidla mnohonásobnej hybridizácie. To znamená, že pre posúdenie farby a odtieňov sa používajú normované farebné škály. Navyše určenie farby ruže je podstatne ovplyvnené subjektívnym posúdením hodnotiteľa, nakoľko každý vníma farby trochu inak. Takisto posúdenie ovplyvňuje termín hodnotenia, ruže v puku môžu mať podstatne iný odtieň ako ruže v plnom kvete alebo odkvitajúce. V Tabuľke 5 sú uvedené výsledky veľmi formálneho posúdenia (snaha získať stručný prehľad o približnej distribúcii farebnej škály pestovaných kultivarov). Celkovo medzi zhodnotenými kultivarmi v zbierkach prevláda ružový odtieň - 885 (237/308/281/324) nad odtieňom červeným - 792 (186/221/338/275). Distribúcia odtieňov žltej a bielej je pri celkovom porovnaní dosť

podobná, takisto výskyt odtieňov lilavej, purpurovej a krémovej. Zelený odtieň ruže bol v rozáriách zastúpený len odrodou 'Viridiflora'.

ZÁVER

Práca mala za úlohu spracovať vstupné údaje pre ďalšiu prípadnú analýzu sortimentov vybraných rozárií. Z jej výsledkov vyplýva, že v rozáriách centrálnej časti Strednej Európy sa počas obdobia budovania „národných zbierok ruží“ zhromaždil a udržal veľký počet kultivarov rôzneho pôvodu a estetických vlastností. Samozrejme, popri skúmaných rozáriách v tejto práci existujú aj iné menšie rozáriá, alebo uzavreté súkromné záhrady, kde sa budujú taktiež perspektívne využiteľné zbierky. Z veľkej časti tak všetky tieto zbierky plnia úlohu genobanky rastlinného materiálu, ktorý je viac-menej k dispozícii pre štúdium alebo vedecké účely.

Snaha poznať prácu šľachtiteľov ruží, poznať sortiment pôvodných kultivarov ruží už „prekonaných“ a takisto neustále sa doplňujúci moderný sortiment, vidieť možnosti praktického uplatnenia nových kultivarov môže smerovať k tvorbe vysokoestetických, vhodne udržiavaných a teda perspektívnych zbierok – rozárií.

POĎAKOVANIE

Autori práce ďakujú doc. Ing. Ivanovi Lukáčikovi, CSc., RNDr. Pavlovi Sekerkovi a Dr. Gáborovi Boronkayovi za sprístupnenie zbierok ruží.

Príspevok vznikol vďaka podpore grantovej agentúry VEGA, projekt č. 2/0159/11 „Adaptabilita vřdz zelených drevín a možnosti ich využitia v záhradníckej a krajinárskej tvorbe“.

LITERATÚRA

- ANONYMUS. 2012. A Budatétényi Rózsakert fajtalistája* 2012. 18 s.
- ANONYMUS, 2013. Rosarium Baden Sortimentsliste. Stand Mai. 34 s.
- BEALES, P. a kol. 2005. Botanica's Roses. The Encyclopedia of Roses. Kent : Grange Books. 704 s. ISBN 1 84 013041 5
- Botanický ústav AV ČR - katalog Florius. Unie botanických zahrad České republiky [online] [cit. 2014-07-22] (<http://www.florius.cz/botanickyustav/l.dll?h~=&DD=1&H1=Rosa&V1=z&P1=3&H2=&V2=z&P2=2&H3=&V3=z&P3=5&H4=&V4=z&P4=126>) [online] [cit. 2014-07-22]
- GLVÁČ, F. 2005. The Queen of Flowers. Famous roses from the past to the present. Bratislava : ZSŠ Polygrafická. 199 s. ISBN 80-969361-0-7
- HelpMeFind. (<http://www.helpmefind.com/roses/>) [online] [cit. 2014-07-22]
- KORDES, W. 1966. Das Rosenbuch. Hannover : Verlag M. & H. Schaper. 296 s.
- KRÜSSMANN, G. 1974. Rosen Rosen Rosen. Berlin : Verlag Paul Parey. 447 s. ISBN 3 489 71722 8
- MARK, G. 1962. Die Rose. Berlin : VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag. 366 s.
- MEILE, CH., KARL, U. Alte Rosen – Alte Zeiten. Augsburg : Wissner-Verlag. 384 s. ISBN 978-3-89639-636-5
- PHILLIPS, R., RIX, M. 1994. Roses. London : MacMillan, 224 s. ISBN 0 330 29997 2
- QUEST-RITSON, CH. 2003. Climbing Roses of the World. Cambridge : Timberpress. 306 s.
- Rose Garden Budatétény. (<http://www.helpmefind.com/gardening/l.php?l=3.9556>)
- <http://www.resinfru.hu/rosarium> [online] [cit. 2014-07-22]
- SAAKOV, S.G. 1976. Wild- und Gartenrosen. Berlin : VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag. 432 s.
- Sbirky botanické zahrady Chotobuz. (http://www.ibot.cas.cz/sbirky_botanicke_zahrady_chotobuz) [online] [cit. 2014-07-22]

Tab. 1. Prehľad introdukcie kultivarov ruží podľa časového obdobia v sledovaných rozáriách v roku 2014.

Origin	Unknown	<1800	1801-1850	1851-1900	1901-1950	1951-2000	2001-2010	2011-	
Σ	23	38	85	137	541	1456	216	9	2505
Ba	1	21	49	77	86	372	81	0	687
Bo	14	17	33	85	219	384	59	6	817
Bu	4	3	3	5	184	641	37	1	878
Ch	6	16	36	37	256	510	52	2	915

Origin	Unknown	<1800	1801-1900	1901-2000	2001-	
Σ	23	38	222	1997	225	2505
Ba	1	21	126	458	81	687
Bo	14	17	118	603	65	817
Bu	4	3	8	825	38	878
Ch	6	16	73	766	54	915

Tab. 2. Prehľad najpočetnejšie zastúpených kultivarov podľa šľachtiteľa v sledovaných rozáriach v roku 2014.

Breeder	Kordes	Meilland	Márk	Tantau	Austin	Bohm	McGredy	Geschwind	Poulsen
Σ	314	181	165	161	82	74	64	58	55
Ba	134	62	1	60	69	3	14	40	16
Bo	96	45	22	31	4	73	4	54	6
Bu	89	60	154	68	0	5	35	0	11
Ch	127	72	3	58	36	39	26	7	27

Breeder	Kordes	Meilland	Márk	Tantau	Austin	Bohm
Σ	314	181	165	161	82	74
Ba	134	62	1	60	69	3
Bo	96	45	22	31	4	73
Bu	89	60	154	68	0	5
Ch	127	72	3	58	36	39

Tab. 3. Zastúpenie kultivarov vybraných skupín drevín a šľachtiteľov v sledovaných rozáriach v roku 2014.

Breeder	Group	Ba	Bo	Bu	Ch	Σ
Kordes	CL	15	11	7	12	45
	FL	47	19	27	46	139
	TH	33	35	39	44	151
	Pol	1	3	1	4	9
McGredy	CL	3	2	1	4	10
	FL	6	0	12	7	25
	TH	5	0	22	14	41
	Pol	0	0	0	0	0
Meilland	CL	9	1	4	10	24
	FL	23	6	15	17	61
	TH	13	28	34	31	106
	Pol	3	0	0	1	4
Tantau	CL	4	2	4	3	13
	FL	21	7	26	22	76
	TH	17	19	33	27	96
	Pol	0	1	0	1	2

Tab. 4. Prehľad kultivarov podľa ich zaradenia v skupinách v sledovaných rozáriach v roku 2014.

Group	Rambler	CL	Shrub	Rem	TH	FL	Pol	Min	
Σ	99	183	523	40	854	525	122	159	2505
Ba	46	62	299	20	106	137	12	5	687
Bo	65	76	189	20	236	80	41	110	817
Bu	5	52	42	2	447	239	56	35	878
Ch	36	67	168	14	326	192	58	54	915

Tab. 5. Približný prehľad farebnosti ruží v sledovaných rozáriach v roku 2014.

Colour	Σ	Ba	Bo	Bu	Ch
Red	792	186	221	338	275
Pink	885	237	308	281	324
White	236	84	92	51	112
Yellow	276	76	82	102	99
Orange	177	53	61	65	56
Cream	48	17	8	25	9
Lila	47	7	22	12	22
Purple	43	26	22	3	18
Green	1	1	1	1	0
	2505	687	817	878	915

Adresa autorov

Ing. Peter Hořka, PhD. – Arborétum Mlyňany SAV detašované pracovisko Ústavu ekológie lesa SAV, Vieska nad Žitavou 178, 951 52 Slepčany, e-mail: peter.hotka@savba.sk;

Ing. Vladimír Ježovič – Technická univerzita vo Zvolene, Arborétum Borová hora, Borovianska cesta 2171/ 66, 960 53 Zvolen;

Ing. Jana Konôpková, PhD. – Arborétum Mlyňany SAV detašované pracovisko Ústavu ekológie lesa SAV, Vieska nad Žitavou 178, 951 52 Slepčany, e-mail: jana.konopkova@savba.sk

FENOLOGICKÝ MONITORING VYBRANÝCH TAXÓNOV SLIVKY TRNKOVEJ – *PRUNUS SPINOSA* L. (s. l.)

PHENOLOGICAL OBSERVATION OF SELECTED BLACKTHORN TAXA – *PRUNUS SPINOSA* L. (s. l.)

Adela Kišacová, Tibor Baranec, Ľudmila Galuščáková, Ivan Ikrényi

KIŠACOVÁ, A. – BARANEC, T. – GALUŠČÁKOVÁ, Ľ. – IKRÉNYI, I. 2014. Fenologický monitoring vybraných taxónov slivky trnkovej – *Prunus spinosa* L. (s.l.). In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 80-87. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: The article provide phenological observations of three hybrid taxa of the genus *Prunus* L. *Prunus* × *fruticans*, *Prunus* × *fechtneri* and *Prunus* × *dominii* in the natural conditions, during the vegetation period from (2011 – 2013) and after flowering in 2014 at two locations Chynoriánsky luh and Čechynce. We also recorded phenophases of the parent plant *Prunus spinosa* L. (s.s.), these hybrids indigenous on the locality Chynoriánsky luh. Our records showed, that the first entries into PGP budding, happened in the month of March. Past monitoring their physiological symptoms of falling leaves (BBCH 92-97) was the end of October, until middle of November, according to the particular climatic conditions in those years. Taxa *P. × fruticans* and *P. × dominii* are entering to primary growth phases the first and *P. × fechtneri* the last of about five days late, which results in his longer vegetation period. Taxa *P. × dominii* finished almost all the phenophases earlier, almost about two to three days, in compared with taxa *P. × fruticans*. But, their development and maturity of fruits, beginning and ended these PGP with two - three days delay, in compared with the taxa *P. × fruticans*. Parent taxon *P. spinosa* entered to all phenophases as well as its cross taxon *P. × fruticans*. We recorded, almost identical inputs and outputs, almost to PGP flowering. But, similarity of parent taxon with hybrid taxon *P. × dominii* was reflected at the beginning of phenophase development and maturation of fruits, where it enters and finished these PGP with two to three days delay, compared with taxon *P. × fruticans*. The similarity of this parent plant with the taxon *P. × fechtneri* was recorded in the length of the vegetation period each year.

KEY WORDS: *Prunus* • taxa • phenology

ÚVOD

Cieľom práce bol fenologický monitoring vybraných taxónov rodu *Prunus* L. na dvoch lokalitách s rozdielnou expozíciou terénu. S tým súvisia biotické a abiotické vplyvy, čo by mohlo byť dôležitým faktorom pre ovplyvnenie ich fyziologických pochodov v základných rastových fázach. Rod *Prunus* L. pozostáva z viac ako 200 druhov malých stromov alebo kríkov (GOUTIAN a kol. 1992). Vegetačná štruktúra ekologických koridorov v záujmových zónach agrobiocenóz juhozápadného Slovenska pozostáva hlavne z populácií *Prunatelia spinosae*. Medzi dominantné druhy patria *Prunus*, *Crataegus* a *Rosa* (BARANEC a kol. 2009). Fenologické pozorovania poskytujú ekologicky cenné informácie o priemernom trvaní vegetačného obdobia olistenia rastlinných druhov v danej oblasti a o miestnych a meteorologicky určených rozdieloch v dátumoch udávajúcich začiatky dôležitých javov. Fenológia ako veda nie je však obmedzená len na opisné datovanie javov, ale pokúša sa aj o objasnenia vplyvov, ktoré tieto javy spôsobujú (LARCHER 1988). Autori BERNARHD a CLAVERIE (2005) uvádzajú, že charakterizovať a identifikovať druhy sliviek – *Prunus* je možné morfológickými údajmi. Ďalej popisujú, že v pomológii a v botanických príspevkoch, sú druhy charakterizované i časom ich kvitnutia, zrelosťou plodov a ich hmotnosťou. KOUL MOZA a BHATNAGAR (2005) uvádzajú, že je dôležité zhromažďovať fenologické údaje o zriedkavých a ohrozených druhoch v kontexte ich senzitivity na prebiehajúce zmeny klímy, najmä z dôvodu ich sťaženej prirodzenej reprodukcie.

MATERIÁL A METÓDY

Biologický materiál

Krížením materskej rastliny *Prunus spinosa* L. (s. s.) s náhodnými jedincami vznikli nasledovné hybridné taxóny, ako uvádza BARANEC (1990) :

Prunus × *fruticans* Weihe (*P. insititia* × *P. spinosa* s.s.)

Prunus × *fechtneri* (Domin) Baranec, nom. ined. (*P. domestica* × *P. spinosa* s. s.)

Prunus × *schurii* Baranec, nom. ined. (*P. dasyphylla* Schur × *P. × fruticans* Weihe)

Prunus × *dominii* Baranec, nom. ined. (*P. spinosa* s. s. × *P. × fruticans* Weihe)

Lokality výskumu

Pre fenologický monitoring hybridných taxónov sme vybrali vyššie položenú lokalitu (severozápadne) Chynorianský luh (skratka - CH.L.) a (juhovýchodne) Čechynce. Porovnávacie lokality boli už zmonitorované (JZ) Dolné Lefantovce, Bádice a Podhorany (skratka - DLBP) – získané údaje podľa príspevku (KIŠACOVÁ a kol. 2014) a dizertačnej práce (KIŠACOVÁ 2014).

Hodnotené taxóny:

Chynorianský luh: *Prunus* × *fruticans* (K9 1-12), *Prunus* × *fechtneri* (K2-1), *Prunus spinosa* (K14 1-5);

Čechynce: *Prunus* × *fruticans* (CFR 1-3), *Prunus* × *fechtneri* (CFE-1), *Prunus* × *dominii* (CD 1-4).

Porovnávacie taxóny:

Dolné Lefantovce: *Prunus* × *fruticans* (L1), *Prunus* × *dominii* (L2, L3); Bádice: *Prunus* × *fechtneri* (B1);

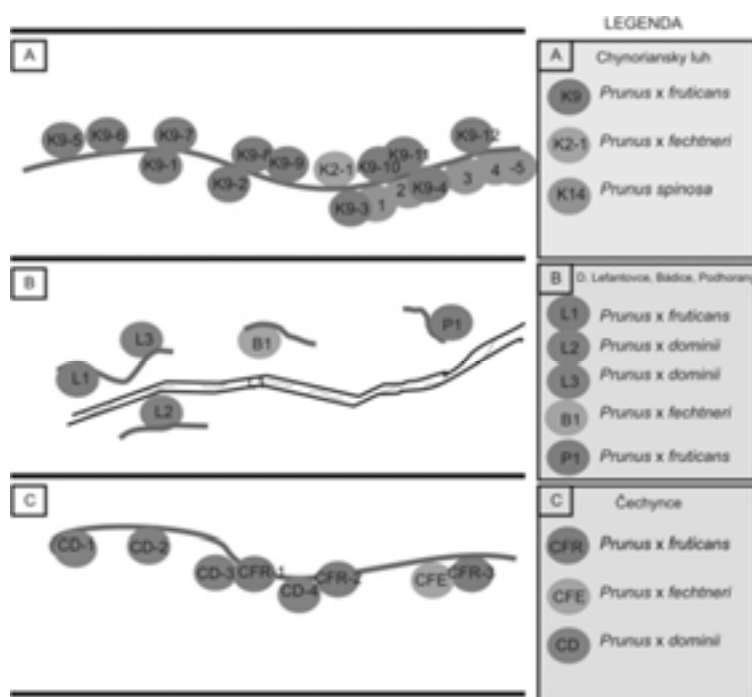
Podhorany: *Prunus* × *fruticans* (P1).

Vybrané lokality majú nasledovné GPS súradnice:

Chynorianský luh GPS 48°36'41.88N, 18°15'50.08E; Čechynce GPS 48°15'45.46N, 18°10'32.75E.

Porovnávacie lokality: Dolné Lefantovce GPS 48°25'21.34N, 18°7'38.48E; Bádice GPS 48°23'48.83N, 18°7'42.19E, Podhorany GPS 48°23'8.82N, 18°8'35.03E.

Chynorianský luh je prírodná rezervácia a je najsevernejšie položeným pozostatkom pôvodného lužného lesa v Strednej Európe. Pôdy sú tu bezskeletnaté, humózne, štruktúrne, v spodine ťažké, ílovité, oglejené v dôsledku kolísania hladiny spodnej vody v priebehu roka (SUPUKA 2005). Lokalita Čechynce, sa nachádza na okraji miestnej obce. Sú tu černoziemné, nívne pôdy.



Obr. 1. Hodnotené taxóny na vybraných lokalitách.

Fenologický monitoring

Fenologické pozorovania sa vykonávali počas vegetačného obdobia (2011, 2012 a 2013) a do konca apríla 2014 v pravidelných intervaloch. Teplota vzduchu a zrážky sú uvedené v tabuľke 1. Za nástup fenofázy bol považovaný deň, keď viac ako 50 % brachyblastov pozorovaných jedincov dosiahlo danú fenofázu. Zaznamenávanie základných rastových fáz (skratka ZRF) sa vykonávalo podľa BBCH kľúča (MEIER 1994).

Tab. 1. Meteorologické údaje (2011-2014) z lokality Nitra (Katedra biometeorológie, SPU v Nitre). Klimatické údaje pre porovnávacie lokality (DLBP).

		III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
2011	teplota [°C]	5,9	12,7	15,8	19,8	19,7	20,9	17,7	9,9	
	zrážky [mm]	27,2	13,2	48,4	91,1	121,6	152,3	92,1	36,7	
		III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
2012	teplota [°C]	7,4	11,2	17,3	20,9	22,8	21,5	17,0	10,5	
	zrážky [mm]	2,8	36,1	19,6	70,1	61,4	7,3	32,7	78,1	
		III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	I-IX.	
2013	teplota [°C]	3,2	12,1	15,5	19,3	22,7	21,8	14,7	12,2	
	zrážky [mm]	106,2	20,4	77,8	46,7	2,1	73,9	60,0	536,6	
		III.	IV.							
2014	teplota [°C]	9,3	12,4							
	zrážky [mm]	15,4	48,9							

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Prvé vstupy do základných rastových fáz patrili väčšinou hodnoteným taxónom *Prunus × fruticans*. Ako posledné s takmer pravidelnosťou vstupovali taxóny *Prunus × fechtneri*. Počas rokov 2011 – 2012 a 2013 sme nezaznamenali výrazné časové odstupujúce pri nástupoch a dĺžke jednotlivých fenofáz. Zatiaľ čo, rok 2014, po miernej zime (2013) a skorými vyššími teplotami počas prvých mesiacov v roku, výrazne ovplyvnili základné rastové fázy všetkých hodnotených taxónov. Ako uvádzajú GÖTZ a kol. (2014) prechod z dormantnej fázy do začiatku rastu je závislé predovšetkým od zmien v obsahu vody. Uvádzajú, že fáza zeleného pučika v začiatkových 4 dňoch, je obdobie s najväčšími fyziologickými aktivitami v jednotlivých púčikoch pri *Prunus avium* L. Čo sa týka lokalít výskumu, Chynorienský luh a jemu vzdialené Čechynce, konštatujeme, že zemepisná šírka a nadmorská výška ovplyvnili termíny vstupov hodnotených taxónov do daných fenofáz. Podobný názor uvádzajú aj autori SALAZAR-GUTIÉRREZ a kol. (2014) podľa ktorých, kritické teploty majú vplyv na pučanie nových odrôd *Prunus avium* L. (Bing, Chelan a Sweetheart) (2012-2013). Ako prvú fenofázu pučania listových púčikov sme zaznamenali od tretieho marcového týždňa v rokoch 2011, 2012 na oboch lokalitách. Na lokalite Čechynce fenofáza pučania nastala 21. marca v roku 2013, zatiaľ čo, taxóny na lokalite (CH.L.) začali pučať takmer o týždeň neskôr. V roku 2014, (CH.L.), nastali vstupy do tejto fenofázy už od 4. marca pri taxónoch *P. × fruticans* (K9-1; K9-2; K9-5-6-7; K9-9-10-11-12). Prvá ZRF v roku 2014 nastala o 20 dní skôr (v porovnaní s rokom 2011), o 17 dní skôr (v porovnaní s rokom 2012) a o 22 dní skôr (v porovnaní s rokom 2013). Na lokalite Čechynce hodnotené taxóny vstúpili do tejto fenofázy už 2. marca (2014). Na porovnávacích lokalitách (DLBP) – nastala o deň neskôr v porovnaní s lokalitou Čechynce a o deň skôr v porovnaní s lokalitou (CH.L.) (2014). Fenofáza vývinu listov nastala od 10. apríla (2011), o dva dni neskôr (2012) a až 17. apríla (2013). V roku 2014 sa začali vyvíjať listy už 24. marca pri taxónoch *P. × fruticans* a *P. spinosa* (K14-1-2-3-4) na lokalite (CH.L.). Na lokalite Čechynce sme zaznamenali prvé vstupy 6. apríla (2011 a 2012), o desať dní neskôr (2013). Do tejto fenofázy vstúpili hodnotené taxóny (CFR1; CRF3) už 21. marca (2014), čo predstavuje desaťdňový rozdiel (v porovnaní s rokom 2011 a 2012) a takmer mesiac s rokom 2013. Na lokalitách (DLBP) boli

prvé vstupy 10. apríla (2011-2012), 15. apríla (2013) a 24. marca (2014). ZRF vývinu letorastov trvala najdlhšie 45 dní pri (K14-1; K14-3) *P. spinosa* (2011), 38 dní pri (K2-1) *P. × fechtneri* (2012) a pri taxónoch (K2-1; K14-1; K14-4) 33 dní (2013) a 44 dní pri (K14-1-2-3-4) (2014) na lokalite Chynoriánsky luh. Na lokalite Čechynce táto ZRF trvala najdlhšie taxónom *P. × fruticans* 38 dní (CFR2) (2011) a pri (CRF1; CRF3) (2013) a o deň dlhšie pri taxónoch (CRF1-2-3) (2012), (CFR2; CFE1) (2014). Na lokalitách (DLBP) bola táto fenofáza najdlhšia pri taxónoch *P. × fruticans* a *P. × fechtneri* (2011-2014). MATUŠKOVIČ a PAULEN (2005) uvádzajú, že fenofáza vegetatívneho rastu prebieha vďaka delivej aktivite meristémov. Táto aktivita prebieha na vrcholoch letorastov, ktoré dávajú v embryonálnej časti letorastov vznik veľkému počtu nových buniek, ktoré neskôr zväčšujú svoj objem a neskôr podliehajú diferenciacii. Naše pozorovania ukázali, že fenofáza vývinu kvetných základov nastala najskôr 27. marca (2011), o tri dni neskôr (2012), 3. apríla pri *P. × fechtneri* (2013) a už 10. marca (2014) na lokalite Chynoriánsky luh. Na lokalite Čechynce nastala táto fenofáza najskôr 6. marca (2014) a najneskôr 25. marca (2013). Podľa našich pozorovaní, zakvitli (Tab. 2) ako prvé, taxóny *P. × fruticans* 5. apríla (2011) o deň neskôr (2012) a o deň skôr 3. apríla (2013). V roku 2014 hodnotené taxóny rozkvitli takmer o mesiac skôr a to už 12. marca (CH.L.). Celá fenofáza kvitnutia trvala (\varnothing 25 dní) (2011), (\varnothing 23 dní) (2012), (\varnothing 22 dní) (2013), (\varnothing 29 dní) (2014), kedy boli všetky kvetné lupienky opadané na lokalite (CH.L.). Na porovnávacích lokalitách (DLBP) trvala táto fenofáza kratšie takmer o štyri dni (\varnothing 26 dní) (2014). Na lokalite Čechynce od fenofázy pučania do konca fenofázy kvitnutia prebehlo (\varnothing 34 dní) v roku 2011, (\varnothing 29 dní) v roku 2013 a (\varnothing 36 dní) v rokoch 2012 a 2014. Autori STŘEDA a ROŽNOVSKÝ (2006) uvádzajú, že priemerný začiatok kvitnutia pri *Prunus armeniaca* L., nastal 4. apríla v roku 2001, 29. marca v roku 2002, 15. apríla v roku 2003, 10. apríla v roku 2004 a 7. apríla v roku 2005. RYBNÍKÁROVÁ (2010), pozorovala rozkvitnuté kvety *Prunus spinosa* a *Prunus × fruticans* od 9. apríla do 21. apríla v roku 2008 na lokalite Šindolka. Obdobie kvitnutia všetkých troch sledovaných taxónov sa prekrýva navzájom ako aj s kvitnutím ostatných druhov rodu *Prunus*, čo vytvára podmienky pre možnú hybridizáciu. Autori GANJI MOGHADDAM a kol. (2010) zaznamenávali fenologické obdobia slivkových kultivarov počas rokov (2003-2008) na lokalite Mashhad v Iráne. Ich výsledky ukázali, že kultivari (Ghermez Damavand a kráľovná Rosa) kvitli od 21. marca do 6. apríla (Regina Italia). Vývin plodov začal približne v druhej polovici apríla. Plody sledovaných taxónov dosiahli 90 % z konečnej veľkosti okolo 25. mája až 8. júna (2011-2012-2013) na lokalite (CH.L.) a od 20. mája do 2. júna (2011-2012-2013) na lokalite Čechynce. Zaznamenali sme, že taxóny *P. × dominii* vstúpili a ukončili túto fenofázu s takmer dvojdňovým rozdielom, v porovnaní s taxónmi *P. × fruticans* na lokalitách Čechynce a (DLBP). Ako uvádzajú HNIDZÍK a HRIČOVSKÝ (1989), v plode sa pri raste a vývine uskutočňujú dôležité biochemické procesy, ktoré spôsobujú premenu látok (napr. škrobu na cukor), tvoria sa aromatické látky, kyseliny. Vyvíjajú sa a dozrievajú semená. Objem plodu sa postupne zväčšuje – plod rastie, neskôr sa mení jeho farba a chuť – plod dozrieva. Začiatok dozrievania plodov sme zaznamenali približne už od posledného augustového týždňa (2013), prvý septembrový týždeň (2012) a najneskôr nastala táto ZRF od polovice septembra (2011). Táto fenofáza trvala najdlhšie *P. × fechtneri* (K2-1) a *P. spinosa* (K14-1; K14-5) až do konzumnej zrelosti 33 dní (2011 - 2012) a 37 dní (2013) taxónom *P. × fruticans* (K9-1; K9-2; K9-5-6-7; K9-9-10-11-12) a *P. × fechtneri* (K2-1) na lokalite (CH.L.). Na lokalite Čechynce začali dozrievať plody najskôr už 24. augusta pri taxónoch (CFR1-2-3) *P. × fruticans* (2013). V roku 2012 to bolo v prvý septembrový týždeň a v polovici septembra (2011). Rovnako tomu bolo na lokalitách (DLBP) najskôr 25. augusta (2013), 4. septembra (2012) a 15. septembra (2011). Autori Ganji Moghaddam a kol. (2010) uvádzajú, že plody kultivarov sliviek dozrieva od 10. augusta (Black Amber) do 20. septembra (Angeloni) počas rokov (2003-2008). Jesenné prefarbovanie a opad listov je fyziologický proces ovplyvňovaný nielen pôsobením vonkajších faktorov krátko pred ich nástupom, ale závisí aj od predchádzajúcich procesov, ktoré prebiehajú v liste od jeho vytvorenia (CHALUPA 1969). Ako uvádzajú HNIDZÍK a HRIČOVSKÝ (1989), starnutie letorastov a opad listov nastal približne v druhej polovici októbra. Ako posledný ukončil túto fenofázu opadom viac ako 97 % listov 22. októbra *P. × fechtneri* (K2-1) a *P. spinosa* (K14-1-2-3-4-5) (2011). Daná fenofáza nastala o päť dní skôr (2012) a už 13. októbra (2013). Na lokalitách (DLBP) taxóny vstúpili do tejto fenofázy s viac ako týždňovým predstihom (2013). Na lokalite Čechynce ukončenie fenologického obdobia nastalo okolo 15. októbra (2013), v posledný októbrový týždeň

(2012) a ako posledné ukončil túto fenofázu taxón (CFE-1) *P. × fechtneri* prvý novembrový týždeň (2011), tak ako tomu bolo na lokalitách (DLBP) vo všetkých troch hodnotených rokoch.

Najdlhšie vegetačné obdobie od fenofázy pučania do začiatku dormancie sme zaznamenali (K2-1) *Prunus × fechtneri* 227 dní (CH.L.) a 225 dní pre taxóny (CFE-1; CD1; CD3) (Čechynce) v roku 2011. Taxón (CFE-1) *P. × fechtneri* mal v roku 2012 najdlhšie vegetačné obdobie 225 dní (CH.L.) a 224 dní (Čechynce), rovnako tomu bolo (224 dní) aj na lokalitách (DLBP). V roku 2013 to bolo 220 dní pri taxónoch *P. spinosa* (K14-2; K14-3) z lokality Chynoriarsky Luh a pri taxóne *P. × fechtneri* 209 dní (CFE-1) na lokalite Čechynce. Priemerný počet dní od fenofázy pučania do ukončenia jednotlivých fenofáz trval (\bar{x} 225±1.02 dní) v roku 2011 (CH.L.), zatiaľ čo na lokalite Čechynce skončilo toto vegetačné obdobie v priemere o deň skôr. Autori GANJI MOGHADDAM a kol. (2010) zaznamenali čas zberu kultivarov sliviek od fenofázy plného kvitnutia za 102 až 178 dní počas rokov (2003-2008). V roku 2012 sa ukončili tieto fenofázy (\bar{x} 221 dní) v priemere s rovnakým počtom dní na oboch lokalitách. Na lokalite Chynoriarsky luh trvalo (\bar{x} 215±2.38 dní) a s viac ako týždňovým rozdielom (\bar{x} 207±1.17 dní) skončilo toto vegetačné obdobie na lokalite Čechynce (2013). Zatiaľ čo, na porovnávacích lokalitách (DLBP), to bolo o deň neskôr \bar{x} 208±4.96 dní) v roku 2013.

ZÁVER

Taxón *Prunus × fechtneri* z fenologického hľadiska posudzujeme ako hybrid, ktorý ako posledný vstupuje do jednotlivých fenofáz a zároveň je jeho vegetačné obdobie v počte dní dlhšie takmer o týždeň, oproti ostatným taxónom. Ostatné hodnotené taxóny *P. × fruticans* a *P. × dominii* sa minimálne líšia vstupmi do jednotlivých fenofáz. Rozdiel sa ukázal v tom, že niektoré taxóny *P. × dominii* posunuli o dva až tri dni svoje rastové fázy vývinu a dozrievania plodov v porovnaní s fenofázami pučania až kvitnutia. Materský taxón *Prunus spinosa* bol hodnotený iba na jednej lokalite Chynoriarsky luh, a jeho začiatkové fenofázy sa prelínali so ZRF *P. × fruticans* z tej istej lokality. Avšak, jeho ďalšie ZRF vývin plodov a dozrievanie plodov sa predĺžili, rovnako ako u jeho ďalšieho hybridného taxónu *P. × dominii*. Možno konštatovať, že tento materský taxón mal rovnaké (2012) a v niektorých rokoch i dlhšie vegetačné obdobie (od začiatku pučania do konca dormancie) ako jeho kríženec *P. × fechtneri*. Nadmorská výška a s tým súvisiace klimatické podmienky sú, okrem iných faktorov, dôležitým vnútorným regulátorom fyziologických zmien týchto divorastúcich krov. Hodnotenú lokalitu Chynoriarsky luh a Čechynce môžeme z fenologického pohľadu odlíšiť tým, že pri prvej spomínanej lokalite nastávali vstupy do jednotlivých ZRF takmer o tri - štyri dni neskôr v porovnaní s lokalitou Čechynce.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla podporou grantovej agentúry MŠ SR VEGA 1/0731/14.

Tab. 2. Nástupy a priebeh ZRF vývinu kvetných základov (BBCH 51-59) a kvitnutie (BBCH 60-69).



Legenda:

- A – lokalita Chynoriarsky luh (SZ)
- B – lokality D. Lefantovce, Bádice, Podhorany (JZ)
- C – lokalita Čechynce (JV)
- C – lokalita Čechynce (JV)

LITERATÚRA

- BARANEC, T. 1990. Biosystematika a fyto geografia zástupcov čeľade *Rosaceae* L. na Slovensku: výskumná správa. Arborétum Mlyňany: Ústav dendrológie SAV, Vieska nad Žitavou. 83 s.
- BARANEC, T. a kol. 2009. Analysis of vegetation structure of biocorridors on the territory of agricultural landscape in SW Slovakia. Landscape – theory and practice. Abstracts of the 15th International symposium on Problems of Landscape ecological research. Bratislava, 2009. s.128.
- BERNHARD, R. & CLAVERIE, J. 2005. La botanique des Prunus. Leur utilisation comme variétés et porte-greffe. Lespinasse, J.-M. Leterme, E. (Eds.), De la taille á la conduite des arbres fruitiers. Editions du Rouergue, Rodez, France, pp. 296-299.
- GANJI MOGHADDAM, E. et al. 2010. Phenological and pomological characteristics of some plum (*Prunus* spp.) cultivars grown in Mashhad, Iran. Crop Breeding Journal, no. 1, v. 2, p. 105 – 108.
- GÖTZ, K.P. a kol. 2014. Seasonal changes of physiological parameters in sweet cherry (*Prunus avium* L.) buds. Scientia Horticulturae, v. 172, p. 183-190. DOI: 10.1016/j.scienta.2014.04.012.
- GUTIÁN, J. a kol. 1992. Reproductive biology of two *Prunus* species (*Rosaceae*) in the Northwest Iberian Peninsula. Plant Systematic and Evolution, 185: 153-165, 1993.
- HNDZIK, I. a HRIČOVSKÝ, I. 1989. Jablone a hrušky. 1. uprav. a dopln. vyd. Příroda: Martin, 192 s. ISBN 80-07-00021-6.
- CHALUPA, V. 1969. Počátek, trvání a ukončení vegetační činnosti u lesních dřevin. Práce VÚLHM. zv. 37. Zbraslav – Strnady. VÚLHM. s. 41-68.
- KIŠACOVÁ, A. & ĎURIŠOVÁ, Ľ. & BARANEC, T. & GALUŠČÁKOVÁ, Ľ. 2014. Phenological observations and the diseases and pests occurrence in *Prunus* L. taxa on the studied localities. Acta fytotechnica et zootechnica, no. 17, 2014, pp. 18 – 23.
- KOUL MOZA, M. & BHATNAGAR, A.K. 2005. Phenology and climate change. Current science, roč. 89, č. 2, s. 243-244.
- LARCHER, W. 1988. Fyziologická ekologie rostlin. 1. uprav. a dopln. vyd. Praha: Academia. 1988. 368 s.
- RŮŽIČKOVÁ, H. a kol. 1996. Biotopy Slovenska. Bratislava: Ústav krajinné ekológie SAV, 1996. ISBN 80-967527-3-1.
- RYBNÍKÁROVÁ, J. 2010. Reprodukčná biológia vybraných autochtónnych druhov rodu *Prunus* L.: doktorandská dizertačná práca: Nitra: SPU. 104 s.
- MATUŠKOVÍČ, J. & PAULEN, O. 2005. Základy ovocinárstva. 2. uprav. a dopln. vyd. Nitra: SPU, 137 s. ISBN 80-8069-492-3.
- SALAZAR-GUTIÉRREZ, M. R. a kol. 2014. Variation in cold hardiness of sweet cherry flower buds through different phenological stages. Scientia Horticulturae, v. 172, P. 161-167, DOI: 10.1016/j.scienta.2014.04.002.
- STŘEDA, T. & ROŽNOVSKÝ, J. 2006. Vliv teplotních sum na nástup fenofáze „počátek kvetení“ u meruňky (*Prunus armeniaca* L.). Rožnovský, J. - Litschmann, T. - Vyskot, I. (eds): „Fenologická odezva proměnlivosti podnebí“. ČHMÚ, Brno 2006, s. 28, CD Rom 6 s.

Adresa autorov

Ing. Adela Kišacová, prof. RNDr. Tibor Baranec, CSc., RNDr. Ivan Ikrényi, CSc. – Slovak University of Agriculture in Nitra, Faculty of Agrobiology and Food Resources, Department of Botany, Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, e-mail: tibor.baranec@uniag.sk,
Ing. Ľudmila Galuščáková, PhD. – Constantine the Philosopher University in Nitra, Nábřežie mládeže 91, 949 74 Nitra.

VŤDYZELENÉ DRÁČE V ARBORÉTE MLYŇANY SAV A MOŽNOSTI ICH ROZMNOŽOVANIA

EVERGREEN BARBERRIES IN MLYNANY ARBORETUM SAS AND POSSIBILITIES OF THEIR PROPAGATION

Jana Konôpková, Dominika Bošiaková, Tomáš Bibeň

KONÔPKOVÁ, J. – BOŠIAKOVÁ, D. – BIBEŇ, T. 2014. Vždyzelené dráče v Arboréte Mlyňany SAV a možnosti ich rozmnožovania. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 88-96. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: This work is the result of evaluating the representation of evergreen barberries in the gene pool of woody plant collections in Arborétum Mlyňany SAS. Attention is also paid to the possibilities of their propagation, while the experimental works were focused on the autovegetative propagation using plant cuttings and *in vitro* method. By testing the effect of plant stimulators (different types and concentrations) on rooting percentage of plant cuttings of selected evergreen barberries (*Berberis buxifolia* Lam., *B. hookeri* Lem., *B. replicata* W.W. Smith, *B. x stenophylla* Lindl., *B. verruculosa* Hemsl. & Wils.) were the best results achieved for *Berberis hookeri* a *B. verruculosa*. In the effect of plant stimulators were detected significant differences between the studied species.

KEY WORDS: Evergreen woody plants • *Berberis* sp. • propagation of barberries

ÚVOD

Vždyzelené dreviny zaujímajú v záhradno-architektonickej tvorbe zvláštne miesto. Vyplýva to z ich osobitného habitu a nárokov na pestovanie. Aj keď dendroflóra u nás pestovaných sempervirentov je relatívne bohatá, ich praktické využívanie v záhradnej a parkovej tvorbe je malé a nedosahuje úroveň akú by si táto skupina drevín zaslúžila. Podľa údajov Tábora a Tomašku (1992) na Slovensku rastie 247 druhov s bohatým zastúpením intrašpecifických taxónov (409). V súčasnej dobe európsky trh ponúka veľké množstvo vysoko dekoratívnych taxónov kultúrneho pôvodu (VREŠTIAK a VREŠTIAK 2002, KONÔPKOVÁ a VREŠTIAK 2009). Najbohatšie zdroje genofondu sempervirentov sa nachádzajú v arborétoch a botanických záhradách.

V genofonde zbierok drevín Arboréta Mlyňany SAV sa podľa poslednej inventarizácie drevín realizovanej v roku 2012 nachádza 273 taxónov vždyzelených a poloopadavých drevín (HOŤKA a BARTA 2012).

Práca je zameraná na zhodnotenie sortimentu vždyzelených dráčov v zbierkach Arboréta Mlyňany SAV a možností ich rozmnožovania rôznymi technikami množenia.

MATERIÁL A METÓDY

Dráče (*Berberis* L.) predstavujú pomerne bohatý rod zahrňujúci asi 450 až 500 druhov opadavých, poloopadavých alebo vždyzelených krov, vysokých 1–5 m, s trnistými výhonkami a zaujímavým žltým drevom. Listy majú jednoduché, niekedy aj zložené (tieto druhy sú častejšie zaraďované do rodu *Mahonia*), striedavé často ostnito pilkovité. Kvitnú v máji až júni žltými alebo oranžovými drobnejšími kvetmi so 6 kališnými a korunnými lístkami a 6 tyčinkami v rôzne veľkých kvetenstvách. Plody sú 5-15 mm dlhé bobule po dozretí červenej alebo modrej farby s 1 alebo viacerými semenami. Prirodzeným areálom rozšírenia dráčov sú mierne a subtropické oblasti Európy, Ázie, Afriky, Severnej a Južnej Ameriky (HORÁČEK 2007).

Do Arboréta Mlyňany sa začali vždyzelené dráče introducovať prakticky už od jeho založenia. Pričom v rokoch 1892 až 1952 sa najlepšie uplatnili dráč Júliin (*Berberis julianae*) (21 jedincov) a

Berberis veitchii (7 jedincov), neskôr v rokoch 1953-1965 sa popri dráči Júliinom (124 jedincov) najviac vysádzal *Berberis gagnepainii* (30 jedincov), rovnako ako dráč bradavičnatý (*Berberis verruculosa*) (26 jedincov). V neskoršom období, po roku 1965 sa začali už uplatňovať hybridy dráčov, dekoratívne rôznym tvarom listov, napríklad odrody *Berberis x wintonensis* (40 jedincov) *Berberis hybrido-gagnepainii* (24 jedincov), *Berberis x antoniana* (13 jedincov). Dominantnými však v zbierkach naďalej ostali dráč Júliin (112 jedincov) a dráč bradavičnatý (46 jedincov) (HOŤKA a KONŔPKOVÁ 2009).

V súčasnosti sa v genofonde zbierok drevín Arboréte Mlyňany SAV nachádzajú nasledovné taxóny vřdyzelených dráčov:

Berberis bergmanniae Schneid. – dráč Bergmannov

Berberis x bristolensis Ahrendt

Berberis buxifolia Lam.

Berberis buxifolia 'Nana'

Berberis calliantha Mulligan

Berberis candidula Schneid.

Berberis gagnepainii Schneid.

Berberis gagnepainii Schneid. var. *lanceifolia* Ahrendt

Berberis hookeri Lem.

Berberis x hybrido-gagnepainii Suring.

Berberis x hybrido-gagnepainii Suring. cv. Chenault

Berberis x interposita Ahrendt

Berberis julianae Schneid.

Berberis lempergiana Ahrendt

Berberis replicata W.W. Smith

Berberis sanguinea Franch.

Berberis sargentiana Schneid.

Berberis soulieana Schneid.

Berberis x stenophylla Lindl.

Berberis x stenophylla Lindl. cv. Irwinii

Berberis veitchii Schneid.

Berberis verruculosa Hemsl. & Wils. (HOŤKA a BARTA 2012).

***Berberis bergmanniae* Schneid. – dráč Bergmannov** – vřdyzelený 1–2 m vysoký hustý ker s hnedými až hnedo žltými konárikmi a 15–30 mm trřmi. Listy sú elipsovité, veľkosti 30–70(–100) × 10–20(–30) mm, kořovité, lesklé na spodnej strane bledo zelené, zvrchu tmavo zelené s mierne podvinutým okrajom a s 2-12 trřnistými zubami na každej strane a špicatým vrcholom. Kvitne v máji až júni žltými kvetmi, usporiadanými do zväzkov po 5-20. Plody sú modré vajcovito elipsovitého alebo vajcovito guľatého tvaru veľkosti 8–10 × 6 mm. Pochádza z Číny z oblasti Sichuan.

Berberis x bristolensis* Ahrendt; *B. calliantha x verruculosa – vřdyzelený ker podobný *B. calliantha*, ale listy má skôr elipsovité, 20-40 mm, na každej strane s 5-10 trřnistými zubami, na rube sú biele.

***Berberis buxifolia* Lam. – dráč krušpánolistý** – vřdyzelený 1–3 m vysoký ker, letorasty má ryhované, hnedé a plstnaté a 3dielne alebo jednoduché trře, dlhé až 15 mm. Listy tohto dráča sú obrátené vajcovité až elipsovité veľkosti 10–25 mm, kořovité, ostnito špicaté, inak celistvookrajové. Kvitne v máji až júni oranřovo žltými kvetmi po 1–2. Stopky sú červené 20–30 mm dlhé. Plody sú tmavo červené, takmer guľovité, veľkosti 8 mm. Pôvodom je z Chile a Argentíny.

***Berberis buxifolia* 'Nana'** – veľmi zaujímavý hustý nízky ker, vysoký 30–50 cm s veľmi malými trřmi a oválnymi listami veľkosti 20-30 mm, zakončenými ostrým vrcholom. Staršie listy sa môžu v jeseni sfarbiť do červena. Tento kultivar má veľmi dekoratívne drobné narcisovo žlté kvety, ktoré sa objavujú už v apríli. Rastie pomaly a preto je vhodný ako podrast vyšších krov alebo stromov so svetlou korunou do skaliek a malých záhrad.

***Berberis calliantha* Mulligan** – vždyzelený ker vysoký 60–80 cm, v niektorých prípadoch len 30 cm s hranatými konármi a 3dielnymi trňmi. Listy má elipsovité až oválne, dlhé 25–60 mm, s 5–10 trnístými zubami na každej strane. Kvitne v máji bledožltými kvetmi. Plody má vajcovité, dlhé 1cm, modro až purpurovo čierne. Jeho domovom je Tibet.

***Berberis candidula* Schneid.** – **dráč bielolistý** - vždyzelený ker vysoký 30–100 cm, veľmi hustý, guľovitý s lysými letorastami a odstávajúcimi žltkastými až bledo zelenými trňmi, dlhými 10–15 mm. Listy sú tmavo zelené, veľmi lesklé, podlhovasté, elipsovité až elipsovito – vajcovité veľkosti 10–30 × 5–10 mm, so stočenými ostnito pílkovitými okrajmi, s malým počtom zubov, na rube biele. Kvitne v máji zlatožltými kvetmi, ktoré majú žlté červené kališné lístky a sú umiestnené jednotlivo na 4–15 mm dlhých stopkách. Modré plody sú elipsovitého alebo vajcovitého tvaru veľkosti 8–9 × 4–5 mm. Pochádza z Číny z oblastí Hupeh a Sichuan.

***Berberis gagnepainii* Schneid.** – **dráč Gagnepainov** – vždyzelený 1-2 m vysoký ker s tmavo šedými konármi a 3dielnymi štíhlymi trňmi veľkosti až 20 mm. Kopijovité listy veľkosti 35–140 × 4–25 mm sú tmavo zelené a na spodnej strane žlté zelené, zvlnené a na okrajoch so 6–40 trnístými zubami na každej strane. Žlté kvety sú vo zväzkoch po 2-15.

Plody má červené podlhovasto vajcovité veľkosti 8–10 × asi 6 mm. Domovom tohto druhu je Čína, oblasti Guizhou, Hubei, Sichuan a Yunnan. Častejšie ako tento pôvodný druh sa pestuje var. *lanceifolia*.

***Berberis gagnepainii* Schneid. var. *lanceifolia* Ahrendt** – vždyzelený ker, dorastajúci do výšky 1–2 m, ktorý má veľmi úzke, kopijovité listy dlhé 3–10 cm, vlnité, kučeravé so 6–10(–20) veľkými zubami na každej strane. Na líci sú matnej tmavo zelenej a na rube lesklej bledo zelenej farby. Pri stopkách listov vyrastajú v trojiciach trne. V máji na ňom rozkvitnú vo veľkom množstve zlato žlté kvety, z ktorých sa neskôr vyvinú tmavo modré vajcovité plody veľkosti 8–10 mm. Pochádza z Číny z oblastí Guizhou, Hubei, Sichuan a Yunnan.

***Berberis hookeri* Lem.** – **dráč Hookerov** – vždyzelený ker 50–80(–200) cm vysoký s hranatými hnedastými letorastami, 3dielnymi žltkastými trňmi. Listy sú elipsovité až podlhovasté, veľkosti 3–7 × 1–2(–3) cm, tenké, ostnito pílkovité a zvlnené na okraji až s 15 zubami na každej strane. Na líci sú lesklé zelené a na rube belavé. Kvitne v máji kvetmi, ktoré sú vo zväzkoch po 3-8 a majú zelenožlté stopky. Tmavo purpurové plody sú vajcovité alebo elipsovité asi 15 mm dlhé. Jeho domovom sú Himaláje.

***Berberis* x *hybrido-gagnepainii* Suring.;** *B. gagnepainii* x *verruculosa* – vždyzelený ker bujnejšieho vzrastu než *B. verruculosa*, dorastajúci do výšky 100 – 150 cm s jemnými bradavičnatými konármi. Vajcovité až podlhovasto kopijovité listy veľkosti 2 – 4 cm sú na rube šedasté, podvinuté s 9 trnístými zubami na každej strane. Plody majú veľkosť až 7 mm.

Berberis* x *hybrido-gagnepainii* Suring. cv. *Chenault – ker vysoký až 150 cm s bradavičnatými konármi, 2,5 – 3 cm veľmi lesklými ostnito zúbkovitými listami, ktoré sú na rube modrasté. Kvitne zlatožltými 15 mm širokými kvetmi.

***Berberis julianae* Schneid.** – **dráč Júliin** – vždyzelený, 1–3(–4) m vysoký hustý a široký ker, so žlté alebo šedo hnedými konármi, bledožltými letorastami, 3klannými 1-4 cm dlhými trňmi, 30–100 × 10–30 mm veľkými, úzkymi elipsovými, kopijovitými, kožovitými listami, ktoré sú zvrchu tmavo lesklo zelené a zospodu bielo tupo zelené. Po obvode sú listy ostnito zúbkované s 10–20 trnístými zubami na každej strane. Kvitne v máji až júni žltými kvetmi, ktoré sú vo zväzkoch po 8–25 a z vonkajšej strany majú červenkastý odtieň. Plody sú popolavo modré veľkosti 7–8 × 3–4 mm, podlhovasté alebo elipsovité. Pochádza z Číny z oblastí Guangdong, Guangxi, Hubei, Hunan, Sichuan.

***Berberis lempergiana* Ahrendt** – **dráč Lempergov** – vždyzelené 1–2 m vysoké kry, ktoré sú veľmi podobné dráču Júliinmu, s tmavo šedými konármi, svetlými šedo žltými letorastami, 3klannými 1-3 cm dlhými trňmi. Podlhovasto elipsovité alebo kopijovité, kožovité listy majú veľkosť 35–80(–100) × 10–25(–35) mm, zvrchu sú tmavozelené a zospodu svetlo zelené. Okraje listov sú ostnito zúbkované s

5–12(–25) trnístymi zubami na každej strane. Kvety sú vo zväzkoch po 3–7 a majú červenkasté 7–15 mm stopky. Podlhovasto elipsovité alebo elipsovité plody veľkosti 7–10 × 5–6 mm sú tmavo purpurové až modro čierne. Prirodzený areál rozšírenia tohto druhu je v Číne v oblastiach Jiangsu a Zhejiang.

***Berberis replicata* W.W. Smith – dráč zahnutý** – vždyzelený, veľmi atraktívny ker dorastajúci do výšky 100(–150) cm, s oblými, lysými a poloprevisajúcimi letorastami, 3dielnymi trňmi veľkosti 10–20 mm. Úzke kopijovité až podlhovasté listy sú 15–45 × 3–8 mm veľké, často len s jemnou ostnitou špičkou, stočeným okrajom, celistvookrajové alebo zriedka s jednotlivými ostnitými zubami, zvrchu sú lesklé tmavo zelené, zospodu belavé. Kvitne v máji svetlo žltými kvetmi, ktoré sú vo zväzkoch po 3–10, majú 8–12 mm dlhé stopky a kalíšne lístky vo 2 kruhoch, vonkajšie sú červenkasté. Plody sú podlhovasté alebo elipsovité zo začiatku červené, neskôr čierne veľkosti 6–10 × 3–5 mm. Domovom tohto druhu je Čína provincia Yunnan.

***Berberis sanguinea* Franch.** – vždyzelený 2–3m vysoký ker s tmavo šedými konármi, svetlo až šedo žltými letorastami, s bledo žltými 1–3 cm dlhými 3klannými trňmi. Listy sú takmer sediace, po 3–7 zospodu svetlo žltozelené, zvrchu tmavo zelené, čiarkovito kopijovité alebo čiarkovité veľkosti 15–160 × 3–6 mm, slabo kožovité na okraji s 6–14(–20) trnístymi zubami na každej strane. Kvitne v máji kvetmi, ktoré sú vo zväzkoch 2–7 a majú kalíšne lístky v 3 kruhoch, vonkajšie vajcovité sú červené, stredové a vnútorné sú žlté, elipsovité, korunné lupienky sú obrátene vajcovitého tvaru. Tmavo purpurové, až modročierne plody sú elipsovité veľkosti 7–12 × 4–5 mm. Pochádza z Číny z oblastí Hubei a Sichuan.

***Berberis sargentiana* Schneid.** – dráč Sargentov – vždyzelený, niekedy poloopadavý ker dorastajúci do výšky 1–3 m so šedo hnedými konármi, oblými a načervenanými letorastami a 1–4(–6) cm dlhými, 3klannými trňmi. Listy sú takmer sediace, hrubé kožovité, zospodu žlté alebo svetlo zelené, zvrchu lesklé tmavo zelené podlhovasto elipsovité, veľkosti 40–150 × 15–65 mm na okraji s 15–25 trnístymi zubami na každej strane a špicatým vrcholom. Kvitne v máji a júni svetložltými kvetmi, ktoré sú vo zväzkoch po (2–)4–10. Podlhovasté, elipsovité či vajcovité plody veľkosti 6–7 × 4–6 mm sú čiernej alebo modro čiernej farby. Pochádza zo strednej Číny.

***Berberis soulieana* Schneid.** – vždyzelené 1–2(–3) m vysoké kry s tmavo šedými guľatými konármi, šedo žltými letorastami a 3klannými 10–30 mm veľkými trňmi. Veľmi tuhé kožovité listy sú úzko kopijovité, podlhovasté, podlhovasto elipsovité alebo podlhovasto obrátene vajcovité veľkosti 35–100 × 10–25 mm, zvrchu tmavo zelené, zospodu žlté zelené, na okraji s 5–20 trnístymi zubami na každej strane a špicatým vrcholom. Kvety sú vo zväzkoch po (3–) 7–20 a červené až čierne vajcovité alebo podlhovasté obrátene vajcovité. Plody sú 7–8 × asi 5 mm veľké a majú 2 až 3 semená. Pochádza z Číny z oblastí Shaanxi, Gansu, Hubei a Sichuan.

***Berberis x stenophylla* Lindl.** – dráč úzkolistý – intermediárny kríženec medzi *B. darwinii* a *B. empetrifolia*, je to vždyzelený ker, s previsnutými konármi, žltkastými, plstnatými, letorastami. Listy má čiarkovité, kopijovité alebo úzke podlhovasté, 1–3 cm, celokrajové, podvinuté, ostnito špicaté na rube belavé. Kvitne v máji žltými až oranžovo žltými kvetmi, ktoré sú po 2–10 v guľatých hroznách. Plody veľkosti 6–10 mm sú modročierne. Tento dráč má mnoho záhradníckych kultivarov.

***Berberis veitchii* Schneid.** – dráč Veitchov – vždyzelený rozložitý ker, vysoký až 1,5 m s červenými až fialovými oblými, lysými letorastami a bledo žltými 3dielnymi 1–4 cm dlhými trňmi. Listy sú spolu po 2–5, zvrchu tmavo, zospodu svetlo zelené až bledo žlté, 3–12 cm dlhé, úzko kopijovité, zašpicatené, hrubo zúbkovité s 10–30 zubami na každej strane a so zvlneným okrajom. Kvitne v máji belavo žltými kvetmi, ktoré sú zvonku hnedasté alebo červenkasté a sú vo zväzkoch po 2–10. Vajcovité až elipsovité plody sú dlhé 9–12 mm a sú modré až tmavo modré alebo čierne. Domovom tohto druhu je Čína, provincie Guizhou, Hubei, Sichuan a Yunnan.

***Berberis verruculosa* Hemsl. & Wils.** – dráč bradavičnatý – vždyzelený asi 1– 1,5 m vysoký pomaly rastúci ker s odstavajúcimi a dolu previsnutými konármi, hnedo žltými, husto a jemno bradavičnatými, oblými letorastami a 3dielnymi, tenkými trňmi, ktoré sú 1–2 cm dlhé. Obrátene

vajcovito elipsovité, vajcovité alebo elipsovité listy sú 10–25 × 6–11 mm veľké, lesklé zelené, na rube modro zelené, ostnito pilkovité a na okraji podvinuté. Kvitne v máji a júni zlatožltými 15 mm širokými kvetmi, ktoré sú spolu po 1-2 a dozrievajú do purpurovo modrých až čiernych podlhovasto vajcovitých plodov, veľkosti 10–12 × 6–7 mm.

Jeho prirodzeným areálom rozšírenia je oblasť západnej Číny (HORAČEK 2006, 2007).

Nároky dráčov na pestovanie a ich sadovnícke využitie

Dráče svojimi nárokmi na pestovanie zaraďujeme k veľmi nenáročným rastlinám, ktoré sú vhodné takmer do každej záhrady. Vyhovujú im slnečné stanovišťa a nepremáčané pôdy. Vždyzeleným dráčom sa najlepšie darí na vlhkých miestach v polotieni, na pôdach s neutrálnou pôdnou reakciou. Niektoré druhy znesú aj veľmi suchú a vyprahnutú pôdu. Chúlостivejšie druhy je potrebné v zime chrániť.

Vďaka svojej veľkej rozmanitosti sú dráče veľmi významné okrasné kry, ktoré vysádzame podľa druhu a odrody do alpín, jednotlivo aj v skupinách a tiež ich používame na lemy a do živých plotov. Skupina vždyzelených dráčov disponuje veľkými druhmi, ktoré sú vhodné na vysoké živé ploty (napr. *Berberis julianae*), ale i druhmi a odrodami, ktoré sa hodia na lemy a nižšie živé ploty (napr. *Berberis verruculosa*).

Rozmnožovanie dráčov

Generatívne rozmnožovanie

Dráče sa rozmnožujú semenami, ktoré po zbere v jeseni, následnom očistení a prepraní buď hneď vysejeme, alebo asi tri mesiace stratifikujeme. Stratifikovať môžeme aj celé plody, ktoré zbierame pred úplnou zrelosťou v septembri – októbri. Semená dobre klíčia aj po prezimovaní v oplodí a možno ich vysievať na chránené miesto alebo do studeného pareniska. Silnejšie semenáčky v prvom, slabšie v druhom, roku presádzame do črepníkov alebo na chránené záhony do voľnej pôdy (KAMENICKÁ a kol. 2004). Generatívne rozmnožovanie vždyzelených dráčov v Arboréte Mlyňany SAV sa venoval vo svojej práci BIBEŇ (2009).

Autovegetatívne rozmnožovanie pomocou odrezkov

Odrezkami množíme všetky druhy s nedostatočnou produkciou semien a všetky kultivary, ktoré semeno nenasadzujú, alebo ktoré sa pri generatívnom rozmnožovaní príliš štiepia. Pri vegetatívnom rozmnožovaní vždyzelených druhov je vhodné odoberať odrezky v auguste a septembri. Vhodným substrátom je piesok alebo zmes rašeliny a piesku (WALTER 2011).

Rozmnožovanie potápaním

Potápanie je ďalšou možnosťou rozmnožovania dráčov. Matečné rastliny, ktoré sa použijú na tento spôsob rozmnožovania, vysádzame podľa vraztu druhov na vzdialenosť 40–100 cm. Jednoročné výhony sa zakladajú až po vrcholky do plytkých rýh a prikryjú sa 2–3 cm vrstvou ľahkej pôdy. Výhonky počas leta zakorenia a z matečných rastlín vyrašia medzitým nové letorasty, ktoré na jar po oddelení potápancov zase potápame.

Rozmnožovanie vrúbľovaním

Názory na možnosti rozmnožovania dráčov vrúbľovaním sa dosť líšia. Vrúbľovance rýchlo narastú avšak podnož vždy podrastá. Pre vzácne druhy a kultivary je to však spôsob, ako rýchlo a ľahko získať množiteľský alebo semenný materiál. Vrúbľovať je vhodné vo februári až marci na vyčrepnikované, zakorenené semenáčky. Vrúbľe môžu byť jednoročné aj dvojročné. Jednoročné vrúbľe je možné vrúbľovať aj v septembri a októbri (WALTER 2011).

Rozmnožovanie metódou *in vitro*

Na rozmnožovanie rastlín, ktoré sa ťažko rozmnožujú klasickými technikami (ZIMMERMAN a JONES 1991, RIORDAIN 1992, KAMENICKÁ a kol. 1998) sa využíva metóda *in vitro*. Je to rýchly spôsob množenia na získanie zdravého, bezvirového a geneticky cenného materiálu. Metódu *in vitro* sme sa snažili aplikovať aj pri reprodukcii vždyzelených dráčov.

Z vybraných druhov vždyzelených dráčov *Berberis buxifolia* Lam., *B. hookeri* Lem., *B. replicata* W.W. Smith, *B. x stenophylla* Lindl., *B. verruculosa* Hemsl. & Wils, rastúcich v pôvodnom Ambrózyho parku a na Ploche východoázijskej a kórejskej dendroflóry Arboréte Mlyňany SAV, boli počas

vegetačného obdobia roku 2013 (18.júna) odobraté rastlinné odrezky na autovegetatívne rozmnožovanie. Súčasne boli z uvedených druhov odobraté rastlinné explantáty z axilárnych vegetatívnych púčikov a rozmnožované metódou *in vitro*.

Autovegetatívne rozmnožovanie pomocou odrezkov – z vybraných druhov vždyzelených dráčov boli odobraté terminálne odrezky (50 ks pri každom variante pokusu), ktoré boli upravené na rovnakú dĺžku 5 cm a ošetrené 5 druhmi práškových rastových stimulátorov (R1- Rhizopon A - 0,5% kyselina 3 - indolyl octová, R2 - Rhizopon A - 1 % kyselina 3 - indolyl octová, R3 - Rhizopon AA - 0,5% kyselina 3 – indolyl maslová a R4 - Rhizopon AA - 1% kyselina 3 - indolyl maslová, S - STIMULAX) a zakoreňované v množiarenských priestoroch v skleníku v substráte KLASMANN TS 5. Terminálne odrezky boli prikryté fóliou, aby bola zabezpečená dostatočná vlhkosť.

Úspešnosť zakoreňovania odrezkov v jednotlivých variantoch pokusu bola vyhodnotená po 60 dňoch pestovania percentom zakorenených odrezkov.

Rozmnožovanie metódou *in vitro* – rastlinné explantáty odobraté z axilárnych vegetatívnych púčikov z donorových rastlín vybraných druhov dráčov v počte 20 ks pri jednotlivých variantoch pokusu boli najprv umyté, upravené na kratšie segmenty a potom sterilizované ponorením na 5 min do 0,3 % ľahkého agarového roztoku s prídavkom 25 ml.l⁻¹ PPM (PPM TM, Plant Cell Technology, Inc., Wasington, DC USA) a následne na dobu 1-2 min do 0,1 % roztoku chloridu ortuťnatého, aby sa zamedzilo exogénnej kontaminácii. Po dokonalom opláchnutí (3x redestilovanou vodou) boli výhonky upravené na 1 – 2 cm explantáty a prenesené v sterilných podmienkach na modifikované WPM kultivačné médium (LLOYD a MCCOWN 1980, MOLINAR a kol. 1996) s prídavkom cytokinínu –6-benzylaminopurínu (BAP) v koncentráciách 1,24; 1,46; 1,69 a 1,92 mg.l⁻¹. Po úprave pH kultivačných médií na hodnotu 5,75 buď pomocou 1M KOH, alebo 1M HCl, boli médiá doplnené 30 g.l⁻¹ sacharózy, 8 g.l⁻¹ agaru a po rozliatí do kultivačných nádob sterilizované v autokláve 20 minút pri teplote 121°C a tlaku 120 kPa.

Explantáty boli kultivované v kontrolovaných podmienkach pri 16 hodinovej fotoperióde, teplote 24°C ± 1°C cez deň a 20°C ± 1°C počas noci a intenzite osvetlenia 40 - 50 μmol.s⁻¹.m⁻². Po 10 týždňoch kultivácie bolo vyhodnotené percento vitálnych primárnych explantátov.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

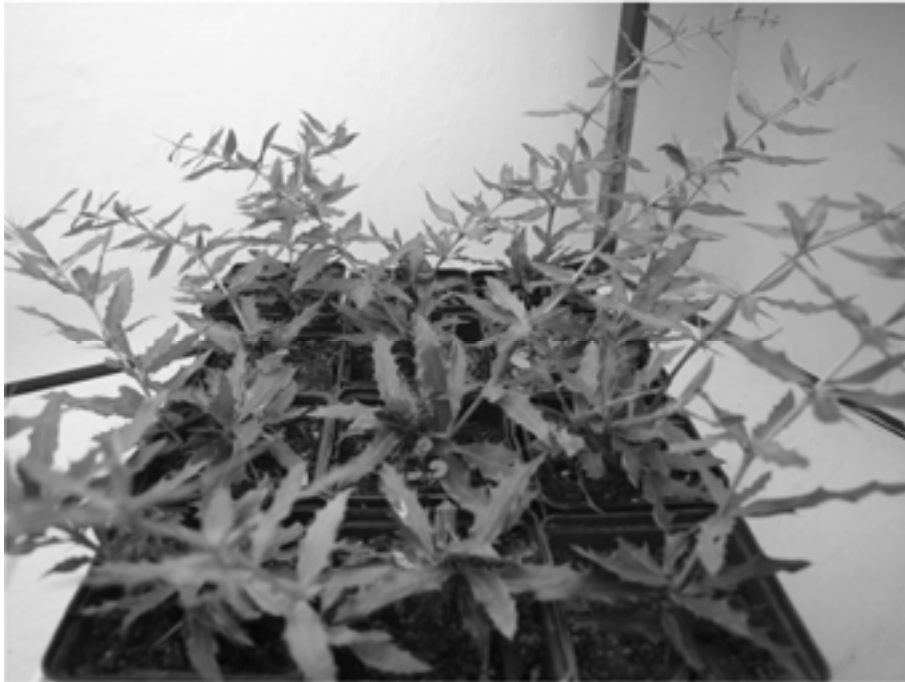
Pri hodnotení výsledkov rozmnožovania vždyzelených dráčov metódou autovegetatívneho rozmnožovania pomocou odrezkov sme uspokojivé výsledky dosiahli len pri dvoch druhoch- *B. hookeri* (Obr. 1) a *B. verruculosa* (Obr. 2). Priemerné % zakorenených odrezkov pri *B. hookeri* bolo 37,2 a pri *B. verruculosa* to bolo 12,8%. Pri hodnotení účinkov rastových stimulátorov na úspešnosť zakoreňovania odrezkov pri autovegetatívnom rozmnožovaní boli pri oboch druhoch zistené pomerne veľké rozdiely (Obr. 3).

Kým pri *B. hookeri* bolo najviac zakorenených odrezkov (46%) zistených pri použití 0,5% kyseliny 3 - indolyl octovej (R1) a STIMULAXU (S) a najnižšie % odrezkov (26) zakorenilo po ošetrení 1 % kyselinou 3 - indolyl octovou (R2), pri *B. verruculosa* pri použití tohto stimulátora zakorenilo najviac odrezkov 20%. Minimálna úspešnosť zakoreňovania pri tomto druhu (6%) bola zistená pri ošetrení odrezkov 1% kyselinou 3 - indolyl maslovou (R4) a STIMULAXU (S).

Reakcia na druh aj koncentráciu rastových stimulátorov pri autovegetatívnom rozmnožovaní pomocou rastlinných odrezkov je výrazne závislá od rastlinného druhu. Pomerne nízku úspešnosť celého nášho experimentu možno vysvetliť jednak nedostatočnou vyzretosťou odrezkov (termín odberu bol príliš skorý) a tiež nestabilnými teplotnými a vlhkosťnými podmienkami v množiarenských priestoroch v skleníku.

SPETHMANN (1990) uvádza, že úspešnosť rozmnožovania odrezkami v rozhodujúcej miere ovplyvňuje vek a fyziologický stav materskej rastliny, čas odberu a v konečnom dôsledku fyziologický stav odrezkov. Čas odberu je po veku materskej rastliny druhý najdôležitejší faktor, ktorý vplyva na

zakoreňovanie odrezkov, pretože pri niektorých drevinách je najlepšie použiť zelené – nezdrevenaté (letné, mäkké odrezky) a pri iných sa zase osvedčili zimné (tvrdé) odrezky.



Obr. 1. Jednoročné sadenice *B. hookeri* získané autovegetatívnym rozmnožovaním odrezkami.

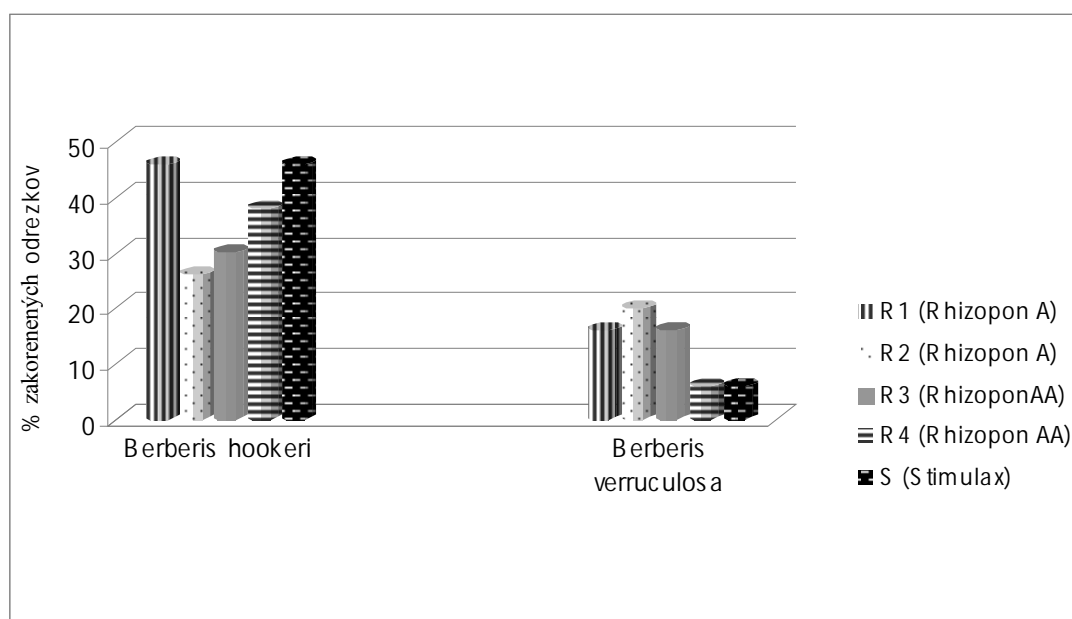


Obr. 2. Jednoročné sadenice *B. verruculosa* získané autovegetatívnym rozmnožovaním odrezkami.

Pri rozmnožovaní metódou *in vitro* sa testoval vplyv rozdielnych koncentrácií 6-benzylaminopurínu (1,24; 1,46; 1,69 a 1,92 mg.l⁻¹) v modifikovanom WPM kultivačnom médiu (LLOYD a MCCOWN 1980, MOLINAR a kol. 1996) na iniciáciu pletivovej kultúry vybraných druhov dráčov. Pri sledovaných druhoch vždyzelených dráčov sa nám pri uvedených podmienkach nepodarilo odvodit' stabilnú pletivovú kultúru. Ako uvádzajú MALÁ a ŠÍMA (2000) úspešnosť procesu mikropropagácie je ovplyvnená predovšetkým zabezpečením vhodných kultivačných podmienok (vhodné kultivačné médium, teplota, vlhkosť a svetlo). Významnú úlohu však zohrávajú aj tzv. nepriame faktory – termín

odberu primárnych explantátov, vek a fyziologický stav donorových rastlín, povrchová sterilizácia a preparácia rastlinných explantátov. SALAJ a BLEHOVÁ (2006) zistili, že v samotnej morfogénnej reakcii explantátov môžu byť veľké rozdiely, a to aj v rámci toho istého druhu alebo kultivarov toho istého druhu. K podobným záverom dospela aj ŠEDIVÁ (1998), ktorá sa zaoberala rozmnožovaním vždyzelených rastlín z čeľade *Ericaceae* a podarilo sa jej zo 14 taxónov pri 6 úspešne založiť primárnu kultúru.

Vzhľadom na uvedené skutočnosti experimentálne práce zamerané na mikropropagáciu vybraných druhov vždyzelených dráčov stále pokračujú a ich cieľom je optimalizácia kultivačných podmienok pre získanie stabilnej pletivovej kultúry.



Obr. 3. Účinok rôznych druhov rastových stimulátorov na zakoreňovanie dráčov (*Berberis* sp.).

POĎAKOVANIE

Práca vznikla za finančnej podpory projektu VEGA č. 2/0159/11.

LITERATÚRA

- ARENA, M.E., PASTUR, G.M., VATER, G. 2000. *In vitro* propagation of *Berberis buxifolia* Lam. In: BIOCELL, vol. 24, no. 1, 2000, p. 73-80.
- BIBEŇ, T. 2009. Generatívne množenie vybraných druhov rodu *Berberis* L. In: Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2009“, 22.10.2009. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 58-66. ISBN 978-80-970254-4-1
- HOŤKA, P., BARTA, M. 2012. Dreviny Arboréta Mlyňany SAV. Bratislava: Veda SAV. 2012. 132 s. ISBN 978-80-224-1252-0
- HOŤKA, P., KONŔPKOVÁ, J. 2009. Minulosť, súčasnosť a perspektívy introdukcie vždyzelených a poloopadavých listnatých drevín do podmienok Arboréta Mlyňany SAV. In: Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2009“, 22.10.2009. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 19-21. ISBN 978-80-970254-4-1
- HORAČEK, P. Dendrologie online. In: dendrologie.cz [online]. Október, 17 2011 [viď. 2014-09-02]. Dostupné z: <http://database.dendrologie.cz/index.php?menu=4&id=5>
- HORAČEK, P. 2007. Encyklopedie listnatých stromů a keřů. Brno: Computer Press a.s. 2007, s.104-111.
- KAMENICKÁ, A., KUBA, J., TOMASKO, I., ZÁVODNÝ, V. 2004. Rozmnožovanie okrasných drevín. Bratislava: VEDA SAV. 238 s. ISBN 80-224-0793-3
- KAMENICKÁ, A., VÁLKA, J., VIZÁROVÁ, G. 1998: A comparative study of different cytokinins on the formation of *Rhododendron forestii* Balf. F. ex Diels. Axillary shoots *in vitro*. In: Acta Physiologiae Plantarum, č.20., 1998, p. 167-171.

- KONÓPKOVÁ, J., VREŠTIAK, P. 2009. Fytogeografická charakteristika sempervirentov. In: Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2009“, 22.10.2009. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 146-150. ISBN 978-80-970254-4-1
- LLOYD, G.B., McCOWN, B.H. 1980. Commercially feasible micropropagation of mountain laurel, *Kalmia latifolia*, by use of shoot-tip culture. In: Proc. Int. Plant. Prop. Soc., vol.30, 1980, p. 421 – 427.
- MALÁ, J., ŠÍMA, P. 2000. Možnosti využitií biotechnologických metod v lesním hospodářství. Lesnická práce[online], 2000, č. 11[vid'. 2012-07-27]. Dostupné z: <http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-infcopy.nsf/da28f37425da72f7c12569e600723950/3b3c948ab8fdf5dfc1256c370072c41b?OpenDocument>
- RIORDIÁN, F.O. 1994: Directory of European Plant Tissue Culture Laboratories. Commision of the European communities. Brussels, 1994, 72 pp.
- SALAJ, T., BLEHOVÁ, B. 2006. *In vitro* kultúry vyšších rastlín. Bratislava: Univerzita Komenského. 2006, 162 p. ISBN 80-223-2061-7
- SPEHMAN, W. 1990. Einsatzmöglichkeiten der Stecklingsvermehrung bei der Erhaltung forstlichen Genressourcen. In: STEPHANN, B.R. (eds.). Erhaltung forstlicher Genressourcen. Mitteil. Bundesforschungsanstalt für Forst- u. Holzwirtschaft, vol.164, 1990, p.145-160.
- ŠEDIVÁ, J. 1998. Množení stálezelených dřevin v podmínkách in vitro. *Acta Průhoniciana* [online], 1998, roč.66[vid'. 2009-05-16]. Dostupné z: <http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/aa943fb38bfdd406c12568e70070205e/3c20d43de945311080256801007539cf?OpenDocument>
- TÁBOR, I., TOMAŠKO, I.1992. Genofond a dendroexpozície Arboréta Mlyňany. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. 1992, 118 s.
- VREŠTIAK, P., VREŠTIAK, R. 2002. Sempervirenty ako podrastové dreviny. In: 110 rokov Arboréta Mlyňany 1892-2002. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV, 2002. s. 22-24.
- WALTER, V. 2011. Rozmnožování okrasných stromů a keřů. Praha: Nakladatelství Brázda, s.r.o. 2011, 312 s. (Vydání třetí) ISBN 978-80-209-0385-3
- ZIMMERMAN, R.H., JONES, J.B. 1991: Commercial micropropagation in North America. In: DEBERGH, P.C., ZIMMERMAN, R.H., (eds.). Micropropagation. London: Kluwer Acad. Publ. 1991, p. 173-181.

Adresa autorov

Ing. Jana Konôpková, PhD., Mgr. Dominika Bošiaková, Ing. Tomáš Bibeň – Ústav ekológie lesa SAV Zvolen, detašované pracovisko Arborétum Mlyňany, Vieska nad Žitavou 178, 951 52 Slepčany, e-mail: jana.konopkova@savba.sk, dominika.bosiakova@savba.sk, tomas.biben@savba.sk

VÝVOJ VEGETÁCIE V SEGMENTOCH TRVALÝCH EKOLOGICKÝCH PODMIENOK K.Ú. OBCE DOBRÁ NIVA

DEVELOPMENT OF VEGETATION IN THE SEGMENTS OF PERMANENT ECOLOGICAL CONDITIONS OF THE C.A. OF THE DOBRÁ NIVA VILLAGE

Ján Kukla, Margita Kuklová

KUKLA, J. – KUKLOVÁ, M. 2014. Vývoj vegetácie v segmentoch trvalých ekologických podmienok k.ú. obce Dobrá Niva. In Zborník referátov z vedeckej konferencie: „Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany SAV 2014“, 18.09.2014. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany SAV. s. 97-104. ISBN 978-80-971113-2-8

ABSTRACT: Natural development of vegetation is conditioned by ecological constitution and ongoing competition of species in changing environment of anthropically intact landscape. Ecologically uniform segments of the country are due to the similarity of their abiotic environment a natural part of ecotope type, that is during colonisation of the segments with the biota modified into biotope type. Since the biotope type is delicately balanced with a particular succession stage of vegetation, it is unstable also after reaching the climax state of vegetation. The rapidly changing, at present mainly due to anthropic activities, in contrast to the relatively stable ecotope type, which persists even after the total destruction of vegetation. Therefore, it can reasonably be regarded as a type of "permanent" ecological conditions. Terrestrial vegetation occurring in the cadastral territory of the Dobrá Niva village can be divided into the following basic categories: autochthonous (\pm natural, quasinatural, partially unnatural, unnatural), autochthonous-allochthonous (partially exotic, markedly exotic), allochthonous (exotic, partially xenophytic, markedly xenophytic, xenophytic).

KEY WORDS: Dobrá Niva • permanent ecological conditions • anthropogenic impact • vegetation changes

ÚVOD

V období pred výraznejšími zásahmi človeka do prírody dochádzalo k podstatným zmenám vegetácie najmä v období klimatických zmien, alebo katastrofických udalostí. Poslednou klimaticky podmienenou geologickou érou sú štvrtohory, ktoré začali asi pred jeden a trištvrte miliónmi rokov (KRIPPEL 1986). V priebehu štvrtohôr sa vystriedalo niekoľko ľadových dôb (glaciálov), po ktorých nasledovali teplejšie medziľadové doby (interglaciály). V studených obdobiach dominovali chladné stepi, mrazové pustatiny bez rastlínstva a plochy pokryté snehom a ľadom, v teplých obdobiach lesy. Teplé obdobie, v ktorej žijeme – holocén, trvá od roku 8 200 pred n. l. (FIRBAS 1949). V jeho priebehu sa vystriedali klimaticky značne rozdielne obdobia, v dôsledku čoho sa spontánne menilo aj zloženie vegetácie, až po obdobie atlantika (5 500 – 2 500 pred n. l.).

Súčasná vegetácia je výsledkom spolupôsobenia prírody a človeka, ktorý začal do prirodzeného vývoja vegetácie významnejšie zasahovať koncom staršej časti atlantika (na začiatku neolitu), keď sa objavili prví poľnohospodári. Tí začali rúbať a vypaľovať lesy a obrábať pôdu. K výraznému odlesňovaniu horských oblastí došlo v období valašskej kolonizácie v 12. – 14. storočí (KRIPPEL 1986). Odvtedy sa zastúpenie lesných ekosystémov, ktoré sa pôvodne vyskytovali takmer na celom území Slovenska neustále znižovalo a v súčasnosti dosahuje už len asi 41 %. Z pralesov strednej Európy ostalo už len meno, ktoré sa používa na označenie lesných ekosystémov najmenej narušených činnosťou človeka.

K významným zmenám vegetácie dochádza tiež v období intenzifikácie využívania prírodných zdrojov. Za obdobie rokov 1990 – 2010 vzrástla napr. na Slovensku ťažba dreva z 5,28 mil. m³ na 9,86 mil. m³ a podľa prognózy by sa táto úroveň ťažby mala udržať až do roku 2015. Od začiatku 90-tych rokov sa objem spracovaného kalamitného dreva zvýšil 2 až 3-násobne a náhodné ťažby dosahujú v posledných rokoch 60 – 65 % a v prípade ihličnatých lesov dokonca 80 – 90 % z celkovej ťažby dreva

(MPRV SR, NLC ZVOLEN 2013). Ak zoberieme do úvahy aj problém znečisťovania prostredia cudzorodými látkami vidíme, že ekosystémy, vrátane prírody blízkych, sa nachádzajú pod permanentným antropogénnym tlakom. Preto v poslednom období rastie záujem o poznanie zmien a vývojových trendov prebiehajúcich vo vegetácii.

Z katastrálneho územia obce Dobrá Niva zaberajú lesné ekosystémy menej ako 46 %. Zvyšok k.ú. bol odlesnený a v súčasnosti sa prevažná časť týchto pozemkov využíva poľnohospodársky. Trvalé trávne porasty zaberajú 24 % z plochy k.ú., orná pôda takmer 20 %, nelesná drevinová vegetácia 6 % a záhrady 1,5 %. Na zastavané územie a ostatné plochy, vrátane vodných, pripadá 3,3 % z výmery k.ú. obce (BÁNOVSKÝ 2012).

V tomto príspevku podávame charakteristiku reálnej vegetácie katastrálneho územia obce Dobrá Niva, ktorú klasifikujeme z hľadiska stupňa jej pôvodnosti.

MATERIÁL A METÓDY

Pri štúdiu antropicky do rôznej miery ovplyvnenej vegetácie terestrických ekosystémov sme sa vo vegetačnom období roku 2013 zamerali na k.ú. obce Dobrá Niva (obr. 1). Vychádzali sme geobiocenologickej koncepcie ZLATNÍKA (1976a), podľa ktorej hranice segmentov typu prírodnej geobiocenózy pretrvávajú aj po výraznom narušení typu prírodnej fytoocenózy, alebo dokonca úplnom zničení vegetácie, a to v podobe hraníc segmentov typu trvalých ekologických podmienok. Tie neustále usmerňujú prirodzený sukcesný vývoj vegetácie v smere obnovy prírodnej fytoocenózy. Pri rekonštrukcii pôvodných lesných ekosystémov po úroveň skupín, príp. typov geobiocénov sme sa opierali o druhové zloženie reálnej vegetácie a prezenciu alebo absenciu indikátorov lesných vegetačných stupňov a edaficko-trofických radov. Determinácia rastlinných druhov sa vykonala podľa DOSTÁLA (1989) a názvy rastlinných druhov sú uvedené podľa MARHOLDA a HINDÁKA (1998).



Obr. 1. Katastrálne územie obce Dobrá Niva (autor hranice k.ú. Kukla).

Pri klasifikácii reálnej vegetácii sme vychádzali z pôvodnosti (autochtónnosti) rastlinných druhov, čo sú druhy natívne a apofyty. Za natívne druhy považujeme tie, ktoré pôvodne boli a aj ostali v segmentoch trvalých ekologických podmienok prírodných geobiocenóz, príp. sa do nich opätovne vrátili (sekundárna sukcesia). Z druhov domáceho pôvodu, ktoré sa šíria na synantropných stanovištiach považujeme za apofyty len tie, ktoré prenikli do segmentov trvalých ekologických podmienok prírodných geobiocenóz, v ktorých sa pôvodne nenachádzali (napr. autochtónny hrab

rastúci v segmentoch geobiocenóz uvoľnených po výrube buka je v týchto segmentoch cudzím domácim druhom). Tento prístup umožňuje objektívnejšie diferencovať druhy na prírodné, prirodzené, čiastočne neprirodzené a neprirodzené.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Katastrálne územie obce Dobrá Niva je v zmysle TACHTADŽJANA (1978) súčasťou holarktckej ríše (Holarctis), boreálnej podriše, cirkumboreálnej oblasti a stredoeurópskej provincie. Z hľadiska fyto geografického členenia Európy (KOLÉNY a BARKA 2002) ide o holarktckú oblasť, eurosibirsku podoblasť a stredoeurópsku provinciu. V zmysle fyto geografického členenia SR (FUTÁK 1984) sa k.ú. nachádza v oblasti západokarpatskej flóry (*Carpathicum occidentale*), v obvode predkarpatskej flóry (*Praecarpaticum*), v okrese Slovenské stredohorie a v podokresoch Štiavnické vrchy a Javorie. Podľa PLESNÍKA (2002) je toto územie súčasťou bukovej zóny sopečnej oblasti. Flóra územia má karpatský ráz, ovplyvnený panónskymi prvkami.

Prírodný vývoj vegetácie v antropicky nenarušenej krajine je podmienený ekologickou konštitúciou a kompetíciou druhov prebiehajúcou v postupne sa meniacom prostredí. Ekologicky jednotné segmenty krajiny sú vzhľadom k podobnosti ich abiotického prostredia prirodzenou súčasťou typu ekotopu, ktorý sa po osídlení segmentov krajiny biotou modifikuje na typ biotopu. Vzhľadom k tomu, že typ biotopu je v krehkej rovnováhe s konkrétnym sukcesným štádiom vegetácie, ostáva aj po dosiahnutí klimaxového stavu nestabilným. Rýchlo sa mení, v súčasnosti najmä v dôsledku antropickej činnosti, na rozdiel od relatívne stabilného typu ekotopu, ktorý pretrváva aj po úplnom zničení vegetácie a je garantom jej potenciálnej obnovy. Preto ho možno oprávnenne považovať za typ „trvalých“ ekologických podmienok.

Prehľad nadstavbových geobiocenologických jednotiek v zmysle ZLATNÍKA (1959, 1976 a,b) vyskytujúcich sa v k.ú. obce Dobrá Niva, doplnený o rozpätia limitných hodnôt aktuálnej reakcie pôd (sensu KUKLA 1993) je uvedený v tabuľke 1.

Tab. 1. Prehľad nadstavbových geobiocenologických jednotiek v k.ú. obce Dobrá Niva.

Lesný vegetačný stupeň	Edaficko-hydrický rad	Edaficko-trofický rad a medzirad (pH _{H₂O})			
		A/B hemioligotrofný (3,9-4,9)	B mezotrofný (4,9-6,0)	B/C heminitrofilný (6,0-6,7)	C nitrofilný (6,0-6,7)
3. dubovo-bukový	1. obmedzený	-	<i>Corneto-Quercetum</i>	-	-
	2. trochu obmedzený	<i>Fagetum quercinum superiora</i>	<i>Fageto-Quercetum</i>	<i>Fageto-Quercetum acerosum</i>	-
	3. normálny	<i>Fagetum pauper inferiora</i>		<i>Querceto-Fagetum tiliosum</i>	<i>Tilieto-Aceretum inferiora</i>
	4. zamokrený	<i>Querceto-Fagetum</i>		-	-
4. bukový	3. normálny	-	<i>Fagetum pauper superiora</i>	<i>Fagetum tiliosum</i>	<i>Tilieto-Aceretum superiora</i>
	4. zamokrený	-	<i>Fagetum typicum</i>	-	-
	5. mokrý	-	<i>Saliceto-Alnetum Fraxineto-Alnetum</i>		

Antropicky do rôznej miery ovplyvnenú terestrickú vegetáciu vyskytujúcu sa v ekologických podmienkach k.ú. obce Dobrá Niva možno na základe zastúpenia pôvodných a nepôvodných druhov rozdeliť do nasledujúcich skupín:

- autochtónna vegetácia (v segmentoch trvalých ekologických podmienok potenciálnych prírodných geobiocenóz ±pôvodná; pralesy sa v k.ú. nevyskytujú)
 - ✦ ±prírodná (lesné spoločenstvá so zmenenou priestorovou a vekovou štruktúrou; zastúpenie spoločenstváam cudzích, spontánne sa šíriacich apofytov – hrabu, jaseňa, javorov, líp, brezy, osiky, rakyty, príp. vysadených domácich druhov do 10 %)
 - lesná (najmä v Štiavnických vrchoch a v Javorí)

- zonálne bučiny a typické bučiny na hlbokých modálnych kambizemiach
- lipové bučiny na skeletnatých kambizemiach rankrových
- extrazonálne dubiny, bukové dubiny a dubiny s lipou na plytkých kambizemiach (tvoria enklávy v horných, prípadne stredných častiach svahov orientovaných najmä na JV až JZ)
- intrazonálne lipové-javoriny na silne skeletnatých kambizemiach rankrových a rankroch kambizemných
- azonálne jelšové a vrbovo jelšové spoločenstvá (len fragmenty pozdĺž Neresnice a jej prítokov)
- „stepná až lesostepná“ (na lokalite Holienec v Javorí)
 - extrazonálna „skalná step“ so skupinami a solitérmi krovín a zakrpatených stromov, najmä cera, ojedinele aj duba mnohoplodého a hrabu, s litozemou hlbokou do 10 cm, miestami aj s veľmi plytkou kambizemou
- ✦ prirodzená (zastúpenie spoločenstvám cudzích domácich druhov – apofytov, v rozsahu 10 – 100 %; spontánne sa šírili spravidla po výrube pôvodných bukových a dubovo-bukových lesov)
 - lesná (lesné spoločenstvá s hojným až dominantným zastúpením najmä hrabu, jaseňa, javorov, líp, briez, osíky, rakyty, z krov najmä trnky, hlohov, ruží, z bylinných apofytov plamienka plotného, chmeľu obyčajného, prhlavy dvojdomej, pakosta smradľavého, trebušky lesnej, hviezdice prostrednej a i., napr. v spodnej časti lesnej cesty smerujúcej k vrcholu Tri Kamene a v oblasti hydínovej farmy)
 - fragmenty lesných spoločenstiev (skupiny, línie, alebo rozptýlené solitéry druhov s hojným až dominantným zastúpením vyššie uvedených apofytov)
 - nelesná (súvislé porasty trste obyčajnej šíriace sa po oboch stranách cesty pri poľnohospodárskej Farme II., vysoké viac ako 2 m)
- ✦ čiastočne neprirodzená (poloprirodzená; zastúpenie spoločenstvám cudzích, domácich druhov v rozsahu 10 – 50 %; vysadené boli spravidla po výrube pôvodných bukových alebo dubových lesov)
 - lesná (spoločenstvá s hojným až kodominantným zastúpením najmä smreka, smrekovca, borovice)
 - fragmenty lesných spoločenstiev (skupiny, línie, alebo rozptýlené solitéry drevín s hojným až kodominantným zastúpením vyššie uvedených drevín)
- ✦ neprirodzená (spoločenstvá kultúr až monokultúr so zastúpením spoločenstvám cudzích domácich druhov v rozsahu 50 – 100 %; vysadené boli spravidla po výrube pôvodných bukových alebo dubových lesov)
 - lesná (spoločenstvá s kodominantným až dominantným zastúpením najmä smreka, smrekovca a borovice lesnej)
 - fragmenty lesných spoločenstiev (skupiny, línie, alebo rozptýlené solitéry drevín s kodominantným až dominantným zastúpením vyššie uvedených vysadených drevín)
- autochtónno-alochtónna vegetácia (v segmentoch trvalých ekologických podmienok potenciálnych prírodných geobiocenóz k.ú. pôvodná i nepôvodná)
 - ✦ čiastočne exotická (spoločenstvá kultúr až monokultúr, často spontánne sa ďalej šíriacich, so zastúpením introdukovaných druhov do 50 %; vysadené boli spravidla po výrube pôvodných bukových alebo dubových lesov)
 - lesná (spoločenstvá s hojným až kodominantným zastúpením najmä invázných druhov, ako sú agát biely, javorovec jaseňolistý, pavnič päťlistý, neinvázna borovica čierna alebo duglaska tisolistá)
 - fragmenty lesnej vegetácie (skupiny, línie, alebo rozptýlené solitéry drevín s hojným až kodominantným zastúpením vyššie uvedených introdukovaných drevín)
 - ✦ výrazne exotická (spoločenstvá vysadených kultúr až monokultúr, často spontánne sa ďalej šíriacich, so zastúpením introdukovaných druhov v rozsahu 50 – 90 %,

- lesná (spoločenstvá s kodominantným až dominantným zastúpením najmä invázných druhov agát biely, javorovec jaseňolistý a pohánkovec japonský)
- fragmenty lesnej vegetácie (skupiny, línie, alebo rozptýlené solitéry drevín s kodominantným až dominantným zastúpením najmä vyššie uvedených invázných druhov)
- alochtónna vegetácia (v segmentoch trvalých ekologických podmienok potenciálnych prírodných geobiocenóz, spravidla Pliešovskej kotliny, nepôvodná)
 - ✦ exotická (zastúpenie introdukovaných exotických druhov nad 90 %)
 - lesná (najmä spoločenstvá invázneho agátu bieleho)
 - fragmenty lesnej vegetácie (najmä skupiny, línie, alebo solitéry invázneho agátu, javorovca a výsadby šľachtených topoľov pozdĺž komunikácií)
 - nelesná
 - › výsadby ovocných drevín pozdĺž komunikácií
 - › trvalé trávne porasty (enklávy lúk v lesných porastoch, lúky prisievané, 1 až 2 krát kosené, alebo kosené a prepásané, v kontakte s okrajom lesných porastov Štiavnických vrchov a Javoria a lúky na nive Neresnice)
 - › husto siate obilniny (najmä pšenica, raž a jačmeň)
 - › krmoviny
 - d'atelinoviny (d'atelina lúčna, lucerna siata)
 - strukoviny (hrach, fazuľa, šošovica v záhradách)
 - miešanky (trávne, d'atelinovo-trávne, strukovinovo-obilné)
 - › olejniný (repka olejná, slnečnica ročná, mak siaty – v záhradách)
 - › okopaniny (zemiaky, repa)
 - sídelná
 - › aleje (smreka, borovice)
 - › ovocné dreviny, vinice, zelenina (v záhradách – kapusta, šalát, cibuľa, cesnak, mrkva, petržlen, uhorka, paradajka, karfiol, kaleráb, redkovka, chren, a i.)
 - › parky, parčíky, trávniky (futbalové ihrisko), cintoríny
 - › dekoratívna vegetácia (živé ploty, záhony kvetov)
 - ✦ čiastočne xenofytická (zastúpenie spontánne sa šíriacich xenofytov do 50 %)
 - segetálna (burinové spoločenstvá obrábaných polí a záhrad s hojným až kodominantným zastúpením segetálnych druhov, ako sú invázny durman obyčajný – hojne rozšírený na poli za poľnohospodárskou Farmou II., mak vlčí, nevädza poľná, parumanček nevoňavý, horčica roľná, pupenec roľný, pýr plazivý, veroniky, mliečniky, lobody, mrlíky, horčičky, láskavce a i.)
 - ruderalná (burinové spoločenstvá na neupravených stavebných plochách a pozdĺž komunikácií (ušliapané cesty a chodníky, železnica) s hojným až kodominantným zastúpením ruderalných druhov, ako sú čakanka, skorocel väčší, stavikrv vtáčí, lipnica ročná, bodliaky, pichliače, lopúchy, stoklasy a i.)
 - ✦ výrazne xenofytická (zastúpenie spontánne sa šíriacich xenofytov 50 – 90 %)
 - segetálna (burinové spoločenstvá s dominantným zastúpením vyššie uvedených segetálnych druhov na obrábaných poliach a v záhradách)
 - ruderalná (burinové spoločenstvá s dominantným zastúpením vyššie uvedených ruderalných druhov na neupravených stavebných plochách a pozdĺž komunikácií)
 - ✦ xenofytická (zastúpenie spontánne sa šíriacich xenofytov nad 90 %)
 - pastorálna (spoločenstvá s dominantným zastúpením pasienkových druhov situované najmä na kontakte Pliešovskej kotliny a lesných porastov Štiavnických vrchov a Javoria)
 - segetálna (burinové spoločenstvá s výrazne dominantným zastúpením vyššie uvedených segetálnych druhov na obrábaných poliach a v záhradách)
 - ruderalná (burinové spoločenstvá s výrazne dominantným zastúpením vyššie uvedených ruderalných druhov na neupravených stavebných plochách a pozdĺž komunikácií)

V k.ú. Dobrá Niva dominujú spoločenstvá bukových lesov s ojedinelou prímiesou najmä javorov a na exponovaných J svahoch i dubov. Najčastejšie sa vyskytujú nudálne bučiny s dominanciou druhu *Dentaria bulbifera*, miestami bývajú spoludominantné aj druhy *Carex pilosa*, *Mercurialis perennis*, príp. *Luzula luzuloides*. Sprievodnými sú druhy ako *Galium odoratum*, *Asarum europaeum*, *Viola reichenbachiana*, *Epilobium montanum*, *Actea spicata*, alebo *Prenanthes purpurea*, druh vyskytujúci sa od 4. lesného vegetačného stupňa.

Na kontakte bukových lesov s trvalými trávnyimi porastmi a pozdĺž lesných ciest (napr. v smere na vrchol Tri Kamene) sa nachádzajú sekundárne hrabové spoločenstvá, ktoré obsadili holiny vzniknuté po ťažbe bukového dreva. Stalo sa tak v dôsledku bohatej plodivosti, lepšej lietavosti semien a výmladnej schopnosti kompetične slabšieho hrabu.

Podstatne nižšie zastúpenie majú v k.ú. extrazonálne dubové spoločenstvá, v drevinovom zložení ktorých dominuje spravidla *Quercus polycarpa*, len na najsuchších lokalitách aj *Quercus cerris*. V areáli kompetične zdatnejších bukových spoločenstiev sa dubiny môžu vyskytovať len v hornej, príp. strednej časti spravidla J svahov s plytkou pôdou, kde *Fagus sylvatica* v dôsledku letného nedostatkom vody často úplne absentuje. Bylinný podrast dubových spoločenstiev má v dôsledku zvýšeného prísunu svetla vysokú pokryvnosť a podstatne vyšší je aj počet druhov. Dominujú spravidla trávy, najmä *Poa nemoralis*, miestami spolu s druhom *Melica uniflora*, hojné sú druhy *Dactylis polygama*, *Clinopodium vulgare*, *Astragalus glycyphyllos*, druhy rodu *Veronica* a i. Pôsobeniu sucha je najviac vystavené spoločenstvo nachádzajúce sa v oblasti Holienca, v ktorom dominuje *Quercus cerris* (80 – 90 %) s prímiesou *Quercus polycarpa* (10 – 20 %). V krovinovej vrstve len 14 m vysokého porastu sa vyskytujú druhy *Acer campestre*, *Pyrus pyraister*, *Sorbus torminalis*, *Tilia platyphyllos* subsp. *cordifolia*, *Crataegus monogyna*, *Juniperus communis*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa* L. subsp. *spinosa* a *Rosa* sp. V bylinnom podraсте dominujú druhy *Festuca pallens* a karpatský subendemit *Poa pannonica* subsp. *scabra* Soó, ktoré boli v polovici augusta sprevádzané druhmi *Galium album* subsp. *album*, *Allium flavum*, *Anthericum ramosum*, *Primula veris*, *Astragalus glycyphyllos*, *Pseudolysimachion spicatum*, *Clinopodium vulgare*, *Securigera varia*, *Teucrium chamaedrys*, *Cruciata glabra*, *Genista tinctoria* subsp. *tinctoria*, *Trifolium alpestre*, *Trifolium campestre*, *Torilis japonica*, *Dalanum ladanum*, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, *Hieracium bauhinii*, *Hieracium murrorum* agg., *Hylotelephium maximum*, *Veronica chamaedrys*, *V. officinalis*, *Hypericum perforatum*, *Lapsana communis* a *Rubus fruticosus* agg.

V oblasti Holienca sa nachádza aj extrémne plytká pôda, ktorá zadržiava veľmi málo vody. Preto sa tam vytvorili spoločenstvá tzv. „skalných stepí“ so sporadickým výskytom spravidla len do 6 – 8 m vysokých solitérov alebo skupín druhu *Quercus cerris*. Výnimočne sa vyskytujú aj druhy *Quercus polycarpa*, *Carpinus betulus*, *Betula pendula*, *Juniperus communis*, *Prunus spinosa* subsp. *spinosa*, *Ligustrum vulgare*, *Cornus mas* a *Rosa* sp. Z vysadených druhov sa sporadicky vyskytuje *Pinus sylvestris* a *Pinus nigra*.

V bylinnej vrstve sa okrem druhov, ktoré boli uvedené pri charakteristike cerového spoločenstva, nachádzajú aj druhy ako *Carduus collinus* – panónsko-karpatský endemit (DOSTÁL 1989), či menej ohrozený druh, LR:nt *Achillea nobilis* (Marhold, Hindák), *Acinos arvensis*, *Ajuga genevensis*, *Allium senescens* subsp. *montanum*, *Asperula cynanchica*, *Asplenium trichomanes*, *Logfia arvensis*, *Jovibarba globifera* subsp. *hirta*, *Muscari atlanticum*, *Potentilla arenaria*, *Prunella laciniata*, *Sedum sexangulare*, *Seseli osseum*, *Thymus praecox*, *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum*, *Vincetoxicum hirundinaria*.

Lesné spoločenstvá značne skeletnatých až sutinových pôd, v ktorých mali pôvodne hojné až dominantné zastúpenie tzv. cenné listnáče (javory, lipy, jaseň a/alebo brest) sa v k.ú. vyskytujú v menšom rozsahu. Tieto dreviny nie sú cenné len preto, že ich opad priaznivo vplyva na chemické a fyzikálne vlastnosti pôd, ale aj pre hodnotné drevo, ktoré sa používalo na výrobu hudobných nástrojov, lyží a rôzne rezbárske práce. Z uvedeného dôvodu je drevinové zloženie týchto porastov často posunutú v prospech hrabu a dubov. V lesnom spoločenstve nad opusteným lomom Tri Kamene (834 m n. m.) sa na relatívne malej ploche s výraznou povrchovou kamenitosťou nachádza až 7 ekologicky významných porastotvorných drevín – *Quercus cerris*, *Quercus polycarpa*, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior* a *Tilia cordata*, v podraсте *Rosa*

pendulina. V bylinnej vrstve sa vyskytujú druhy ako *Carex pilosa*, dubinový druh *Lathyrus niger*, invázny druh *Impatiens parviflora*, *Inula conyzae* a i.

Z dubovo-bukových spoločenstiev sa zachovali len fragmenty solitérov druhu *Quercus robur* situované v okrajovej, pahorkatinnej časti Pliešovskej kotliny. Pre túto kotlinu sú typické zamokrené (oglejené) subtypy pôd, na ktorých je expanzná schopnosť buka známa z tzv. holých a typických bučín podstatne znížená. Na oglejených pôdach je buk lesný (*Fagus sylvatica*) nútený rozvíjať koreňový systém viac do šírky, preto sú jeho porasty prirodzene redšie a preniká do nich viac svetla. To umožňuje rast aj svetlomilnejších drevín, najmä vlhkomilných dubov, akými sú dub letný (*Quercus robur*) a dub zimný (*Quercus petraea*), a tiež mnohých na svetlo náročnejších druhov bylín. V JZ časti k.ú. sa na kosených i pasiených lúkach vyskytujú okrem solitérov duba letného aj solitéry na lokalite pravdepodobne nepôvodných dubov – *Quercus polycarpa* a *Q. cerris*, ktoré na svahu mohli vyrásť napr. zo žaluďov prinesených vtákmi. V J časti CHA Gavurky bolo zasa niekoľko exemplárov duba cerového pravdepodobne vysadených, keďže zamokrené pôdy tomuto druhu nevyhovujú.

Spoločenstvá lužných lesov sa v súčasnosti zachovali len v podobe prerušovaných brehových porastov jelše lepkavej a vrby krehkej. Na občas zaplavovaných lúkach situovaných na nive potoka Neresnica možno nájsť druhy ako *Acetosa pratensis*, *Achillea millefolium*, *Angelica sylvestris*, *Agrimonia eupatoria*, *Carex* sp., *Cirsium arvense*, *Cirsium canum*, *Colchicum autumnale*, *Daucus carota* subsp. *carota*, *Deschampsia cespitosa*, *Filipendula vulgaris*, *Galium boreale*, *Galium molugo*, *Galium verum*, *Heracleum sphondylium*, *Jacea phrygia*, *Juncus effusus*, *Leontodon hispidus* subsp. *danubialis*, *Lotus corniculatus*, *Pimpinella saxifraga*, *Phalaroides arundinacea*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus repens*, *Sanguisorba officinalis*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Thalictrum flavum*, *Tragopogon orientalis*, *Trifolium pratense*, *Trisetum flavescens* a ďalšie.

ZÁVER

Lesné ekosystémy sa v súčasnosti vyskytujú na menej ako polovici k.ú. obce Dobrá Niva. Ich druhové zloženie je napriek tomu pomerne dobre zachované, a to najmä preto, že v nich dominuje buk lesný, ktorý vytvára špecifické mikroklimatické, najmä svetelné podmienky. Nedostatok svetla vytvára bariéru, ktorá výrazne obmedzuje možnosť prieniku alochónnych druhov z otvorenej poľnohospodárskej krajiny.

Pri klasifikácii reálnej vegetácie územia je potrebné zohľadňovať tak pôvod taxónov (autochtónnosť, či alochtónnosť vo vzťahu k územiu krajiny), ale aj vzťah taxónu k segmentom prírodnej (záverečnej, klimaxovej) fytoocenózy, t.j. či ide o taxón prírodnej fytoocenózy vlastný, alebo cudzí. V tomto zmysle možno za apofyty považovať len tie taxóny, ktoré prenikli do segmentov trvalých ekologických podmienok prírodných geobiocenóz, v ktorých sa pôvodne nenachádzali. Uvedený prístup umožňuje objektívnejšie diferencovať taxóny vegetácie na prírodné, prirodzené, čiastočne neprirodzené a neprirodzené.

POĎAKOVANIE

Táto práca bola podporovaná Vedeckou grantovou agentúrou MŠVVŠ SR a SAV Vega (GP 2/0027/13).

LITERATÚRA

- BÁNOVSKÝ, A. 2012. Územný plán obce Dobrá Niva. Zadanie. Obstarávateľ: Obec Dobrá Niva. 2012. 39 s.
- DOSTÁL, J. 1989. Nová květena ČSSR 1, 2. Vydání I. Praha: Academia. 1989, , 1563 s.
- FIRBAS, F. 1949. Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der alpen, 1.ed. Jena: Verlag Gustav Fischer. 1949, 480 s.
- FUTÁK, J. 1984. Fytogeografické členenie Slovenska. In: BERTOVI, L. (ed.), Flóra Slovenska IV/1. Bratislava: Veda, . 1984, 432 s.
- KOLÉNY, M., BARKA, I. 2002. Fytogeografické členenie Európy, Mapa 1 : 20 000 000. In: MIKLÓS, L. (ed.), Atlas krajiny SR. Bratislava & Banská Bystrica: MŽP SR & SAŽP, s. 112.
- KRIPPEL, E. 1986. Postglaciálny vývoj vegetácie Slovenska. Bratislava: Veda. 1986, 312 s.
- KUKLA, J. 1993. The direct determination of the geobiocen edaphic-trophic orders and interorders. In: Ekológia (Bratislava), roč. 12, 1993, s. 373-385.

- MARHOLD, K., HINDÁK, F. (eds.) 1998. Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Bratislava: Veda. 1998, 688 s.
- MPRV SR, NLC ZVOLEN 2013. Národný program využitia potenciálu dreva Slovenskej republiky. Zvolen: MPRV SR & NLC. 2013, 46 s.
- PLESNÍK P. 2002. Fytogeograficko-vegetačné členenie.. In: MIKLÓS, L. (ed.), Atlas krajiny SR. Bratislava & Banská Bystrica: MŽP SR & SAŽP, s. 113.
- TACHTADŽJAN, A. L. 1978. Florističeskije oblasti Zemlji. Leningrad: NAUKA. 1978, 246 s.
- ZLATNÍK, A. 1959. Přehled slovenských lešů podle skupin lesních typů. Brno: LF VŠZ. 1959, 195 s.
- ZLATNÍK, A. 1976a. Lesnická fytocenologie. Praha: SZN, 495 s.
- ZLATNÍK, A. 1976b. Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinných v ČSSR. [Předběžné sdělení]. In: Zprávy Geografického ústavu ČSAV Brno, roč. XIII, 1976, s. 55-63.

Adresa autorov

Ing. Ján Kukla, CSc. – Ústav ekológie lesa SAV, Štúrova 2, 96053 Zvolen, tel.: 045-52411135,
e-mail: kukla@savzv.sk;

Ing. Margita Kuklová, CSc. – Ústav ekológie lesa SAV, Štúrova 2, 96053 Zvolen, tel.: 045-52411136,
e-mail: kuklova@savzv.sk.