



**ACTA
FACULTATIS
FORESTALIS
ZVOLEN**

**60
1/2018**

TECHNICKÁ UNIVERZITA VO ZVOLENE

Vedecký redaktor / Executive editor:
doc. Dr. Mgr. Jaroslav Ďurkovič

Výkonný redaktor / Managing editor:
Ing. Martin Lieskovský, PhD.

Predsedajúci redakčnej rady / Editor in Chief:
prof. Dr. Ing. Viliam Pichler

Redakčná rada / Editorial board:
doc. Ing. Marek Fabrika, PhD.
prof. Ing. Peter Garaj, CSc.
prof. Ing. Iveta Hajdúchová, PhD.
prof. Ing. Matúš Jakubis, PhD.
prof. Ing. Valéria Messingerová, CSc.
doc. Ing. Karol Ujházy, PhD.
prof. Ing. Milan Saniga, DrSc.
prof. Ing. Jaroslav Škvarenina, CSc.

ACTA FACULTATIS FORESTALIS ZVOLEN 60 1/2018

Vydala Technická univerzita, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, IČO 00397440

Vydanie I. – december 2018

Rozsah 55 strán, AH, VH

Náklad 100 výtlačkov

Tlač a grafická úprava: Vydavateľstvo TU vo Zvolene

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou

Vydanie publikácie schválené Edičnou radou TU vo Zvolene dňa 30. 1. 2018, číslo EP
27/2018

Za vedeckú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori a recenzenti. Periodikum s periodicitou dvakrát ročne. Evidenčné číslo 3861/09

© Technická univerzita vo Zvolene
ISSN 0231-5785

Všetky práva vyhradené. Nijaká časť textu ani ilustrácie nemôžu byť použité na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa.

OBSAH – CONTENTS – INHALT

Martin Belko: Growth response of bareroot and containergrown seedlings of norway spruce (<i>picea abies</i> [L.] Karst.) And european beech (<i>fagus sylvatica</i> [L.]) To application of control-released fertilizer in conditions of windthrow area in Javorie MTS.	7
Jozef Rozkošný – Juraj Galko – Milan Kodrík: Inovácia ochranných metód proti podkôrnikovi dubovému (<i>scolytus intricatus</i> RATZ.)	23
Martin Zápotocký: PPGIS as a tool for support of forest tourism management: a case study for the territory of the low tatras	43

GROWTH RESPONSE OF BAREROOT AND CONTAINERGROWN SEEDLINGS OF NORWAY SPRUCE (*PICEA ABIES* [L.] KARST.) AND EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* [L.]) TO APPLICATION OF CONTROL-RELEASED FERTILIZER IN CONDITIONS OF WINDTHROW AREA IN JAVORIE MTS.

Martin BELKO

BELKO, M.: Growth response of bareroot and containergrown seedlings of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) to application of control-released fertilizer in conditions of windthrow area in Javorie Mts. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen

Abstract Rapid establishment of forest tree seedlings on disturbed and degraded sites (windthrow areas and extensive clearings) can ensure effective restoration of forests and maintain forest ecosystem services. Promotion of seedling establishment and recovery of ecosystem functions on restored sites, can be achieved by application of fertilizers. In contrast to conventional fertilization techniques, controlled-release fertilizers (CRF) offer an alternative, that may provide plants with enhanced mineral nutrition, for extended periods. Stocktype cultural practices applied in growing bareroot (BR), and typical container (CR) growing systems can create assumptions for differences in root development patterns, and nutrient uptake of these two stock types. We assessed Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) BR and CR seedling growth on windthrow area in the Javorie Mts. in response to control-released fertilizer (duration of nutrient release: 24 months, content: NPK plus other macronutrients) application (30 g per seedling⁻¹, untreated seedlings served as control) three years after outplanting. No effect on seedling survival occurred. BR seedlings of both tree species fertilized with CRF reached higher values of growth (GLD, H, LSL) and weight parameters (than control). In case of European beech these differences were statistically significant (GLD, H, LSL). Growth parameters of CR planting stock of both tree species were not affected by CRF application. Higher nutrient concentrations in assimilatory organs of seedlings treated by CRF application especially P, K, Mg were recorded for BR planting stock of both tree species. Application of CRF did not affect the vitality status of ectomycorrhizae or abundance of root tips, localised on fine lateral roots of BR and CR seedlings of both tree species three years after outplanting. Our results suggest higher susceptibility of BR planting stock, especially more nutrient demand European beech, to CRF application in conditions of windthrow area with intense vegetative competition.

Keywords: Stock type, Control-released fertilizer, Outplanting, Ectomycorrhiza, Windthrow area

INTRODUCTION

Consequences of current climate change (extreme weather events such as droughts, torrential rain and storms, activation of biological pests) (BALLESTER et

al. 2010) together with results of inappropriately applied silvicultural system (even aged stands, monocultures etc.) seriously influenced ecological stability and integrity of forest ecosystems in Central Europe during last decades (HLÁSNY et al. 2011). Rapid establishment of forest tree seedlings on these disturbed and degraded sites, can ensure effective restoration of forests and maintain forest ecosystem services. Changes in soil properties (water, climate regime), competition from weeds, and animal browse are key factors, that may limit early establishment success of newly outplanted seedlings on windthrow areas and extensive clearings (TUČEKOVÁ 2013, MARTIN, BALTZINGER 2002, RAMSEY et al. 2001). These biotic and abiotic stresses impair basic plant physiological processes such as CO₂ assimilation, respiration, translocation, and synthesis of sugars, proteins, and nucleic acids, which may restrict the ability of seedlings to establish on a site and lead to slow growth and/or mortality (SALIFU et al. 2009; GROSSNICKLE 2012).

Field fertilization may promote seedling establishment and recovery of ecosystem functions on restored sites (ROWLAND et al. 2009). Traditional (agronomic) immediately available fertilizers (IAF) release nutrients immediately upon application with generally low rates of fertilizer recovery. In addition, broadcast field fertilization has been shown to stimulate growth and nutrient uptake of competing vegetation more than outplanted seedlings (STAPLES et al. 1999, RAMSEY et al. 2001). Additionally, the rapid release of nutrients immediately following application of IAF creates potential for environmental contamination through leaching. In contrast to conventional fertilization techniques, controlled-release fertilizers (CRF) offer an alternative, that may provide plants with enhanced mineral nutrition for extended periods. CRF differ from conventional forms of fertilizer (e.g., urea and water-soluble products) in that the majority of nutrients are not available immediately following application, but are released slowly over time, with release rates ranging from about 3–18 months. Thus, a single application of CRF can supply seedlings with enhanced nutrition for up to 2 years (JACOBS et al. 2005), providing a more consistent and sustained flow of nutrients that better coincides with plant development and seedling nutrient demand (DONALD 1991). Additionally, CRF may be applied directly (or immediately adjacent) to the seedling root zone at planting with relatively low risk of root damage (JACOBS, TIMMER 2005). This improves overall fertilizer use efficiency and helps to minimize nutrient leaching (HANGS et al. 2003). CRF primarily vary in terms of their nutrient formulations, estimated product longevities, and mechanisms of nutrient release. Polymer-coated CRF are considered the most technologically advanced form of CRF due to the considerable ability to control product longevity and subsequent efficiency of nutrient delivery. Nutrient release of most polymercoated CRF is determined by the diffusion of water through the semi-permeable membrane (GOERTZ 1993), a process that is accelerated at progressively higher soil temperatures with soil water content having relatively little influence on release (KOCHBA et al. 1990).

Stocktype cultural practices applied in growing bareroot (i.e. under-cutting, box pruning, wrenching, mechanical lifting) and typical container growing systems (i.e. hard wall container sidewalls limit horizontal root extension, and primary laterals growing down-

ward with root air-pruning at the cavity bottom) create assumptions for differences in root architecture of these two stock types even within one tree species (i.e. Norway spruce). Experience with CR seedlings showed, preponderance of root development, that occurs from the bottom portion of the plug (PREISING et al. 1979; GROSSNICKLE 2000). This fact can further influence the soil volume from which seedling obtain nutrients.

Application of CRF at planting has stimulated growth of newly planted forest trees across a variety of ecotypes in North America and Europe (e.g., JACOBS et al. 2005, SZOLTYK 2004, KUBÍČEK 2003, TUČEKOVÁ 2013, BULÍŘ 2005, SLOAN, DOUGLASS 2013). Despite the demonstrated potential to improve efficiency of fertilizer operations on reforestation and afforestation sites, the direct comparisons of interactions between CRF application and seedling stock type (bareroot vs containergrown) remains largely untested in field plantings.

In this contribution, we test the hypothesis, that the CRF addition at plantation establishment will influence Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) bareroot (BR) and containergrown (CR) seedling growth, nutrition content and vitality status of root tips, three years after experimental planting establishment and CRF application, in conditions of windthrow area with intense vegetative competition.

MATERIAL AND METHODS

Study site

The experiment was established in Inner Western Carpathians (Javorie Mts., Central Slovakia, 48°54'12"N, 19°22'73"E), where forest stands, consist predominantly of European beech with admixture of Norway spruce and other tree species, were affected by windthrow in 2013. In our study, tree species composition of mature disrupted stand was European beech (50 %), Norway spruce (45 %) in canopy layer, European hornbeam and European beech in understory. Tree species restotation composition according to the program of forest care was following: European beech (70 %), durmast oak (10%), European hornbeam (10%) and Norway spruce (10%). Typological unit of the site according to Slovak classification is *Querceto-Fagetum*. No competing vegetation was present on the site at the time of harvest, but differing herbaceous (*Calamagrostis sp.*), shrub (*Rubus ideus*, *Rubus hirtus*) and pioneer tree species (birch, sallow, aspen) gradually became abundant the following years. The altitude of the plot is 510 m a.s.l., aspect NE and slope 30%.

The soil of the research plot is loam (40% sand, 40% silt, 20% clay) dystric cambisol according to the World Reference Base for Soil Resources (FAO 2014) classification. The underlying bedrock is mainly composed of acid rock (andesite) weathering products. Soil reaction ($\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$) in study site is acid (varied from 4,73 to 5,19) and soil C/N ratio ranged from 17,3 to 20,4 (Tab.1).

Tab.1: pH and nutrient concentrations (Mean \pm SD) in soil samples ($n = 3$) taken from experimental plot in Javorie Mts. before outplanting (spring 2015)

Tab.1: Priemerné hodnoty (\pm smerodajná odchýlka) pH a celkového obsahu základných makroživín vo vzorkách pôdy ($n = 3$) odobraných z VVP v Javorí pred výsadbou (jar 2015)

pH _{C_{acCl}}	pH _{H₂O}	C (%)	N (%)	C/N	P (mg·kg ⁻¹)	K (mg·kg ⁻¹)	Ca (mg·kg ⁻¹)	Mg (mg·kg ⁻¹)
4,32 \pm 0,27	4,91 \pm 0,25	1,12 \pm 0,56	0,06 \pm 0,03	17,73 \pm 2,48	11,03 \pm 4,10	95,20 \pm 33,90	526,33 \pm 195,48	70,77 \pm 33,91

Mean normal (1980-2010) annual/growing season (January-December/April-September) daily air temperature and precipitation in study site are 7,19/13,65°C and 766/433 mm, respectively (Slovak hydrometeorological institute: Climatological and meteorological information system 2016). Soil temperature (°C) and moisture (%) were measured at the depth of 15 cm, air temperature was measured at a height of 30 cm (seedling top level in time of planting) using Minikin datalogger with in-built sensors (EMS Brno), placed in the middle of the plot. During the third growing season soil temperature at the depth of 15 cm (depth of planting hole bottom) reached the highest values during august (max 19,5°C). Maximal daily soil moisture was compared to the soil moisture content referred to the wilting point (water content at a soil matric potential of -1,5 MPa) (KIRKHAM 2005) for loam soils (HABERLE et al. 2015), in order to detection of drought stress period occurrence. During the third growing season we recorded only 2 longer drought periods (soil moisture content below wilting point longer than 5 days) in june.

Planting stock, treatments and experimental design

Bareroot (BR) and containergrown (CR) seedlings of Norway spruce and European beech were outplanted in spring planting time (april 2015). CR seedlings of both tree species were cultivated in Plantek F plastic trays (Plantek 81F, Lännen Plant Systems - BCC Oy, Säkylä, Finland) filled with peat-based growing substrate, for one year (1+0) following a standart nursery protocol used for growing commercial Norway spruce and European beech seedling stock. Four year Norway spruce (2+2), and one year (1+0) European beech BR seedlings were grown in open field beds of small local forest nursery. Accordig to the standart nursery practise, BR Norway spruce seedlings were transplanted after two year period.

We applied to the half of the outplanted seedlings commercial controll-released fertiliser (CRF) Silvamix forte® (ECOLAB, Znojmo, Czech Republic), untreated seedlings served as control. CRF was applied in form of tablets (3 tablets per seedling, weight of 1 tablet:10g) putted into the holes localised within a 10 cm distance of seedling stem, two weeks after outplanting. CRF Silvamix forte is urea formaldehyde, potassium magnesium phosphate fertiliser containing 17,5% N, 17,5% P (P₂O₅), 10,5% (K₂O), 9% Mg (MgO) and has got neutral to slightly alkaline reaction. Duration of nutrient leaching according to the manufacturer: 24 months.

The experiment was established in a complete randomized block design with three blocks (replications). Fifty seedlings of each tree species, stock type (CR, BR) and com-

pared treatments (Control, CRF Silvamix forte) were planted into the holes, regularly placed in square spacing (1,4 x 1,4 m), in each of three replications (blocks), 600 seedlings in total.

Post planting care included mechanical removing of competing vegetation and non-required shrubs by scrub cutter on lines (lines between seedlings) and application of chemical repellent, to prevent game damage, on leading sprout, buds and lateral branches at the first node of each seedling.

Survival, seedling measurements and sampling

Seedling survival rate was expressed as percentage (%) of the living individual number from the total number of outplanted seedlings. Total height (H) (cm), leading sprout lenght (LSL) (cm) and ground level diameter (GLD) (mm) were measured in fall 2017 only on undamaged seedlings.

For both tree species, three seedlings per treatment and block (24 seedlings in total), were collected at the end of growing season for destructive sampling and transferred to the laboratory for biomass measurements. Harvested seedlings were separated into needle, stem branches and roots. Each type of plant tissue was oven dried at 65°C for 48h to determine dry mass with precision balance (KERN, Balingen, Germany).

Assesement of root tip frequency, vitality and ectomycorrhizal colonization of root tips

Before oven dried, root system of each seedling was separated from the soil, under a gentle water jet, using a sieve to collect any root fragments detached from the system. We sample three 3 cm long sections (parts) of the fine lateral roots (diameter <1 mm) from top, middle, and bottom part of every root system (27 cm of lateral roots in total per 1 seedling). Subsequently, root tips on each root segment were counted under a dissecting microscope (Zeiss, Stemi, Gottingen, Germany). All fine roots were oven dried (85°C for 24 h) and weighed to the nearest 0,1 mg. Root tip frequency was than expressed as the number of root tips per 1 mg of dry mass of sampled lateral roots (RTF, tips.mg⁻¹). Root tips were simultaneously classified into two categories: active mycorrhizae (ActM) or non-active mycorrhizae (NactM). Tips lighter in colour, with a smooth surface, lacking radical hair, with high turgor pressure and developed hyphae sheathes were classified as active mycorrhizae. Darker, wrinkled tips with markedly less turgor pressure and without hyphae sheathes were classified as non-active mycorrhizae (PEŠKOVÁ et al. 2015). The relative proportion of active mycorrhizae (% ActM) was calculated as number of active ectomycorrhizae root tips from the total nuber of root tips observed on sample of lateral roots assign to each seedling.

Foliar and soil chemical analysis

In 2016 foliar and soil subsamples were collected at the end of growing season. Foliar subsamples were collected from the upper one-third of four to five randomly chosen seedlings, soil subsamples were obtained from soil removed from harvested seedlings. Foliar and soil subsamples from one treatment were mixed, to create a composite foliar and soil sample represent each treatment.

To characterize the soil surface chemical properties of planting site, we collected 5 random soil samples from the depth 15 cm across each replication, and one mixed sample per replication was pooled and analyzed. Foliar and soil samples were air-dried to constant mass, and submitted to National Forest Institute (Zvolen IN, Slovakia) for nutrient analysis.

Total plant C and N were determined by dry combustion (900-1250 °C) and subsequent oxidation-reduction reactions in a CN analyzer FLASH EA 1112. Concentrations of other elements (K, Ca, Mg and P) were estimated by inductively coupled plasma atomic absorption spectrometer (Thermo iCE 3000) and spectrophotometrically (PHARO 300) from the HNO₃ extract by the ammonium molybdate method. The same methods were used for substrate analysis, except for the preparation of extracting solution by Mehlich method before P, K, Ca and Mg detection by ICP-AES. The pH was determined electrometrically in a 1 substrate : 10 water suspension.

Statistical analysis

Norway spruce and European beech data for CR and BR seedlings were analyzed separately, with each species and stock type constituting a separate experiment. One way Analysis of variance (ANOVA) was used to evaluate the effect of CRF Silvamix forte on seedling total height (H) (cm), leading sprout length (LSL) (cm), ground level diameter (GLD), seedling dry mass, root tip frequency (RTF) and relative proportion of active mycorrhizae (ActM) data (randomizes complete block design). Prior to analysis, the variables were examined for normality using Shapiro-Wilk test (STATISTICA 12.0 StatSoft, Inc., Tulsa USA). When the ANOVA results showed a significant effect, the Tukey test was carried out for multiple comparisons between treatments ($p \leq 0,05$). ANOVA statistical analyses were performed using SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

Results

No significant differences were recorded in seedling growth among treatments within a given stock type and tree species after the first growing season (REPÁČ et al. 2017). Results presented in this contribution describe the situation after the third growing season. Mean values of growth and weight parameters after the first growing season are expressed as white horizontal bars in presented figures.

Norway spruce seedling survival, growth, and foliar nutrition in response to fertilization

Averaged across all treatments, Norway spruce seedling survival was 68% in case of bareroot and 64% for containergrown stock type after the third growing season (data not shown). Highest losses were recorded after the first growing season. After the third growing season BR and CR seedlings with added CRF Silvamix forte were higher (Fig.1) and produce longer leading sprout (Fig.2), but ANOVA did not confirm these differences as statistically significant (Tab.2). The situation was similar also in previous growing seasons (REPAČ et al. 2017). Norway spruce ground level diameter also did not respond statistically significant to fertilization (Tab.2), however, both stock types treated by CRF fertilizer reached larger RCD (Fig.1). We can see, that differences between control seedlings and seedlings with added CRF were larger in case of BR stock type. Statistically significant difference ($p=0,0324$) (Tab.2) in weight of aboveground part for BR seedlings (Fig. 3) could also confirm a more powerful effect of CRF Silvamix application for this stock type.

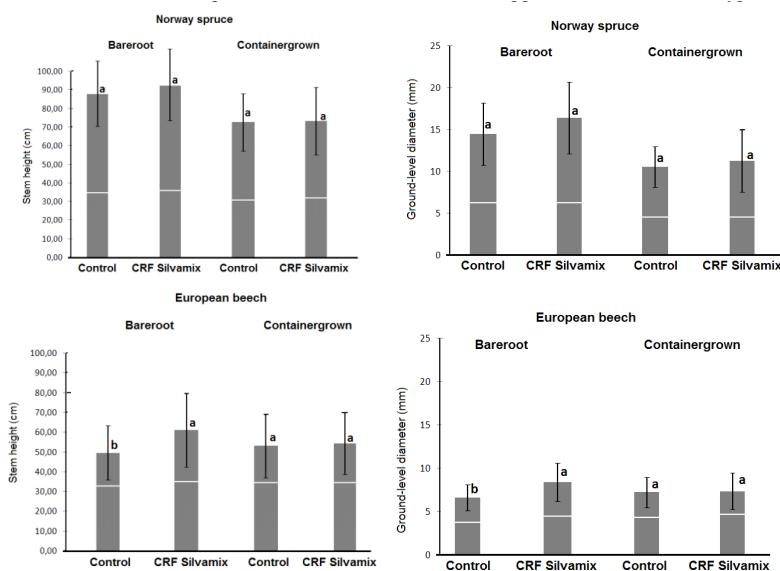


Fig. 1: Norway spruce and European beech BR and CR seedling ground level diameter (right) and stem height (left) (Mean \pm SD) after the third growing season. Means marked with the same letter within a given stock type and tree species did not differ significantly ($p = 0.05$). White horizontal bars represent mean values of ground level diameter and stem height after the first growing season

Obr. 1: Priemerná (\pm smerodajná odchýlka) hrúbka (vpravo) a výška (vľavo) VK a KK sadeníc smreka obyčajného a buka lesného tri roky po výsadbe na ploche v Javorí. Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom v rámci rovnakého typu sadbového materiálu nie je štatisticky významný rozdiel ($p=0,05$). Biele vodorovné úsečky reprezentujú priemerné hodnoty výšky resp. hrúbky po prvom roku.

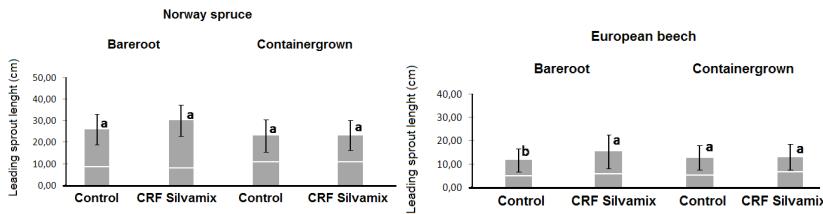


Fig.2: Norway spruce and European beech BR and CR seedling leading sprout lenght (LSL), (Mean \pm SD) after the third growing season. Means marked with the same letter within a given stock type of each tree species did not differ significantly ($p=0.05$). White horizontal bars represent mean values of LSL after the first growing season

Obr. 2: Priemerný prírastok (\pm smerodajná odchýlka) VK a KK sadeníc smreka obyčajného a buka lesného tri roky po výsadbe na ploche v Javorí. Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom v rámci rovnakého typu sadbového materiálu nie je štatisticky významný rozdiel ($p=0,05$). Biele vodorovné úsečky reprezentujú priemerné hodnoty prírastku po prvom roku.

Tab.2: ANOVA results for seedling morphological parameters (GLD, H, LSL), weight parameters, root tip frequency (RTF) and vitality status of ectomycorrhizal root tips after the third growing season

Tab.2: Výsledky analýzy variancie pre porovnávané veličiny: rastové parametre, hmotnostné parametre a parametre jemných korienkov (počet koreňových špičiek na mg^{-1} , vitalita)

Tree species	Stock type	Morphological parameters			Weight parameters and root tip frequency			Vitality status of ectomycorrhizal root tips		
		Ground level diameter (GLD)	Height (H)	Leading sprout lenght (LSL)	Root system	Stem	Aboveground part	Root tip frequency (RTF)	Relative proportion of active mycorrhizal root tips	Relative proportion of non-active mycorrhizal root tips (ActM)
Norway spruce	BR	F = 9,25 p = 0,0932	F = 1,56 p = 0,3883	F = 3,42 p = 0,2055	F = 4,37 p = 0,1717	F = 3,83 p = 0,1894	F = 29,41 p = 0,0324	F = 3,09 p = 0,2207	F = 0,37 p = 0,7748	F = 0,55 p = 0,6675
	F = 2,22	F = 0,26	F = 0,07	F = 0,00	F = 1,25	F = 0,21	F = 0,10	F = 1,91	F = 1,91	
	CR	p = 0,2749	p = 0,6610	p = 0,8202	p = 0,9796	p = 0,3804	p = 0,6930	p = 0,7836	p = 0,2297	p = 0,2297
European beech	BR	F = 68,1 p = 0,0144	F = 50,10 p = 0,0194	F = 18,79 p = 0,0493	F = 0,96 p = 0,4307	F = / p = 0,1213	F = 6,77 p = 0,3855	F = 1,21 p = 0,9306	F = 0,14 p = 0,9306	F = 0,14 p = 0,9306
	F = 0,01	F = 0,01	F = 0,75	F = 0,01	F = / p = 0,77	F = 0,36 p = 0,6081	F = 0,36 p = 0,6619	F = 0,56 p = 0,6619	F = 0,56 p = 0,6619	
	CR	p = 0,9227	p = 0,9174	p = 0,4784	p = 0,9431	p = / p = 0,4728				

Diferencies in total weight of root systems of harvested seedlings can be influenced by the quality of handling in proces of seedling lifting.

We recorded increased foliar concentrations of selected macronutrients especially P, K, Mg in both types of planting material (Tab.3) for treatments with added fertilizer. Foliar nutrient concentrations were in case of both stock types within or slightly above limits reported by BMELF (1996). Also chemical analysis of soil samples obtained from harvested BR Norway spruce seedlings confirmed increased content of P, K, Mg (Tab.5).

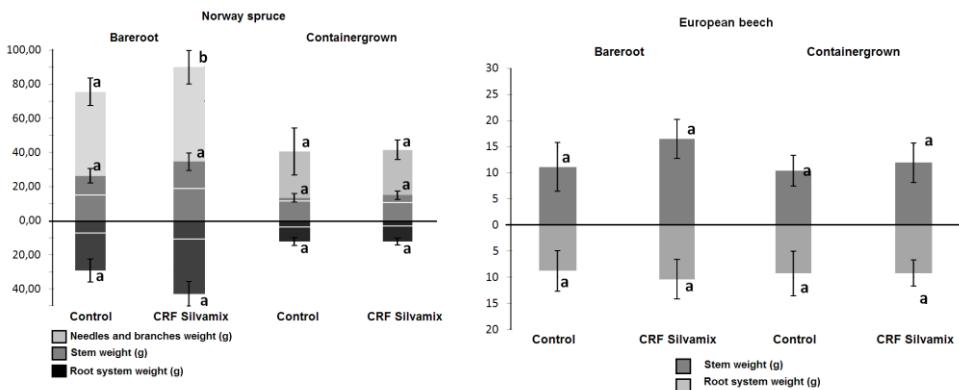


Fig. 3: Norway spruce and European beech BR and CR seedling weight parameters (root system, stem, aboveground part), (Mean \pm SD) after the third growing season. Means marked with the same letter within a given stock type of each tree species did not differ significantly ($p=0.05$). White horizontal bars represent mean values of weight parameters after the first growing season (weight parameters of European beech seedlings were not analysed after the first growing season).

Obr. 3: Priemerné hodnoty hmotnostných parametrov (\pm smerodajná odchýlka) VK a KK sadeníc smreka obyčajného a buka lesného tri roky po výsadbe na ploche v Javorí. Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom v rámci rovnakého typu sadbového materiálu nie je štatisticky významný rozdiel ($p=0.05$). Biele vodorovné úsečky reprezentujú priemerné hodnoty hmotnostných parametrov po prvom roku (hmotnostné parametre sadeníc buka lesného neboli po prvom roku hodnotené).

European beech seedling survival, growth, and foliar nutrition in response to fertilization

Overall european beech seedling survival was 53 % for bareroot and 49 % for containergrown stock type after the third growing season (data not shown). For BR seedlings, height ($p=0.0194$), leading sprout lenght ($p=0.0493$) and ground level diameter ($p=0.0144$) (Tab.2) were statistically significant affected by application of CRF Silvamix forte (Fig.1, Fig.2). Fertilized BR seedlings outperformed unfertilized seedlings also in second growing season. In the first growing season, ANOVA did not interpret slight differences as statistically significant (REPÁČ et al. 2017). For CR seedlings application of CRF Silvamix forte did not statistically significant influenced growth (H, LSL, GLD) or weight parameters (Tab.2). We also recorded increased foliar concentrations of all macro-nutrients especially P, K, Mg in both types of planting material for treatments with added fertilizer (Tab.3). Foliar nutrient concentrations were in case of both stock types within or slightly above limits reported by BMELF (1996).

Tab. 3: Chemical analysis of Norway spruce and European beech BR and CR seedling assimilatory organs two years after planting on the plot in Javorie Mts.

Tab. 3: Chemická analýza asimilačného aparátu VK a KK sadeníc smreka obyčajného a buka lesného dva roky po výsadbe na ploche v Javorí

Stock type	Treatment	Total N (%)	P (mg.g ⁻¹)	K (mg.g ⁻¹)	Ca (mg.g ⁻¹)	Mg (mg.g ⁻¹)
		Norway spruce				
BR	Control	2,01	2 210	8 450	7 680	1 130
	CRF Silvamix forte	2,18	2 940	8 530	7 880	1 220
CR	Control	2,08	2 200	9 260	7 150	1 080
	CRF Silvamix forte	2,13	2 530	9 420	7 180	1 190
BMELF (optimal intervals of selected nutrient concentraton)		1,35	1 300	5 000	3 500	1 000
		1,7	2 500	12 000	8 000	2 500
European beech						
BR	Control	1,79	1 560	6 640	10 000	1 180
	CRF Silvamix forte	1,86	2 370	7 170	10 100	1 380
CR	Control	1,65	1 700	6 230	10 500	1 350
	CRF Silvamix forte	1,8	1 990	6 570	10 500	1 470
BMELF (optimal intervals of selected nutrient concentraton)		1,8	1 000	5 000	4 000	700
		2,5	1 700	7 500	8 500	1 400

Tab. 4: Relative proportion of active and non – active mycorrhizal root tips, root tip frequency of Norway spruce and European beech BR and CR seedlings (Mean ± SD) three years after planting on the plot in Javorie Mts. Means marked with the same letter within a given stock type of each tree species did not differ significantly (p=0,05).

Tab. 4: Priemerné hodnoty podielu (± smerodajná odchýlka) aktívnych a neaktívnych mykorizných zakončení, frekvencie mykorizných zakončení VK a KK sadeníc smreka obyčajného a buka lesného tri roky po výsadbe na ploche v Javorí. Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom v rámci rovnakého typu sadbového materiálu nie je štatisticky významný rozdiel (p = 0,05)

Stock type	Treatment	Active	Non-active	Root tip frequency (RTF) (tips.mg ⁻¹)
		mycorrhizae (ActM) (%)	mycorrhizae (ActM) (%)	
Norway spruce				
BR	Control	86,28±5,72a	13,82±5,88a	7,86±1,21a
	CRF Silvamix forte	84,62±4,49a	15,37±4,49a	9,19±1,23a
CR	Control	81,73±6,31a	18,26±6,31a	11,10±1,50a
	CRF Silvamix forte	86,98±6,56a	13,01±6,55a	11,34±2,54a
European beech				
BR	Control	83,91±5,96a	16,08±5,96a	29,34±4,35a
	CRF Silvamix forte	85,13±5,31a	14,87±5,31a	29,85±2,62a
CR	Control	83,66±6,57a	16,33±6,57a	28,51±3,41a
	CRF Silvamix forte	84,14±5,65a	15,85±5,63a	29,07±3,10a

Response of root tip frequency, vitality and ectomycorhizal colonization of root tips to CRF application

In Norway spruce plots, root tip frequency (tips.mg⁻¹) and vitality of ectomycorrhizae were not influenced by fertilization treatment (Tab.4). Average root tip frequency during the third growing season varied from 7,86 tips.mg⁻¹ to 11,34 tips.mg⁻¹. Also active

mycorhizae expressed as ratio from total number of root tips in sample, was relatively high for both stock types (BR 85,45%; CR 84,35% resp.) and treatments. Also for European beech plots, root tip frequency (tips.mg⁻¹) and vitality of ectomycorrhizae were not influenced by fertilization treatment (Tab.4). Average root tip frequency is in case of European beech higher than Norway spruce and varied from 28,51 tips.mg⁻¹ to 29,85 tips.mg⁻¹ after the third growing season. Similarly the proportion of active mycorhizae expressed as ratio from total number of root tips in sample, was relatively high for both stock types (BR 84,52%; CR 83,9% resp.) and treatments.

Tab. 5: Soil pH and nutrient concentrations in soil samples obtained from harvested Norway spruce seedlings two years after planting on the plot in Javorie Mts.

Tab. 5: Rozsahy hodnôt pH a celkového obsahu základných makroživín vo vzorkách pôdy odobraných z vyzdvihnutých sadeníc smreka obyčajného na ploche v Javorí dva roky po výsadbe

Stock type	Treatment	p _{H2O}	C (%)	N (%)	C/N	P (mg.g ⁻¹)	K (mg.g ⁻¹)	Ca (mg.g ⁻¹)	Mg (mg.g ⁻¹)
BR	Control	5,24	4,49	0,21	21	9,42	171	751	77
	CRF Silvamix forte	5,42	4,66	0,20	23	25,7	251	576	220
CR	Control	5,63	4,84	0,21	23	68,9	229	854	147
	CRF Silvamix forte	5,45	4,76	0,24	19	45,7	133	846	132

DISCUSSION

Low survival rates especially in case of European beech three years after experimental plantation establishment, are predominantly consequences of high ungulate density and competition vegetation on the site. MARTIN, BALTZINGER (2002) reported similar experience with hardwood plantation establishment in the eastern USA. Our study results suggest, that application of CRF at outplanting can enhance site conditions and stimulate growth of bareroot, especially more nutrient demand, European beech (BMELF 1996) seedlings. The application of CRF stimulated growth of different tree species across variety of conditions (JACOBS et al. 2005, SZOLTYK 2004, KUBÍČEK 2003, TUČEKOVÁ 2013). Positive effect of CRF application has been reported especially on nutrient demand sites such as localities, that were in process of mine reclamation (BULÍŘ 2005, SLOAN, DOUGLASS 2013). SLOAN, DOUGLASS (2013) recorded higher growth parameters of CR white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) and aspen (*Populus tremuloides* Michx.) seedling in a post-mining boreal site after CRF application into a hole at 15 cm depth in the soil 5–7 cm uphill from the target seedling. JACOBS et al. (2005) observed significant increase in height and RCD growth of hardwood tree species from the 60 g.seedling⁻¹ rate of CRF Osmocote relative to controls. Dose rate of CRF applied in our experiment (30 g.seedling⁻¹) can be probably the reason of low seedling growth response. However, ŠTOFKO (2010), who studied reaction of conifer tree species (Norway spruce, European larch) outplanted in Nízke Tatry Mts. to application of commercial CRF, reported no effect of CRF application (50 g.seedling⁻¹) in case of Norway spruce.

Different root architecture as a consequence of stocktype cultural practices applied in growing bareroot and typical container growing systems, can affect subsequent field site root development patterns (GROSSNICKLE, EL-KASSABY 2016). GROSSNICKLE (2000) reported, that roots of containergrown seedlings initially develop outward from all areas of the container plug, although the preponderance of root development occurs from the bottom portion of the plug. In our study, the main part of the harvested seedling root systems of CR seedlings, during the first two years after outplanting, was concentrated still in the space of the root plug (REPÁČ et al. 2017). Root plug can act as a source of nutrient reserves, so the seedling have no need to develop new roots out of the growing substrate during the first years after outplanting. Work of QUORESCHI, TIMMER (2000) demonstrated, that media surrounding root systems of container seedlings contributed as much as 22, 17 and 34% in increased N, P and K uptake, respectively, and increased seedling growth compared to barerooted seedlings (i.e. container seedling with plug media removed) one season after outplanting. In our experiment after the first growing season CR seedlings of both tree species had higher levels of macronutrients compared to BR (REPÁČ et al. 2017). In addition, root systems of bareroot seedlings overrooted larger amount of the soil and they developed also in horizontal direction. According to the description of CRF Silvamix manufacturer, the main dose of the nutrients is leached out during the first two years after the application. Similarly FAN et al. (2002) reported a range of 39–86% of total nutrients released from four CRF types, ranging in estimated release duration from 9–15 months, during the first growing season on a site in northern Idaho. SLOAN, DOUGLASS (2013) who applied CRF Osmocote in their experiment observed, that about 50% of nutrients in CRF prills were released during the first growing season, with the remaining 50% potentially available for plant uptake in the subsequent growing season. Thus, no or very slightly response of CR seedlings of both tree species to CRF application in our experiment can be caused by delayed root achievement of surrounding soil, that was affected by CRF application (tablets were applied within a 10 cm distance of seedling stem).

We did not record any negative effect of CRF application on vitality status of assessed ectomycorrhizae or their abundance. Across all treatments the ratio of active ectomycorrhizal root tips ranged from 81,73% to 86,98. However, several studies reported also negative effect of fertilization on seedling survival (VAN DEN DRIESSCHE et al. 2003). Negative effect of fertilizer application on seedling development can be connected with increased soil solution nutrient ion concentrations, that affect soil water availability, usually in case of overdoses (JACOBS, TIMMER 2005, JACOBS et al. 2004). PEŠKOVÁ et al. (2015) recorded higher proportion of non-active mycorrhizae on fine root samples of Norway spruce under simulated drought conditions. The absence of any negative effects of fertilization on seedling survival or growth indicates, that fertilizer application rate used in this study was outside the range of the toxicity.

CONCLUSION

Our study results suggest that CRF may offer a way to improve early growth of European beech BR seedlings. Higher nutrient content in soil samples obtained from harvested Norway spruce seedlings as well as different root development patterns of seedling stock types may explain differences in growth response of seedling planting material to CRF application. However, low survival rates of outplanted seedlings recorded in our trial show, that fertilizer addition in the absence of additional silvicultural treatments may not elicit a positive response in seedling plantations. Rather, it is likely that a multifaceted approach, in which several management strategies work together to produce a desired field response, is needed to enhance plantation establishment success. Further research should examine the interactions among different tree species, seedling stock type, different ways of CRF application and rates of CRF doses, under different soil conditions.

References

- BALLESTER, J., RODÓ, X., GIORGI, F. 2010: Future changes in Central Europe heat waves expected to mostly follow mean warming. *Clim Dyn*, 35: 1191–1205.
- BMELF. 1996: Deutscher Waldbodenbericht 1996, vol 1. Bundesministerium f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Bonn.
- BULÍŘ, P. 2005: Impact of soil conditioners on the growth of European ash (*Fraxinus excelsior* L.) on dumps. *Journal of Forest Science*, 51: 392–402.
- DONALD, D.,G.,M. 1991: Nursery fertilization of conifer planting stock. In: van den Driessche R (ed) Mineral nutrition of conifer seedlings. CRC Press, Boca Raton, s.135–167.
- FAN,Z., MOOR,J.,A.,SHAFII,B., OSBORNE, H.,L. 2002: Three-year response of ponderosa pine seedlings to controlled-release fertilizer applied at planting. *West J Appl For*, 3: 154–164.
- FAO (IUSS Working Group WRB) 2014: World reference base for soil resources. World soil resources reports. Rome, FAO, 103s.
- GOERTZ,H.,M. 1993: Controlled release technology. In: Howe-Grant M (ed) Encyclopedia of chemical technology, 4th edn. New York, Wiley, 254–274.
- GROSSNICKLE,S.,C. 2000: Ecophysiology of northern spruce species: the performance of planted seedlings. Ottawa, NRC Research Press, 200 s.
- GROSSNICKLE, S.,C. 2012: Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New For* 43: 711–738.
- GROSSNICKLE, S.,C., EL-KASSABY, A.,Y. 2016: Bareroot versus container stocktypes: a performance comparison. *New For*, 47: 1–51.
- HABERLE, J., V.VLČEK, V., KOHOUT, M., STŘEDA, T., DOSTÁL, J., SVOBODA, P. 2015: Bilance a určení dostupné zásoby vody v kořenové zóně plodin METODIKA PRO PRAXI. Praha – Ruzyně: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 36 s.
- HANGS,R.,D., KNIGHT,J.,D., VAN REES, K.,C.,J. 2003: Nitrogen accumulation by conifer seedlings and competitor species from 15 nitrogen-labeled controlled-release fertilizer. *Soil Sci Soc Am J*, 67: 300–308.
- HLÁSNY, T., BARCZA, Z., FABRIKA, M., BALÁZS, B., CHURKINA, G., PAJTÍK, J., SEDMÁK, R., TURČÁNI, M. 2011: Climate change impacts on growth and carbon balance of forests in Central Europe. *Climate Research*, 47: 219–236.
- JACOBS,D.,F., ROSE,R., HAASE,D.,L., ALZUGARAY,P.,Y. 2004: Fertilization at planting impairs root system development and drought avoidance of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) seedlings. *Ann For Sci*, 61: 643–651.
- JACOBS, D.,F., TIMMER, V.,R. 2005: Fertilizer-induced changes in rhizosphere electrical conductivity: relation to forest tree seedling root system growth and function. *New For*, 30: 147–166.

- JACOBS, D.F., SALIFU, K.F., SEIFERT, J., R. 2005: Growth and nutritional response of hardwood seedlings to controlled-release fertilization at outplanting. *For Ecol Manage*, 214: 28–39.

KIRKHAM, M., B. 2005: Principles of soil and plant water relations. Boston: Elsevier Academic Press. 500 s

KOCHBA, M., GAMBASH, S., AYNIMELECH, Y. 1990: Studies on slow release fertilizers. Effects of temperature, moisture, and water vapour pressure. *Soil Sci*, 149: 339–343.

KUBÍČEK, J. 2003: Dílčí výsledky pokusu s tabletovanými hnojivy. [In:] Využití chemické meliorace v lesním hospodářství: sborník ze semináře, Kostelec nad Černými lesy 18. února 2003. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 66–71.

MARTIN, J.L., BALTZINGER, L.C. 2002: Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. *Can J For Res*, 32: 1254–1264.

PEŠKOVÁ, P., LORENC, F., MODLINGER, V., POKORNÁ, V. 2015: Impact of drought and stand edge on mycorrhizal density on the fine roots of Norway spruce. *Annals of Forest Research*, 58: 245–257.

PREISING, C., L., CARLSON, W., C., PROMNITZ, L.C. 1979: Comparative root system morphologies of seed-in-place, bareroot, and containerized Douglas-fir seedlings after outplanting. *Can J For Res*, 9: 399–405.

QUORESCHI, A., M., TIMMER, V., R. 2000: Growth, nutrient dynamics and ectomycorrhizal development of container-grown *Picea mariana* seedlings in response to exponential nutrient loading. *Can J For Res*, 30: 191–201.

RAMSEY, C., L., JOSE, S., BRECKE, B., J., MERRIT, S. 2001: Growth response of longleaf pine (*Pinus palustris* Mill.) seedlings to fertilization and herbaceous weed control in an old field in southern USA. *For Ecol Manage*, 172: 281–289.

REPÁČ I., SENDECKÝ M., PAROBECOVÁ Z. 2017: Vplyv termínu výsadby a pôdných aditív na vývin výsadby buka lesného a smreka obyčajného na ploche v Javorí po prvom vegetačnom období. In Proceedings of Central European silviculture. Zvolen: 2017, s. 137–142.

ROWLAND S., M., PRESCOTT, C., E., GRAYSTON, S., J., QUIDEAU, S., A., BRADFIELD G., E. 2009: Recreating a functioning forest soil in reclaimed oil sands in northern Alberta: an approach for measuring success in ecological restoration. *J Environ Qual*, 38: 1580–1590.

SALIFU, K., F., JACOBS, D., F., BIRGE, Z., K., D. 2009: Nursery nitrogen loading improves field performance of bareroot oak seedlings planted on abandoned mine lands. *Restor Ecol*, 17: 339–349.

SLOAN, L., J., DOUGLASS, F., J. 2013: Fertilization at planting influences seedling growth and vegetative competition on a post-mining boreal reclamation site. *New Forests*, 44: 687–701.

STAPLES, T., E., VAN REES, K., C., J., VAN KESSEL, C. 1999: Nitrogen competition using ^{15}N between early successional plants and planted white spruce seedlings. *Can J For Res*, 29: 1282–1289.

SZOLTYK, G. 2004: Nawozy wieloskładnikowe o przedłużonym działaniu do rewitalizacji sosnowych i świerkowych upraw leśnych. *Leśne Prace Badawcze*, 2: 21–34.

ŠTOFKO, P. 2010: Effects of slow-release fertilizers of Silvamix and Silvagen line on growth of a young spruce and larch forest plantation three years after application. *Folia Forestalia Polonica series A*, 52: 54–60.

TUČEKOVÁ A. 2013: Porovnanie ujímavosti výsadieb smreka obyčajného v bioskupinách po aplikácii rôznych hnojív v oblasti Nízkych Tatier. In: *Pěstování lesů ve střední Evropě* (M. Baláš a kol. eds.). ČZU Praha, 299–308.

VAN DEN DRIESSCHE, R., RUDE, W., MARTENS, L. 2003: Effect of fertilization and irrigation on growth of aspen (*Populus tremuloides* Michx.) seedlings over three seasons. *For Ecol Manage*, 186: 381–389.

Adresa autora:

Meno: Ing. Martin Belko
Katedra pestovania lesa
Lesnícka fakulta
Technická univerzita vo Zvolene
T.G. Masyryka 24, 960 53 Zvolen
Tel.: 048/ 410 37 35
E-mail: xbelkom2@tuzvo.sk

Rastová odpoveď voľnokorených a krytokorených sadeníc smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.) a buka lesného (*Fagus sylvatica* [L.]) na aplikáciu hnojiva s postupným uvoľňovaním živín v podmienkach kalamitnej plochy v pohorí Javorie.

Zhrnutie

Rýchle zabezpečenie obnovy cieľových drevín v nepriaznivých podmienkach veľkoplošných holín (napr.: kalamitné holiny) zvyšuje efektivitu zalesňovacích prác a pomáha zachovať ekosystémové služby lesa. Urýchlenie zabezpečenia obnovy cieľových drevín a tým aj ekosystémových služieb lesa je možné dosiahnuť aj prostredníctvom aplikácie hnojív. V porovnaní s konvenčnými hnojivami, hnojivá s dlhodobým účinkom ponúkajú alternatívu zvýšeného množstva dostupných živín počas dlhšieho obdobia. Postupy používané v procese pestovania rôznych typov sadbového materiálu môžu vytvárať predpoklady pre vznik rozdielov vo vývoji koreňových sústav, ktoré môžu následne ovplyvniť aj príjem živín. Cieľom experimentu bolo zhodnotiť vplyv aplikácie hnojiva s dlhodobým účinkom (doba uvoľňovania živín: 24 mesiacov, obsah: NPK a iné makroživiny, dávka 30g na 1 sadenicu¹) v podmienkach kalamitnej holiny v pohorí Javorie. Aplikované hnojivo nemalo vplyv na prežívanie sadeníc. VK sadenice obidvoch drevín s aplikovaným hnojivom dosiahli vyššie hodnoty rastových a hmotnostných parametrov. V prípade sadeníc buka lesného boli tieto rozdiely štatisticky významné. Rast KK sadeníc obidvoch drevín neboli aplikáciou hnojiva nijako ovplyvnený. Vyšší obsah živín v asimilačnom aparáte prihnojených sadeníc bol zaznamenaný v prípade VK sadbového materiálu obidvoch drevín. Vitalita, rovnako ani početnosť koreňových špičiek nebola ovplyvnená aplikáciou hnojiva. Výsledky nášho experimentu čiastočne poukazujú na vyššiu senzitivitu VK sadeníc v prípade aplikácie hnojiva s postupným uvoľňovaním živín v podmienkach zaburinenej kalamitnej holiny.

INOVÁCIA OCHRANNÝCH METÓD PROTI PODKÔRNIKOVI DUBOVÉMU (*SCOLYTUS INTRICATUS RATZ.*)

Jozef ROZKOŠNÝ – Juraj GALKO – Milan KODRÍK

V dobe dnešných klimatických zmien je nevhodné podceňovať ochranu dubových porastov. Každoročné teplé a suché letá, výsušné vetry, deficit vlahy prajú škodcom, no nie dubovým porastom. Výskum sme začali na LS Duchonka v roku 2015 zakladaním dubových lapákov v počte 10 ks a od Apríla do augusta. Zo stredov lapákov sme neskôr po naletení vyzrezávali vzorky o dĺžke 1 m. Za celý pokus bolo vytvorených 90 ks vzoriek mesačne, z ktorých sa vyhodnocovalo spektrum hmyzu, ktoré vyletelo zo vzoriek, ako aj populačné hustoty podkôrniku. V roku 2017 sme do práce pridali experiment s kanadskými odparníkmi s možným repellentným účinkom na podkôrnika, kde sme vytvorili 20 ks dubových vzoriek, kde 10 bolo s odparníkom a 10 bez. Celková priemerná populačná hustota na dubových vzorkách bola 1,39 m. ch./dm². Celková priemerná dĺžka materských chodieb bola 10,39 mm. Zaujímavý bol odchyt invázneho škodcu *Xylosandrus germanus*.

Kľúčové slová: dubové vzorky, lapák, *Scolytus intricatus*, sieťové eklektory, kanadské odparníky.

1. ÚVOD A CIEL

V minulosti boli dubové porasty brané, ako najodolenejšie voči biotickým, či abiotickým škodlivým činiteľom. Už v 80-tych rokoch sme boli svedkami ohrozenia dubových porastov. Výskyt tracheomikóznych ochorení spolu s ich vektorom podkôrnikom dubovým dokázal, že dubiny na Slovensku sú v ohrození. V týchto rokoch bolo napadenutých takmer 4 000 000 m³ dubovej hmoty. Táto situácia upozornila na zlý stav dubových porastov. Neskôr sa situácia zlepšila pomocou hospodárskych opatrení, no najmä pomocou porastovej hygieny, ktorou dokážeme regulaovať populáciu podkôrnika. Situácia z 80-tych rokov bola začiatkom zhoršovania zdravotného stavu dubín. V 90-tych rokoch sa situácia zlepšila vďaka dobrej porastovej hygiene, no v dnešnej dobe sme svedkami klimatických zmien, ktoré sa nevyhli ani porastom so zastúpením duba. Podkôrnik dubový a tracheomykózy nie sú jedinými faktormi, ktoré ohrozujú dubové porasty. Je to súbor faktorov. V dnešnej dobe sa dostávame do problému so stále znižujúcim sa zastúpením duba. Je to z dôvodu viacerých faktorov, pričom k tomuto trendu prispievajú najmä vysoké stavy raticovej zveri, čoraz teplejšie vegetačné obdobia, vlhkostný deficit, atď. Tieto faktory prajú škodcom, ale nie zlepšovaniu zdravotného stavu dubových porastov. Dub ako drevina s 10,6% zastúpením zo všetkých drevin má najväčšie spektrum škodcov. Už len z tohto pohľadu je chybnej ju zanedbávať. Spolu s klimatickými zmenami bude zaujímavé sledovať zdravotný stav dubín do budúcnca, kde bude potrebné skúmať nové metódy obrany a ochrany dubín, ako aj zabrániť ich znižujúcemu sa zastúpeniu v slovenských lesoch.

Hlavným cieľom je výskumom overiť možnosti ochrany dubových porastov najmä pred podkôrnikom dubovým (*Scolytus intricatus* Ratz.). Čiastkovým cieľom je zhodnotiť používanie dubových lapákov a lapačích kôp na LS Duchonka, ako aj vyhodnotiť populáčnu hustotu z dubových vzoriek počas sledovaného obdobia. Ďalšími čiastkovými cieľmi je vyskúšať experiment s kanadskými odparníkmi, ktoré potenciálne pôsobia repellentným účinkom na podkôrnika. Posledným čiastkovým cieľom sú návrhy pre prax, ktoré sú založené na našich zisteniach.

2. PROBLEMATIKA

2.1 Bionómia podkôrnika dubového (*Scolytus intricatus* Ratz.)

Podkôrnik dubový je rozšírený po celej Európe, kde sa vyskytuje v dubových porastoch. Živnými drevinami sú viaceré druhy dubov, ale napadnúť môže aj buk, hrab, či brezu. Na Slovensku napáda najmä dub letný (*Quercus robur* L.), dub zimný (*Quercus petraea* L.), dub žltkastý (*Quercus dalechampii* L.), dub plstnatý (*Quercus pubescens* L.). Patrí do čeľade podkôrnikovité (Curculinoidea). Táto čeľad' je bohatou zastúpenou, no podkôrnik dubový má svoje determinujúce znaky. Štit je po stranách obrúbený, zreteľne ohraničený od bokov prednej hrude, krovky sú ploché, na koncoch zaoblené. Zadoček je na konci šikmo zrezaný. Samček má na hlave nad hryzadlami zväzočky jemných vláken. Tým samčeka vieme rozoznať od samičky. Sú viditeľné aj lupou. Imágó dorastá do veľkosti od 2 do 4 mm. Zafarbenie tela je tmavé, štit je čierny, krovky sú tmavohnedé. Celé telo je pokryté jamkami s chípkami, ktoré sú významné v zachytávaní a prenášaní výtrusov húb z rodu *Ceratostoma* sp. a tým aj prenášanju tracheomykóz (Gogola, Chovanec 1987). Vývoj podkôrnika začína v napadnutej dubovej hmote. Môžu to byť ťažbové zvyšky, ale vyuvíjať sa môže aj na oslabených jedincoch duba. Z tejto hmoty následne vyletuje od apríla do júna, v krajinom prípade až do augusta a vykonáva zrelostný žer. Zrelostný žer vykonávajú imága vo vrcholcoch zdravých dubov, najmä v pazuchách 1 až 2 ročných výhonkov, kde pohľavne dospejú. Tu dochádza k zanášaniu spór húb rodu *Ophiostoma*, preto je podkôrnik označovaný ako vektor týchto húb. Okrem pazúch sa jedince zavítavajú aj do pazúch listových stopiek a púčikov. Závrt je dlhý 3 – 4 mm, teda na dĺžku tela. Zrelostný žer trvá 14 až 22 dní, závisí to od počasia (Novotný a kol. 2004).

2.2 Vhodná dubová hmota pre podkôrnika

Dospelé imága zakladajú novú generáciu na zvyškoch z ťažby, na spílených kmeňoch ale aj na vetvách stojatých stromov. Výskyt na týchto druholoch hmoty a hustota ich obsadenia býva rozdielna. Závisí od početnosti škodcu, zdravotného stavu dubín, obdobia výkonu ťažby, spôsobu uloženia a asanácie ťažbových zvyškov. V období latencie sa podkôrnik udržuje najmä v ťažbových zvyškoch, na uhynutých duboch a tak tiež na prirodzené odumierajúcich vetvách v dolnej časti koruny dubov (Vakula a kol. 2015). Významnosťou ťažbových zvyškov sa zaoberali viacerí autori (Pfeffer 1961; Randuška

1992 a i.). Ohrozenie porasty, najmä tie, ktoré boli v minulosti postihnuté hromadným hynutím dubov (HHD). Ohrozené sú lokality so zanedbanou porastovou hygienou a kde má podkôrnik vhodné podmienky na vývoj. Dubiny sú ohrozené najmä po suchých a teplých letech, ktoré fyziologicky oslabujú duby, no naopak, tieto podmienky vyhovujú podkôrníkovi pre vývoj a zakladanie novej generácie (Vakula a kol. 2015).

2.3 Tracheomykózne ochorenia dubov a ich vplyv na zdravotný stav dubín v minulosti a v súčasnosti

Tracheomykózami sa nazývajú choroby drevín spôsobené parazitickými hubami, pri ktorých dochádza k obmedzeniu a zastaveniu vhodného prúdu v cievach – tracheách beľového dreva. Mylná je predstava, že sa jedná len o ochorenie ciev. V skutočnosti predtým dochádza k odumieraniu živých buniek lyka, kambia a bele, pretože to sú huby parazitické (Gogola, Chovanec 1987). V súčasnosti ochorenie spôsobujú huby rodu *Ophiostoma*, *Ceratocystis*, *Ceratocystiopsis*. Tieto huby z hľadiska fytopatológie zafarbuju a poškodzujú drevo, pričom niektoré druhy spôsobujú rozsiahle epifítacie tracheomykóznych ochorení (Leontovyč 1992). Fassatiiová a kol. (1995) uvádzajú, že rody týchto hub majú súhrnný názov ophiostomatálne. Tieto huby sa rozmnôžujú spórami (výtrusmi) vznikajúcimi vo vreckách, v mikroskopických plodničkách. Často sa vytvárajú nepohlavné štadia hýf – konídie. Perfektné štadium (pohlavné) tvoria plodničky guľovitého tvaru s vyústovacím štíhlym hrdlom. Guľovitá báza plodničiek je zväčša hnedej až čiernej farby. Imperfektné štadium (nepohlavné) je tvarovo veľmi pestré a pri niektorých druhoch sa vyskytujú súčasne, aj dva typy a tiež prechodné tvary. Častou formou je typ *Graphium*. Exokonídie sa v tomto prípade tvoria na špecializovaných konídfóroch vo forme hlavičky obalenej kvapkou slizu.

Nemožno povedať, že odumieranie dubov spôsobuje len prítomnosť vektora a tracheomikóznych ochorení, i keď táto podmienka je podmieňujúca. Je spôsobené komplexom synergicky pôsobiacich faktorov, z ktorých najvýznamnejšie sa považujú klimatické podmienky, premnoženie biotických škodcov, nesprávne hospodárske opatrenia v dubinách a tým celkové fyziologické oslabenie dubov (Čapek a kol. 1985; Stolina, 1986; Ančák 1989). V minulosti bolo týmito faktormi spôsobené masívne odumieranie dubín – hromadné hynutie dubov (HHD). Posledná vlna HHD sa začala prejavovať v roku 1979 v oblasti juhovýchodného Slovenska. Vrchol bol zaznamenaný v rokoch 1983 – 85. V týchto rokoch bolo napadnutých takmer 4,5 mil. m³ dubovej hmoty. Práve rok 1983 bol deficitný na zrážky a mal mimoriadne vysoké teploty s 26 – 30 tropickými dňami. Predchádzalo mu veľmi suché leto a jeseň (1982), s deficitom 250 mm zrážok (Gogola, Chovanec 1987). Takéto počasie bolo vhodné pre rozmnôžovanie podkôrnika a tým aj šírenie tracheomykóznych ochorení. K tomuto zlému stavu v 80-tych rokoch minulého storčia prispela taktiež zlá porastová hygiena. Novotný a Varínsky (1997) rozdeľujú dominantné faktory ovplyvňujúce HHD na dve kategórie. Sú to faktory neovplyvniteľné (globálne klimatické zmeny, lokálne extrémy počasia, dôsledky imisného zataženia) a ovplyvniteľné (biotické škodlivé činitele, chyby a nedostatky pri hospodárení v zdravých a hynúcich

dubinách). Dávajú dôraznosť na pôsobenie neovplyvniteľných faktorov, pretože ich nie je možné eliminovať, možno sa im len čiastočne prispôsobovať. Od roku 1990 sa situácia zlepšila, no posledné veľké premnoženie bolo zaznamenané v rokoch 1993, 1994 a 1995. Vtedy bolo napadnutých viac ako 110 000 m³. Na výrazné zlepšenie stavu dubín v období 1997 – 2007 mohlo vplývať viaceri činiteľov. Bola to najmä: výrazne dôslednejšia porastová hygiena, zvýšený záujem o samovýrobu z dôvodu drahších energií ako aj výroba biomasy z ľažbových zvyškov (Galko a kol. 2009).

V minulosti boli dubové porasty považované za odolné. Toto tvrdenie nám vyvrátilo HHD. Taktiež dubové porasty majú najväčšie spektrum hmyzích škodcov (Zúbrik a kol. 2018). V dnešnej dobe uvádzajú Mikuš a kol. (2018) hlavné faktory vplývajúce na odolnostný potenciál a zhoršujúci sa stav dubových porastov. Ich poradie možno zoradiť nasledovne: imelovec európsky (*Loranthus europaeus* Jacq.), podkôrnik dubový (*S. intricatus* Ratz.), zmena klímy, zlá fytotechnika pestovania, vysoká početnosť všetkých druhov raticovej zveri, zle popísaný tvar lesa, listožraví škodcovia. Bude preto zaujímavé sledovať stav dubín na Slovensku v budúcnosti, ktorý sa zrejme bude zhoršovať a následkom podobných podmienok, ktoré boli v minulosti, sa môže opakovať situácia s HHD.

2.4 Kontrola, prevencia podkôrnika dubového a ochrana dubových porastov

Podkôrnik v minulosti spôsoboval veľké škody na duboch. V dnešnej dobe však už nedokáže spôsobovať plošné škody, no dokáže sa lokálne premnožiť, kde dokáže narobiť veľké škody na lokalitách s dubom (Zúbrik a kol. 2018; Mikuš a kol. 2018). Preto bola vydaná STN 48 2717, ktorá sa zaobera kontrolou početnosti podkôrnika, jeho prevenciou, a ochranou dubových porastov. Táto skutočnosť len potvrdzuje význam tohto škodcu ako aj to, že by sme ho nemali brať na ľahkú váhu. Ako jedinou formou kontroly na Slovensku sú stojaté dubové lapáky. Jedincu duba zarezávame po obvode vo výške 20 – 30 cm, do hĺbky 5 – 6 cm. Nad zárezom zarezávame klinovité segmenty, ktoré zaručujú vädnutie stromu. Stojaté lapáky sú pre podkôrnika tri až štyri krát atraktívnejšie ako odumierajúce jedince (STN 48 2717). Spôsob kontroly podkôrnika dubového je uvedený aj v prílohe č. 9 vyhlášky Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky č. 453/2006 Z.z. o hospodárskej úprave lesa a ochrane lesa.

V STN 48 2717 sú uvedené hlavné zásady prevencie v dubových porastoch pred podkôrnikom. Je to hlavne: vyhľadávanie chrobačiarov a ich asanácia do marca nasledujúceho roku, v priebehu roka vyznačiť hynúce jedince duba, prípadne už uhynuté duby a v priebehu augusta až októbra ich prednostne vyťažiť, od mája do júna neponechávať ľažbové zvyšky v porastoch, ľažbové zvyšky vyťažené od decembra do júla dávať na kopy na zatienené, vlhké a chladnejšie miesta. Dôležitá je čistota v porastoch, pomocou ktorej dokážeme udržať populáciu na nízkej hladine. K dôležitosti porastovej čistoty sa prikláňa viaceri autorov (Galko, 2008; Ančák, 1989; Eisenhauer, 1992; Schopf, 1992; Mikuš a kol. 2018).

Hlavným ochranným opatrením sú dubové lapáky. Ďalšími možnosťami je dobrá porastová hygiena ako aj využívanie lapacích kôp. S tým súvisí aj využívanie stromovej metódy, kde sa vyťahujú celé stromy z porastu a z korún sa následne vytvárajú lapacie kopy. Mikuš a kol. (2018) tvrdí, že po pozorovaniach v spolupráci s Lesníckou ochranárskou službou treba dodržiavať pravidlo dvoch mesiacov. To znamená založenú lapaciu kopu asanovať do dvoch mesiacov.

3. METODIKA A MATERIÁL

3.1 Výber lokality a časový priebeh pokusu

Vzhľadom na početnú populáciu podkôrnika ako aj dubových porastov sme vybrali lokality na LS Duchonka. S pokusom sme začali v roku 2015. Výskum spočíval v zakladaní dubových lapákov v roku 2015 až 2016, ktoré sme zakladali od apríla do augusta počas oboch rokov. Po dvoch mesiacoch sme lapáky zrezali a následne sme z nich vyrezávali a zakladali vzorky v eklektoroch, ktoré sme vložili do porastu. Kontrola eklektorov bola každý mesiac. Po vyletení boli vzorky odvezené na LOS, kde sme ich odkôrnili a vyhodnotili. V roku 2017 bola práca obohatená aj o pokus s kanadskými odparníkmi, ktoré boli založené v máji 2017, uložené do porastu po dobu 2 mesiacov a potom sme ich v laboratóriu LOS vyhodnotili.

3.2 Spôsob zakladania dubových lapákov

Lapáky sme zakladali na základe STN 48 2717. Vhodný jedinec bol vybraný na základe podmienok prebierky, jednalo sa o jedinca, ktorý bol netvárný, vrastavý, strom ktorý by sa pri najbližšej prebierke odstránil z porastu. Jeho hrúbka bola obmedzená na 20 – 30 cm. Vybraný strom sme následne obrezali po obvode vo výške od 30 do 50 cm a do hlbky 5 – 6 cm. Nad zarezaným obvodom sme vyrezali klinovité segmenty, ktoré nám zaručil narušenie vodivých pletív a tým vädnutie samotného lapáku. Dôležité bolo aby lapáky zakladala jedna osoba, to z toho dôvodu, že jedna osoba dokáže lapáky zarezáť po obvode približne rovnako a tým sa zaručí rovnomenné vädnutie dubov. Samotné založené lapáky boli vzdialené od seba 30 až 50 m. Založených bolo 10 lapákov každý mesiac od apríla do augusta 2015 a 2016, spolu bolo založených 100 ks lapákov za oba roky. Zrezávali sme ich po 2 mesiacoch, čo bolo postačujúce na zvädnutie a obsadenie podkôrnikom.

3.3 Sieťové eklektory

Po zrezaňlapáku sme pokračovali v zakladaní eklektorov. Najskôr sme museli vyrezáť cca 80 – 100 cm dlhú vzorku. Túto vzorku sme vyznačili približne v strede každého lapáku. Každá vzorka bola následne vložená do sieťového eklektoru, ktorý má rozmer 100 cm x 80 cm a je ukončený zberiou fláštikou. Tieto vzorky sme vyrezávali pomocou motorovej píly z každého lapáku, vzoriek bolo taktiež 100 ks, každý mesiac 10 ks od júna

do októbra počas 2 rokov (2015, 2016). Eklektory boli následne uložené do porastu. Dôležité bolo ich podloženie pomocou konárov, prípadne tenších polien do 8 cm preto, aby sa podkôrnik dokázal vyvíjať na celej vzorke a nie len na časti z nej. Prvý odber závisel od vývinu podkôrnika. V roku 2015 sme začali s odbermi už v roku založenia eklektorov, ktoré pokračovali až do septembra 2016. Začiatok odberov závisel od pochôdzky, kde sme zaznamenávali výskyt podkôrnika. Ak jedince podkôrnika boli zaznamenané, v tom prípade sme začali s prvým odberom flaštičiek. Po odobratí flaštičiek sme ich označili číslom lapákov, z ktorých eklektor bol vyhotovený, ako aj dátumom odberu a rokom, kedy boli založené. Ďalšie odbery sme robili každý mesiac, kým podmienky prostredia umožňovali výskyt podkôrnika. Ďalší rok sme začali odoberať vzorky už od apríla do augusta, pričom séria vzoriek, ktoré boli nadmerne napadnuté hubami sme už nekontrolovali. V roku 2016 sme založili len 40 ks eklektorov, pretože posledná séria lapákov mala nulové obsadenie podkôrnikom, preto nemalo význam zakladať vzorky z týchto jedincov duba. Na rozdiel vo vzorkách z roku 2015, z roku 2016 sme neurobili žiadnen odber, pretože v eklektoroch neboli zaznamenaný výskyt podkôrnika. Prvý odber sme urobili až v roku 2017 a posledný v septembri toho istého roku.

Po vyletení boli eklektory odvezené do laboratória LOS na odkôrnenie a vyhodnotenie populačných hustôt ako aj zmeranie dĺžok materských chodieb. Polená sme z eklektorov vybrali, pričom bolo dôležité ich označiť číslom založenia lapákov, aby nedošlo k zámene polien medzi sériami.

Pred odkôrnením bolo potrebné:

- zmerať obvod na začiatku a konci polena, ako aj jeho dĺžku,
- spočítať výletové otvory podkôrnikov, ako aj výletové otvory ostatných druhov (*Agri-lus*, *Coleoptera* a ī.).

Potom sme každú vzorku odkôrnili pomocou sekery, prípadne ak to bolo potrebné, sme ju dočistili nožikom. Na celej odkôrnenej vzorke sme spočítali materské chody, z ktorých sme na 50 materských chodieb zmerali ich dĺžku, pričom sme zmerali ak to bolo možné, aj 50 larvových chodieb. Ak materských chodieb bolo menej ako 50 po celom povrchu, zmerali sme len toľko materských chodbach koľko ich bolo na povrchu polena. Odobraté flaštičky sme po zozbieraní vyhodnocovali. Zo skúsenosti bolo potrebné vzorky vysušiť a následne začať vyhodnocovať. Z každej flaštičky sme počítali imága podkôrnika ako aj iných druhov, ktoré sa mohli vyskytnúť. Z každej série flaštičiek sme vybrali jednu, v ktorej sme v rámci počtu podkôrnikov, determinovali, aj ich pohlavie pomocou lupy. Všetky zistené početnosti sme zapisovali do tlačív.

3.4 Pokus s kanadskými odparníkmi

V poslednom roku výskumu sme našu prácu obohatili o pokus s kanadskými odparníkmi. Základom pokusu bolo 20 ks polien s dĺžkou 1,5 m. Tie sme vyrezávali zo stromov približne zo stredu. Z jedného duba vznikli aj dve, prípadne tri vzorky. Ich počet závisel od výšky stromu. Dĺžka polien bola dlhšia, pretože ak by malo poleno dĺžku 1 m, tak by rýchlo preschlo a tým by prestalo byť atraktívne pre podkôrnika a celý pokus

bol neúspešný. Preto dĺžka cca 1,5 m bola vhodná, pretože oba konce do cca 25 cm rýchlo preschli, ale stred pomalšie vädol a tým zostal dlhšie atraktívny. Dôležité bolo vzorky uložiť do porastu do tieňa až polotieňa a podložiť ich konármami, aby neboli položené priamo na zemi. Týchto 20 vzoriek sme rozdelili na 10 s prípnutým odparníkom a 10 bez odparníka, pretože naša hypotéza hovorí, že takýto odparník by mal pôsobiť repellentne na podkôrniku, ale lákavo na fúzačov, prípadne pestrošov, teda v našom prípade sa jedná o tzv. kairomóny (Obr. 1).



Obr. 1 Vzorka bez odparníka, s odparníkom (Foto: Rozkošný)

Odparník sme pripli pomocou špendlíkov, ktoré stačili na jeho udržanie. Samotné polená boli vzdialenos od seba cca 20 – 50 m, pričom uložené boli striedavo, čiže poleno s odparníkom, striedalo bez odparníka. Uložené boli popri ceste v dubovom poraste. Kontrola polien sa uskutočňovala pochôdzkou, kde sme sledovali množstvo tekutiny v odparníku. Toto množstvo bolo rozhodujúce pre odvoz vzoriek na vyhodnotenie do Banskej Štiavnice na LOS, respektívne keď sa tekutina odparila, bolo možné začať vyhodnocovať jednotlivé polená, pričom tátó doba bola postačujúca na obsadenie podkôrnikom. Pri vyhodnocovaní sme odmerali v prvom rade dĺžku a obvod na oboch koncoch polena. Následne sme začali s odkôrňovaním, pomocou sekery alebo noža. Po odkôrnení sme počítali materské chodby po celom povrchu odkôrneného polena. Pomocou posuvného meradla sme odmerali 50x dĺžky materských chodieb, ako aj dĺžky larvových chodieb. Všetky namerané hodnoty sme zapísali do tlačiva.

3.5 Matematicko-štatistické vyhodnotenie výsledkov

Všetky údaje boli zapisované do papierových databáz, ktoré boli následne preписанé do elektronickej databázy v programe Excel (Microsoft), kde následne prebiehalo aj vyhodnotenie pomocou nástrojov ako Filter a Kontingenčná tabuľka. Bol použitý aj štatistický program Statistica 10 (StatSoft Inc., Oklahoma, USA), konkrétnie modul analýzy variancie rozdielov priemerov (ANOVA).

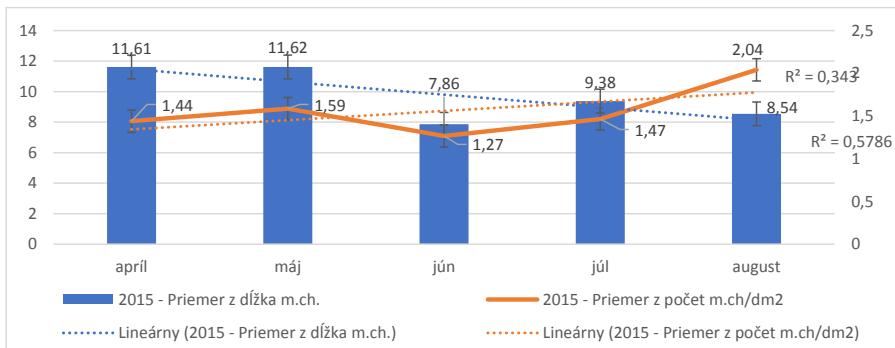
4 VÝSLEDKY

4.1 Vyhodnotenie populačnej hustoty, dĺžky materských a larvových chodieb

Celková populačná hustota na 1 dm² bola 1,39 m. ch/dm². V rámci sledovaného obdobia bola populačná hustota vyššia vo vzorkách, ktoré boli založené v roku 2015 (2015 – 1,58 m.ch./dm²; 2016 – 1,14 m.ch./dm²). Keď si rozdelíme sledované obdobie na mesiace bola celková priemerná hustota: apríl - 1,27, máj – 1,28, jún – 1,18, júl – 1,46, august 2,04 m. ch./dm². V rámci nameraných dĺžok bola celková priemerná dĺžka materských chodieb za sledované obdobie 10,39 mm. Po rozdelení sledovaného obdobia bola priemerná dĺžka chodieb vo vzorkách založených v roku 2015 - 10,13 mm a vo vzorkách založených o rok neskôr - 10,75 mm. Celkové priemerné dĺžky boli rozdielne v závislosti od mesiaca, v ktorom pokus prebiehal: apríl – 11,10 mm, máj – 11,43 mm, jún – 9,20 mm, júl – 10,87 mm, august – 8,74 mm. Po vyhodnotení populačnej hustoty, dĺžok materských chodieb sme vyhodnocovali dĺžky larvových chodieb. Za celé sledované obdobie bola celková priemerná dĺžka larvových chodieb 54,90 mm (2015 – 53,28 mm, 2016 – 57,27 mm).

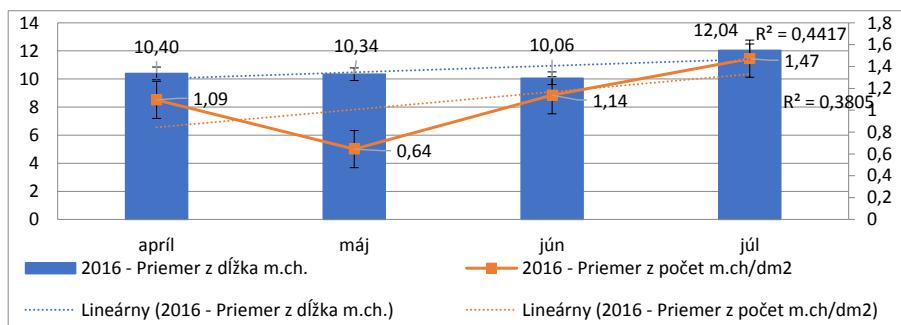
4.2 Závislosť populačnej hustoty ku dĺžkam materských chodieb

V rámci diplomovej práce sme nielen vyhodnotili populačnú hustotu a dĺžky materských chodieb, ale skúmali sme aj vplyv jednotlivých položiek na seba. Teda vplyv populačnej hustoty na dĺžku materských chodieb. Tento vplyv sme skúmali na oboch založených vzorkách (2015, 2016). Populačnú hustotu a dĺžky chodieb sme dávali do poradia každý mesiac počas pokusu. Na vzorkách v roku 2015 bola v aprílových polenach populačná hustota 1,44 m. ch/dm², pritom priemerná dĺžka materských chodieb bola 11,61 mm. V máji stúpla populačná hustota na 1,59 m. ch/dm², no dĺžka chodieb sa zvýšila len na 11,62 mm. V júni sme zaznamenali priemernú populačnú hustotu najnižšie za sledované obdobie 1,27 m. ch./dm², no taktiež sme zaznamenali aj najnižšiu priemernú dĺžku 7,86 mm. V ďalšom mesiaci júli, priemerná hustota bola opäť vyššia a to 1,47 m. ch/dm², pritom sa priemerná dĺžka chodieb zvýšila na 9,38 mm. Posledný mesiac bol zaujímavý z hľadiska najvyššej populačnej hustoty a to 2,04 m. ch/dm², ktorá bola najvyššia za celé obdobie 2015, no priemerná dĺžka chodieb sa znížila na 8,54 mm (Obr. 2). Koeficient determinácie bol pre populačnú hustotu: R²= 0,343 a pre dĺžky materských chodieb R²= 0,5786.



Obr. 2 Vzájomný vplyv populačnej hustoty na dĺžky materských chodieb na vzorkách založených v roku 2015

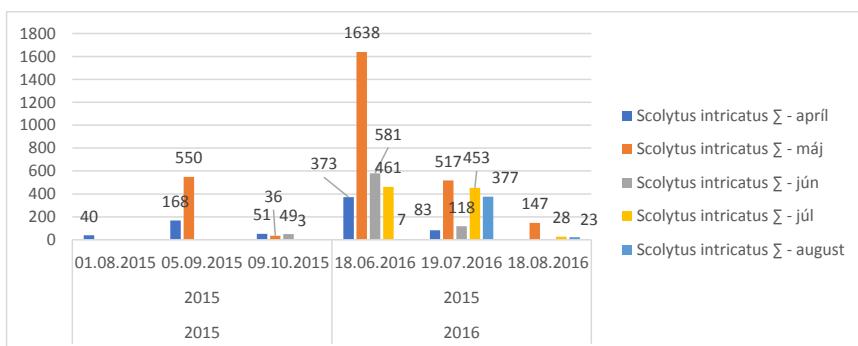
Na vzorkách v roku 2016 sme so skúmaním vzťahu populačnej pokračovali. Tento pomer si taktiež ako v roku 2015 popíšeme po každom mesiaci. V apríli bola priemerná populačná hustota na vzorkách 1,09 m. ch./dm², priemerná dĺžka materských chodieb bola pritom 10,40 mm. V máji klesla priemerná populačná hustota len na 0,64 m.ch./dm². Vzhľadom na nízku populačnú hustotu, priemerná dĺžka chodieb bola takmer bez zmeny a to 10,34 mm. Vzhľadom na takmer dvojnásobný rozdiel populačných hustôt, je rozdiel dĺžiek chodieb iba 0,06 mm. Priemerná populačná hustota sa zvýšila v mesiaci jún na 1,14 m. ch./dm², pritom priemerná dĺžka chodieb bola 10,06 mm. Najvyššia hustota bola v mesiaci júl, kde bola zaznamenaná priemerná populačná hustota 1,47 m. ch./dm². Tento mesiac bola zaznamenaná aj najdlhšia priemerná dĺžka za celé obdobie 2016, kde priemerná dĺžka bola 12,04 mm (Obr. 3). Koeficient determinácie bol pre populačnú hustotu $R^2=0,343$ a pre dĺžky materských chodieb bol $R^2=0,5786$. Vzhľadom na neprítomnosť podkôrnika v augustových lapákoch, z ktorých sa vytvárali vzorky, sme neriešili vzájomný vzťah populačnej hustoty a dĺžky materských chodieb.



Obr. 3 Vzájomný vplyv populačnej hustoty na dĺžky materských chodieb na vzorkách založených v roku 2016

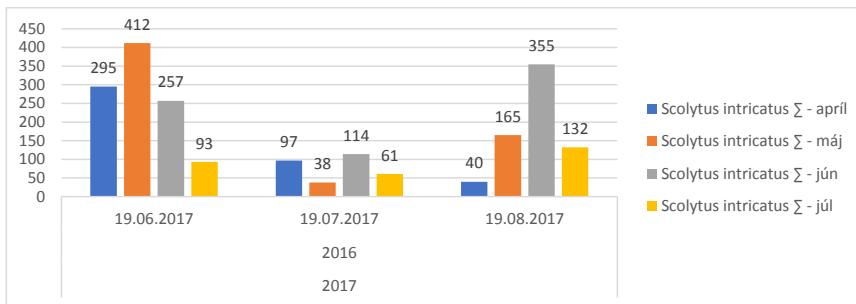
4.3 Vyletovanie populácie podkôrnika zo založených dubových vzoriek

Zo vzoriek z roku 2015 boli zaznamenané odchyty už v roku založenia. V prvom roku vyletelo zo vzoriek iba malý počet podkôrnikov. Z celkového počtu 5703 ks odchýtených imág vyletelo v roku založenia iba 897 ks imág. Ostatné imága vyleteli zo vzoriek nasledujúci rok. Zo vzoriek založených v apríli bol zaznamenaný odchyt podkôrnikov už v auguste roku založenia (40 ks). O mesiac neskôr ich už vyletelo z aprílových a májových vzoriek 550 ks. V októbri boli ešte zaznamenané odchyty zo vzoriek z apríla, mája, júna, júla (139 ks). V druhom roku boli vyleteli zo vzoriek ostatné imága v počte 4 806 ks. Najväčšie odchyty boli zaznamenané v júni 2016 (3060 ks), zo všetkých založených vzoriek. V júli bolo odchýtených 1548 ks imág zo vzoriek z každého mesiaca. Posledné vyletené imága boli odchýtené v auguste 2016 (198 ks) (Obr. 4).



Obr. 4 Celkové početnosti získaných imág podkôrnika dubového z lapákov založených v roku 2015

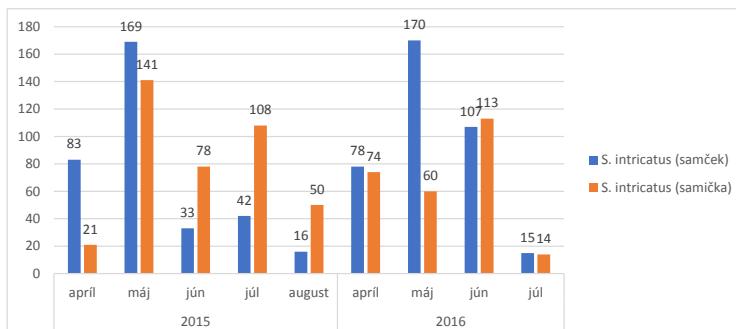
Vzorky založené v roku 2016 malý úplne iný priebeh vyletovania počas sledovaného obdobia oproti vzorkám založených v roku 2015. V roku založenia neboli zaznamenané žiadne odchyty podkôrnika. Z celkového počtu 2059 ks imág, boli všetky odchyty zaznamenané až v roku 2017. Podkôrnik zo vzoriek začal vyletovať až v priebehu roku 2017. V júni bol zaznamenaný celkový odchyt 1057 ks imág. Je to najviac za celé obdobie. V júli bol odchyt o niečo nižší (310 ks), no v auguste narásol na 692 ks imág (Obr. 5).



Obr. 5 Celkové početnosti získaných imág podkôrnika dubového z lapákov založených v roku 2016

4.4 Rozbor pohlavia

V našej práci sme neriešili, iba samotné odchyty podkôrnika počas rôznych mesiacov. Robili sme aj rozbor pohlavia samotného druhu. Celkový počet samičiek za celý pokus bol 659 ks, pritom samčekov bolo 713 ks. V roku 2015 bol celkový pomer medzi pohlavím v celku vyrovnaný, kde samičiek bolo 398 ks a samčekov 343 ks. V druhom roku prišiel väčší rozdiel, kde samičiek bolo len 261 ks, oproti 370 ks samčekov. Z odobratých fláštičiek po vyhodnotení sme zistili zaujímavý rozdiel medzi pohlavím počas prvého roku experimentu. Prvé dva mesiace bolo viac samčekov ako samičiek, kde samčekov bolo v apríli 83 ks, v máji až 169 ks, pritom samičiek bolo v apríli iba 21 ks, a v máji 141 ks. V ďalších mesiacoch bola situácia opačná. V júni bolo 78 ks samičiek a 33 ks samčekov, v júli bol tento rozdiel ešte väčší. Samičiek bolo 108 ks, pritom bolo len 42 samčekov. V auguste bol rozdiel menší, v prospech samičiek. V roku 2016 bol pomer v apríli bol minimálny rozdiel v prospech samčekov, pretože samčekov bolo 78 ks a samičiek 74. V máji sme zaznamenali až 170 ks samčekov a samičiek iba 60 ks, čo je takmer trojnásobný rozdiel. V júni sa tento pomer v pohlaví opäť zmenil v prospech samičiek, kde samičiek bolo 113 ks a samčekov 107 ks. V júli bol rozdiel v 1 kuse, v prospech samčekov (Obr. 5).



Obr. 5 Početnosť odchytených imág podkôrnika dubového podľa pohlavia a podľa jednotlivých mesiacov založenia lapákov počas dvoch rokov výskumu

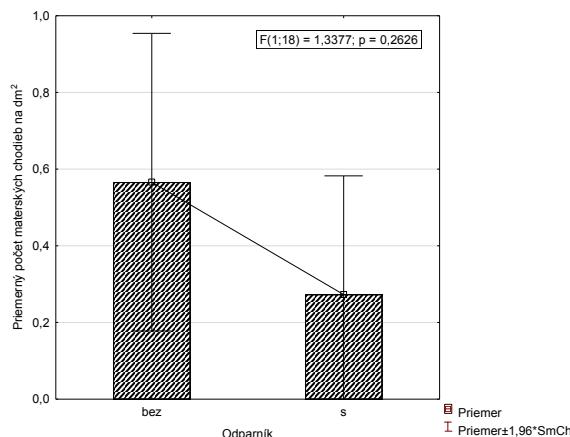
4.5 Spektrum hmyzu

Za sledované obdobie, bol vo vzorkách zaznamenaný odchyt rozličných hmyzích škodcov. Za celé obdobie výskumu prevládal rad Coleoptera (2015 – 98,82%; 2016 – 99,49 %), čo predstavuje 8 777 ks imág. V rámci radu Coleoptera boli odchytené druhy čeľade: Buprestidae, Cerambicidae, Cleridae, Curculionidae, Elateridae, Staphilinidae, Lymexilinidae. Tiež boli odchytené druhy z radu Hymenoptera. Celkovo bola dominantná čeľad Scolytinae (88,67 %).

Najpočetnejší druh z tejto čeľade bol *Scolytus intrucatus* Ratz. s dominanciou 88,4 %. Druhý najpočetnejší druh bol *Agrylus* sp. (7,20 %). Zaujímavý bol odchyt *Xylo-sandrus germanus* v počte 11 ks imág zo vzoriek v roku 2015, pričom jeho dominancia bola 0,17 %. Tiež boli zaznamenané aj iné druhy, ktoré škodia na duboch: *Plagionotus arcuatus* L. (0,53 %); *Plagionotus detritus* L. (0,13 %) atď.

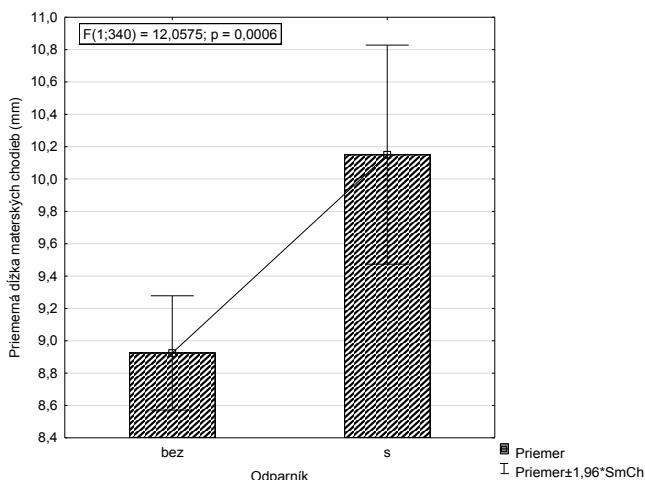
4.6 Vplyv kanadských odparníkov na populačnú hustotu a dĺžku materiských chodieb

Po laboratórnom hodnotení bola celková populačná hustota na vzorkách bez odporníka 0,57 m. ch./dm². Pričom v každej vzorke bola populačná hustota rôzna: 1 – 0,07; 2 – 1,17, 3 – 0,39; 4 – 0,25, 5 – 0,018; 6 – 0,016; 7 – 0,62; 8 – 1,49; 9 – 1,62; 10 – 0,09 m. ch./dm². Pritom na vzorkách s odporníkom bola priemerná populačná hustota 0,23 m. ch./dm². Oproti bez odporníkových vzorkách bola takmer na každej vzorke nižšia populačná hustota: 1 – 1,63; 2 – 0; 3 – 0,2; 4 – 0,27; 5 – 0; 6 – 0,08; 7 – 0,05; 8 – 0; 9 – 0,05; 10 – 0,45 m. ch./dm². Rozdiel medzi celkovými priemernými populačnými hustotami bol viac ako 2-násobný. Zo štatistického hľadiska nebol tento rozdiel štatisticky signifikantný (Anova, p = 0,2626). Rozsah vstupných údajov bol 20 (Obr. 6).



Obr. 6 Porovnanie rozdielov priemerných početností materiských chodieb na dm² v závislosti od použitého odparníka

Dĺžky materských chodieb boli rozdielne vzhlľadom na prítomnosť odparníka. Na vzorkách bez odparníka bola celková priemerná dĺžka materských chodieb 8,92 mm. Na každej vzorke jednotlivo bola priemerná dĺžka materských chodieb nasledovná: 1 – 11,22 mm; 2 – 10,53 mm; 3 – 7,23 mm; 4 – 9,8 mm; 5 – 13,5 mm; 6 – 9,9 mm; 7 – 7,94 mm; 8 – 8,03 mm; 9 – 9,01 mm; 10 – 7,89 mm. Celková priemerná dĺžka dubových vzoriek s odparníkom bola 10,15 mm. Je dlhšia ako na vzorkách bez odparníka. Na každej vzorke bola priemerná dĺžka rozdielna: 1 – 8,16 mm; 2 – 0 mm; 3 – 7,3 mm; 4 – 11,7 mm; 5 – 20,7 mm; 6 – 0 mm; 7 – 0 mm; 8 – 0 mm; 9 – 11,9 mm; 10 – 10,3 mm. Rozdiel medzi priemernými dĺžkami materských chodieb bol štatisticky signifikantný (Anova, $p = 0,006$), z celkového počtu meraní o vzoriek bez odparníka $N = 119$ a s odparníkom $N = 223$ (Obr. 7).



Obr. 7 Porovnanie rozdielov priemerných dĺžok materských chodieb v mm v závislosti od použitého odparníka

5 Diskusia

5.1 Podkôrny hmyz na duboch

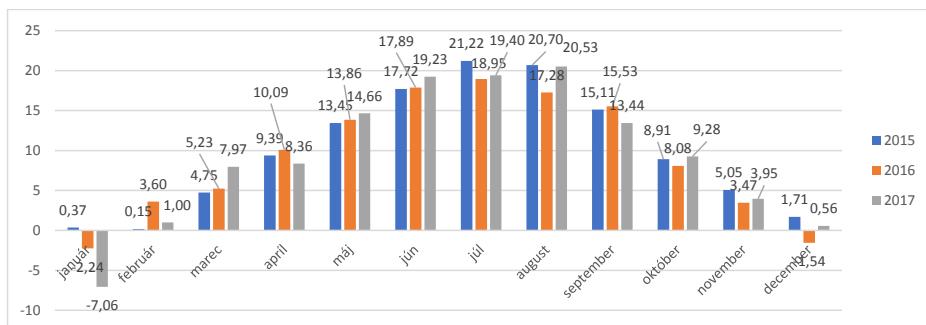
Galko (2008) sa zaoberal spektrom hmyzích škodcov na dubových ľažbových zvyškoch. V jeho prípade vyletelo z ľažbových zvyškov v roku 2006 12 druhov a v roku 2007 14 druhov hmyzu. Podobne ako v našej práci bol dominantný druh *Scolytus intricatus* Ratz. (2006 – 90,6%; 2007 – 89,5 %). Na rozdiel od našej práce, Galko (2008) nezaznamenal odchyt *Xylosandrus germanus* L., pretože tento druh sa na Slovensku v tej dobe nevyskytoval. Galko a kol. (2011) zistili, že bolo odchytených počas výskumu až 125 lesnícky významných čeľadí. Zaujímavý je odchyt drvinárika čierneho *Xylosandrus germanus* Blandford. Je to invázny druh, ktorý sa na Slovensku vyskytuje len niekoľko ro-

kov. Z hľadiska jeho činnosti je to technický škodca. Galko a kol. (2015) uvádza jeho prvý odchyt na Slovensku práve na LS Duchonka (OZ Prievidza) v počte 18 ks. Od tohto roku jeho populácia rapične rastie. (2011 – 40 ks, 2012 – 75 ks, 2013 – 322 ks). V dnešnej dobe sa stal vážnym problémom v dubových porastoch i keď napáda najmä zrezanú dubovú hmotu, ale môže napadnúť aj oslabené jedince duba. Jeho šírenie prebieha pravdepodobne od juhu až juhozápadu po sever až severovýchod.

5.2 Populačná hustota, dĺžka materských chodieb

Závislosť populačnej hustoty na dĺžku materských chodieb nebola v minulosti podrobne skúmaná. Rozkošný (2016) sa zaoberal vplyvom hrúbky stromu na populačnú hustotu. Vo svojej práci uvádza, že hrúbka má vplyv na populačnú hustotu, ale nie na dĺžky materských chodieb. Tento trend sa preukázal počas dvoch rokov výskumu. Pre presnejšie tvrdenia bude potrebný ešte ďalší výskum.

5.3 Vplyv teploty na populáciu podkôrnika dubového



Obr. 8 Priemerné mesačné teploty za sledované obobie

Vplyv teploty počas roku 2015 bol významný pri vyletovaní podkôrnikov zo vzoriek. Následkom teplého počasia v mesiacoch júl až august, boli zaznamenané prvé odchyty podkôrnika v eklektoroch. V tomto roku teplota urýchliala vývin a už v auguste vyletelo viac ako 4 % z celkového vyleteného počtu v roku 2015 (897 ks). V septembri vyletelo 80 % podkôrnikov, čo je dôsledok teplého počasia počas mesiacov júl a august. Podmienky museli byť vhodné aj v mesiaci september, pretože vyletelo ešte zvyšných 16 % podkôrnikov z celkového počtu odchýtených imág v roku 2015. Tieto podkôrniky, vyleteli v prvom roku s cieľom založiť druhú generáciu podkôrnika. Z celého obdobia vyletelo v roku 2015 16 % a v roku 2016 ostatných 84 % imág podkôrnika. Na rozdiel od vzoriek založených v roku 2016. V tomto roku sme zaznamenali rozdielné priemerné teploty v období júl až august. Júl 2016 bol takmer o 2,5 stupňa chladnejší, ako rok predtým. August bol tiež chladnejší o 3,4 stupňa. Takéto chladnejšie počasie spôsobilo, že založená populácia nemala také podmienky na vývin ako populácia spred roka. To znamená, že zo vzo-

riek neboli zaznamenaný ani jeden podkôrnik a prvé odchyty boli zaznamenané až v roku 2017. Z tohto jasne vyplýva, že vývin a vyletovanie podkôrnika z dubovej hmoty závisí od teploty prostredia. Vplyvom teploty na vývin založenej populácie podkôrnika sa zaoberal aj Galko a kol. (2018). Rozdelil vzorky na 3 kategórie, ktoré nechal vyletieť v simulovaných podmienkach. Tam, kde bolo najteplejšie vyletelo ($25/30^{\circ}\text{C}$), 62,4% populácie už v prvý rok pokusu a ostatné v druhý. V strednej kategórií ($20/25^{\circ}\text{C}$) vyletelo iba 17,3% imág v prvý rok a zvyšok v druhý, pritom rozdiel teplôt bol iba 5 stupňov. V najchladnejšej sekcií ($15/20^{\circ}\text{C}$) vyletelo v prvý rok iba 3,9% imág, ostatné vyleteli v druhý rok, pričom rozdiel medzi prvou a tretou sekciou bol 10 stupňov. Toto len potvrzuje našu hypotézu o vplyve teploty na rýchlosť vývinu založenej generácie. Zaujímavé zistenie bolo, že celkový počet vyletených imág pri všetkých teplotách bol približne rovnaký.

5.3 Kareomóny a ich vplyv na podkôrnika

Po vyhodnotení nášho výskumu sme zazamenali rozdiel populácej hustoty na vzorkách s odparníkom a bez odparníka aj keď tento rozdiel bol štatisticky nevýznamný. Je možné, že tento rozdiel spôsobil prítomný odparník, ktorý pôsobil repellenty na podkôrnika. Rozdiel dĺžiek materských chodieb mohol spôsobiť tiež odparník, ktorý mohol stimulovať samičky a tie vyhryzli dlhšie materské chodby. Druhou príčinou vzniknutého rozdielu mohol byť priestor pre samičky, ktoré mohli vyhryzť dlhšie materské chodby. Repellentným účinkom kareomónov sa zaoberali v Nemecku. Nemeckí výskumnici tieto látky nazvali agregačné ferómy. Vo svojom výskume skúšali repellentný účinok látok na *Ips sexdentatus*. Najviac účinné boli látky tC v kombinácii s NHH alkoholom, pričom sa táto kombinácia látok rýchlo vyparovala a znížila napadnutie škodcom o 89 % na borovicovej guľatine. NHV alkoholy, by mohli byť do budúcnosti vhodnou repellentnou látkou, proti škodcom (Jactel H. a kol. 2002).

5.4 Používanie dubových lapákov na LS Duchonka

Na LS Duchonka donedávna zakladali veľké počty dubových lapákov. V roku 2009 ich bolo 2433 ks a v roku 2010 ich bolo 2511 ks. V tomto období nastal zlom v znižovaní počtu lapákov. Toto znižovanie bolo v prospech lapacích kôp, ktoré v dnešnej dobe spolu s lapákmi pomáhajú k znižovaniu populácie podkôrnika. Tým lapáky nestrácajú na svojej významnosti a nemožno ich zakladanie podceňovať. Výhoda lapacích kôp je v tom, že sa využívajú ľažbové zvyšky v dubových porastoch. Táto hmota sa neskôr zoštiepkuje (asanuje) a odvezie. Takýmto spôsobom sa pomáha znižovať populáciu podkôrnika a je to vhodný obranný spôsob v dubových porastoch. Ďalšou výhodou je, že sa nezakladajú lapáky zo zdravých stromov. Významnosť dubových lapákov sa zaoberala Rozkošný (2016). V práci uvádzá, že jeden dubový lapák dokáže obsadiť priemerne 5 067 ks imág podkôrnika. Pričom v rámci roka sú najefektívnejšie júnové lapáky 2014, kde sériu 10 ks lapákov dokázalo obsadiť 80 000 ks imág podkôrnika. Aj tento fakt poukazuje na dôležitosť zakladania lapákov.

6 RÁMCOVÉ NÁVRHY PRE LESNÍCKU PRAX

Hlavným opatrením a bojom proti podkôrnikovi dubovému sú dubové lapáky. Ich zakladanie odporúčame v apríli. Súčasná STN 48 2717 uvádza asanovanie lapákov až do apríla ďalšieho roku. Najnovšie skúsenosti v spolupráci s LOS hovoria, že tento termín je neskorý a lapáky je potrebné asanovať až do augusta roku založenia, pretože ako vidieť aj v našej práci podkôrnik, vyletuje z dubovej hmoty už v roku obsadenia a zakladá druhú generáciu. Preto bude potrebná úprava STN, ktorá je už v dnešných podmienkach neaktuálna. STN 48 2717 tiež uvádza zakladanie 1 lapáku na 1 ha. Táto situácia odrádza vlastníkov lesa k zakladaniu lapákov. Preto by bola vhodná úprava na menší počet lapákov. Lapáky je dôležité zakladáť pri zvýšenom výskytu suchárov v dubovom poraste. Ťažbové zvyšky majú dôležitú funkciu pri zakladaní populácie podkôrnika. Preto je potrebná porastová hygiena, ak chceme udržať populáciu podkôrnika čo najnižšiu. Porastovú hygienu možno riešiť pomocou stromovej metódy, kedy sa z porastu vyťahujú celé stromy a tým nezostávajú ťažbové zvyšky v poraste. Porastová hygiena bola aj bude najlepšia prevencia pred podkôrnikom dubovým, pričom ak sa porastová čistota zachová, tiež sa bojuje proti tracheomykóznym ochoreniam, ktoré spôsobovali v minulosti HHD. Istú časť ťažbových zvyškov je opodstatnené ponechávať, pretože množstvo druhov hmyzu je viazaných na tieto zvyšky. Ťažbové zvyšky sa budú akumulovať na sklade, z ktorých je vhodné vytvoriť lapacie kopy. Lapacie kopy je potrebné vo vhodnom čase asanovať, aby sa zamedzilo vyleteniu podkôrnika z takýchto kôp. Dôležité je neponechávať vytáženú hmotu v dubových porastoch v mesiacoch máj až júl. V rámci porastovej hygieny je nutné vyhľadávať chrobačiare. Za takéto chrobačiare možno považovať aj stromy s veľmi prieriedenou korunou, ktoré by do krátkeho času uschli. Takéto jedince je potrebné po vyhľadaní vytiahnuť a asanovať. Tak ako pri lapákoch je nutné túto hmotu asanovať do augusta roku nájdenia. V rámci asanácie lapacích kôp a lapákov sa na LS Duchonka osvedčilo pravidlo 2 mesiacov. Toto pravidlo znamená asanovať vhodnú dubovú hmotu do dvoch mesiacov od jej založenia. Táto doba je dostatočná na naletenie dubovej hmoty, ale nie na vyletenie podkôrnika.

7 ZÁVER

Na vzorkách z roku 2015 bola celková priemerná populačná hustota 1,58 m. ch./dm² a v roku 2016 1,14 m. ch./dm². Celková priemerná populačná hustota za sledované obdobie bola 1,39 m.ch./dm². V roku 2015 bola celková priemerná dĺžka materských chodieb 10,13 mm a v roku 2016 bola o niečo dlhšia 10,75 mm. Celkovo z sledované obdobie bola priemerná dĺžka chodieb 10,39 mm. V rámci sledovaného obdobia sme zistili trend zvyšovania populačnej hustoty v závislosti od mesiacov, aj keď R^2 bolo v oboch rokoch veľmi nízke. Závislosť medzi populačnou hustotou a dĺžkami materských chodieb nebola zistená. Vyššia populačná hustota nemá pravdepodobne vplyv na dĺžky materských chodieb. Z hodnotenia spektra hmyzu vyleteného z dubových vzoriek bolo zaznamenaných v roku 2015 8 hmyzích lesníckych významných čel'adi. Celkovo bolo odchytených 8777 ks imág za celé sledované obdobie. Zo všetkých druhov bol dominant-

ný *Scolytus intricatus* Ratz. (2015 D=88,47%; 2016 D= 88,07 %). Zaujímavým bol odchyt *Xylosandrus germanus* (Blandford) v počte 11 ks. Zo vzoriek z roku 2015 podkôrnik vyletoval už v roku založenia. V tomto roku vyletelo už 4% z celkového odchytu imág podkôrnika, ostatné imág vyleteli zo vzoriek až v druhý rok. Na priebeh vyletovania podkôrnika z dubových vzoriek vplývalo teplé počasie v roku 2015. O rok neskôr (2016) v roku založenia nevyletel ani jeden podkôrnik dubový. Všetky odchytené imág zo vzoriek 2016 vyleteli vplyvom nepriaznivých podmienok až v roku 2017. V rámci rozboru pohľavia bol zistený rozdielny pomer samičiek a samčekov. Na vzorkách z apríla až mája 2015 bolo viac samčekov a vo vzorkách založených v ostatných mesiacoch bolo viac samičiek. V roku 2016 bol tento priebeh rovnaký. Z celkového hľadiska bol pomer vyrovnaný. V kanadskom experimente bola na dubových vzorkách populačná hustota 0,23 m. ch./dm², pritom na vzorkách bez odparníka bola 0,57 m. ch./dm². Rozdiel bol takmer 2,5 násobný, aj keď štatisticky je tento rozdiel nevýznamný (Anova, p= 0,2626). Čiže je tu možnosť, že odparník vplýva repellentne na podkôrnika. Pritom priemerná dĺžka materských chodieb na vzorkách bez odparníka bola 8,92 mm a na vzorkách s odparníkom bola 10,15 mm. Rozdiel bol štatisticky významný (Anova, p= 0,0006). Na základe našich výsledkov práce navrhujeme dodržiavať prísnu porastovú hygienu. Dôležité je zakladať dubové lapáky ako jedinú formu monitoringu a obrany dubových porastov, pričom ako alternatívu navrhujeme zakladať lapacie kopy z ťažbových zvyškov, ktorými dokážeme regulovať populáciu podkôrnika. Určité percento z ťažbových zvyškov má opodstatnenie ponechať v porastoch, najmä z ekologického hľadiska a biodiverzity. V súčasnosti bude potrebná zmena STN, ktorá vzhľadom na meniace sa klimatické podmienky už nie je aktuálna.

8 Použitá literatúra

- Ančák, J., 1989: Biologicko-ekologické aspekty vo vzťahu k zdravotnému stavu duba. Lesnícky časopis, Forestry J., 4, Bratislava, s. 263-282
- Čapek, M. a kol., 1985: Hromadné hynutie dubov na Slovensku. Bratislava: Príoda, 112 s.
- Eisenhauer, D. R., 1992: Zut entwicklung der Vitalität ausgewählter Eichenstände der ehemaligen DDR. In: Österr. Forstztg., 103 (2), s.43-47
- Fassiatiová, O., Kubatová, A., Novotný, D., Prášil, K., 1995: Mikromycety chřadnoucích lesních drevín s ohľadom na výskyt ophiostomatálnych hub. Dílčí záverečná zpráva výzkumného projektu č. 329-919106. Praha: PřF UK Praha Les-Drevo-Životné Prostredie 97. Zborník referátov zo seminára. Medzinárodná vedcák konferencia
- Galko, J., 2008: Porastová hygiena v dubových porastoch vo vzťahu k podkôrnym a drevokazným škodcom. Dizertačná práca, Zvolen: TU vo Zvolene, 168 s.
- Galko, J., Gubka, A., Vakula, J., Nikolov, Ch., Kunca, A., 2011, b: Vyhodnotenie druhého roku testovania účinnosti zahraničných odparníkov na podkôrnych a drevokazných škodcov v dubových porastoch. In: Aktuálne problémy v ochrane lesa, s. 102-107
- Galko, J., Kunca, A., Rell, S., Zúbrik, M., Nikolov, Ch., Gubka, A., Vakula, A., 2015: Drvinárik čierny (*Xylosandrus germanus*) ako nový technický škodca na Slovensku. In: Aktuálne problémy v ochrane lesa, Národné lesnícke centrum vo Zvolene s. 35 – 41
- Galko, J., Okland, B., Kimoto, T., Rell, S., Zúbrik, M., Kunca, A., Vakula, J., Gubka, A.; Nikolov, C., 2018: Testing temperature effects on woodboring beetles associated with oak dieback. Biologia 46, in press, DOI: 10.2478/s11756-018-0046-1
- Galko, J., Pavlík, Š., Mikuš, D., Vakula, J., Gubka, A., 2009: Aktívna obrana pred podkôrnym hmyzom v dubinách. In. Aktuálne problémy v ochrane lesa, Národné lesnícke centrum vo Zvolene, s. 110-114.

- Gogola, E., Chovanec, D., 1987: Podkôrnik dubový a tracheomikóza dubov. Videopress MON, Bratislava, 79 s.
- Leontovyč, R., 1992: Výskyt a problematika fytopatogénnych hub čleďi Ophiostomataceae na lesných dřevinach Slovenska. In: Holoubová, A., Jechová, V., Prášil, K., (eds.): Ophiostomatales – výsledky současného taxonomického a fytopatologického výzkumu. Československá vědecká společnost pro mykologii při ČSAV, Praha, s. 30
- Jactel, H., Van Halder, I., Menassieu, P., Zhanf, Q.H., Schlyter, F. 2002: Non-host volatiles disrupt the response of the stenographer bark beetle, *Ips sexdentatus* (Coleoptera: Scolytidae), to pheromone-baited traps and maritime pine logs. In: Integrated Pest Management Reviews 6, Kluwer Academic Publishers, s. 197 - 207
- Mikuš, D., Galko, J., Jančok, T., 2018: Pestovanie a ochrana lesa v dubových porastoch na LS Duchonka: Problémy, otázky, možné riešenia. In: Aktuálne problémy v ochrane lesa, Národné lesnícke centrum vo Zvolene, s. 34 – 40
- Novotný, J., Varínsky, J., 1997: Možnosti integrovanej ochrany dubín, s. 325-333. In Križová, E., Kodrik, J., (eds): Zvolen, Vydavateľstvo Technickej univerzity, 347s.
- Novotný, J., Zúbrík, M., Biotický škodcovia lesov Slovenska 2004, 206s.
- Pfeffer, A., 1989: Kůrovci, Scolytidae, Platypodidae, Academia, Praha, 137 s.
- Príloha č. 9 vyhlášky Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky č. 453/2006 Z.z o hospodárskej úprave lesa a ochrane lesa
- Rozkošný, J., 2016: Atraktivita dubových lapákov inštalovaných v rôznom časovom intervale. Bakalárska práca, Zvolen: TU vo zvolene. 49 s.
- Schopf, A., 1992: Rinden- und holzbrütende Schädlinge an erkrankten Eichen in Österreich. Österreichische Forstzeitung, (1), s. 33-35
- STN 48 2717, 2000: Ochrana lesa proti podkôrnikovi dubovému
- Stolina, M., 1986: Odolnostný potenciál dubín a jeho premeny z aspektu súčasnej epifíticie, s. 7-16. In: Šmelko, Š. (ed): Vzťahy najdôležitejších škodlivých činiteľov k lesným drevinám a lesnému prostrediu. Zborník referátov zo seminára s medzinárodnou účasťou, Vyd. TU, Zvolen 188 s.
- Vakula, J., Zubrik, M., Kunca, A., Dubec, M., Findo, S., Galko, J., Gubka, A., Kaštier, P., Konopka B., Konopka J., Lalkovič, M., Leontovyč, R., Longauerová, V., Maťová, M., Nikolov, Ch., Pavlenová H., Rell S., 2015: Nové metódy ochrany lesa, Zvolen, Národné lesnícke centrum, 291 s.
- Zúbrík, M., Kunca, A., Galko, J., Vakula, J., Rell, S., Leontovyč, R., Gubka, A., Nikolov, Ch. 2018: Výskyt škodlivého hmyzu a hub v dubových porastoch Slovenska. In: Aktuálne problémy v ochrane lesa, Národné lesnícke centrum vo Zvolene, s. 41 – 45
- Podávanie
- Tento článok vznikol vďaka podpore z Agentúry na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. AVV-16-0031

Adresa autora:

Ing. Jozef Rozkošný
Duchonka 728/8
Pri majeri
956 22 Pražice
Ing. Juraj Galko PhD.
Lesnícka Ochranařska služba
Lesnická 11
969 01 Banská Štiavnica
doc. Ing. Milan Kodrik CSc.
Katedra integrovanej ochrany lesa a krajiny
Lesnická fakulta
Technická univerzita vo Zvolene
Masarykova 24
960 53 Zvolen
email: jozefrozkošny728@gmail.com
email: galko@nlc.org
email: kodrik@tuzvo.sk

Summary

In these times of climate change, it will be interesting to observe the reaction of oak bark beetle to temperature changes as well as longer drought. All these climate changes are beneficial for the pest but not for the health of oak trees. Back in the eighties, extremely dry weather caused the death of the oak tree. It was not only the fault of the oak bark beetle but it also contributed to this situation considerably. Nowadays the situation is repeating itself when there are drier summers and the average temperature is still rising from year to year. Stand hygiene is also neglected. What in the presence of trachemycus fungi can be cause of a major threat to oak stands in the future and the past situation may be repeat.

PPGIS AS A TOOL FOR SUPPORT OF FOREST TOURISM MANAGEMENT: A CASE STUDY FOR THE TERRITORY OF THE LOW TATRAS

Martin ZÁPOTOCKÝ

Zápotocký, M.: Ppgis as a tool for support of forest tourism management: a case study for the territory of the low tatras. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen

An important element in forest tourism management is to ensure public participation, which may be considered a means to develop better informed and more widely accepted forest tourism management outcomes. The main objective of this article was to describe and develop a public participation method that uses GIS (PPGIS) for collecting and analysing spatial data to provide decision support in forest tourism management. The PPGIS method presupposes that forests should be partially managed for compatibility with the range of values the public holds. We developed web-based map application on the basis of Google Maps API for spatial data collecting and public evaluation of forest environment. The application also contains geographical database of special forestry sites in Slovakia in a form of interactive map with responsive design for mobile devices. The achieved results can be used for a variety of forest planning processes including travel management planning or recreation facilities planning and can increase public awareness of forestry activities.

Keywords: forest tourism, GIS, Google Maps, public participation

1. INTRODUCTION

Managing the forests is important for the provision of timber, environmental benefits, recreation, etc., to forest owners and society (SAAD, 2017). Stakeholder participation in decisions related to forest planning is essential to get long-lasting and viable solutions. A number of studies describes the need of stakeholder participation for the purposes of forest planning support (KOZOVÁ et al., 2016; BRUNA-GARCIÁ AND MAREY-PÉREZ, 2014; CANTIANI et al., 2012; JANSE AND KONIJNENDIJK, 2007).

An important element in sustainable forest management is to ensure public participation which may be considered a means to develop better informed and more widely accepted forest management outcomes (SARVAŠOVÁ et al., 2014). It is a key element in a forest planning on a strategic level. However, only the first steps are being taken to include public participation in forest planning within the forestry sector (BRUNA-GARCIÁ AND MAREY-PÉREZ, 2014). Other authors claim that forest resource planning is a very complex problem mainly due to the multiplicity of wide-ranging criteria involved in the underlying decision-making process (DÍAZ-BALTEIRO AND ROMERO, 2008). One of the criteria to be taken into account is the social aspect in a form of public participation (BRUNA-GARCIÁ AND MAREY-PÉREZ, 2014).

The forest environment in Slovakia has recently become the subject of many discussions. Interest groups of forest owners, professional interest groups, interest groups of employers and employees, interest groups in hunting and nature conservation are entering to decision making process of forest use. The interest groups with different views to forest planning often get into the contradictory views. Involving public in the decision-making process, too, is a way to increase social sustainability and an important tool to support sustainable forest management (DE MEO et al. 2011). Hence, taking into account public knowledge with the aid of participatory approach can help to minimize several conflicts in forest planning.

Until recently, forest policy was heavily influenced by the scientific community and various economic models of optimal resource use. However, growing environmental awareness and acceptance of participatory democracy models in policy formulation have forced the public authorities in order to introduce new participatory mechanisms to manage forest resources (ANANDA, 2007).

The significant resource of information that is essential for decision-making in forest management is spatial data. Therefore, it is necessary to create a spatial tool for data collection, analysis and visualisation that presents a potential mean to encourage public participation. Public participation geographic information systems (PPGIS) have become an expanded form of mapping that enables different communities to create their own maps and use it for their own research, analysis, advocacy and conflict resolution (FORRESTER AND CINDERBY, 2014; RAMBALDI, 2010). Methods associated with PPGIS increase the rate of public participation (POCEWICZ et al., 2010) and ensure cooperation of different interest groups in forest management (BROWN-REED, 2009). However, its usage is currently associated with ethic and economic questions (CHAMBERS, 2006).

In last years, it was published several articles aimed to collecting and sharing spatial information about environment with the help of PPGIS for national park planning (SARKY-WRIGHT-EDWARDS, 2017; WOLF et al., 2015; BROWN AND WEBER, 2011), risk reduction and early predictions of natural disasters (USON AND KLONNER-HOFLE, 2016; CHEUNG et al., 2016) and agroforestry development (MUSAKWA, 2017; FAGERHOLM et al., 2016). We register the use of PPGIS in forestry to make forest management more efficient by local communities (McCALL AND MINANG, 2005; KELLY et al., 2012) and to solve conflicts between different interest groups (SANDSTROM et al., 2012). BROWN AND FAGERHOLM (2014) refer overview of participatory GIS applications for data gathering on ecosystem services. Less attention was paid to the use of PPGIS for the purposes of forestry education.

The power of PPGIS is expanding on opportunities offered by the Internet (Web 2.0/3.0) (JANKOWSKI et al., 2015; DÍAZ et al., 2012). The development of PPGIS in web form (web-based GIS) brings many benefits in terms of forestry and the environment, such as data connectivity and transparency, platform independence, low-cost software and hardware, better visualization and cost savings. They also allow interest groups and communities to participate in environmental issues that affect them. The internet as a participatory mapping method, although not without limitations, can be effective in measuring landscape value and special place data for use in a variety of forest planning processes

(BROWN AND REED, 2009).

The PPGIS method presupposes that forests should be managed for compatibility with the range of values the public holds for those lands and that inadequate understanding, modelling, and documentation of place-specific forest values can negatively affect public acceptance, viability, and the usefulness of national forest plans.

The main objective was to describe and develop a public participation method that uses geographic information systems (PPGIS) for collecting and analysing spatial data to provide decision support in forest tourism management in Slovakia. The data collected can be used for a variety of tourism planning processes including travel management planning and recreation facilities planning.

The use of public participation in terms of tourism management can detect shortcomings in current management and highlight new opportunities of study area. Therefore, we developed a pilot project on the basis of web-based map tool for ensuring public interaction during spatial data collection. The pilot project also contains a short questionnaire for final development of PPGIS according to public comments and suggestions.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Used programming application interfaces (APIs)

For the purposes of creation of map web-based tool we used Google Maps JavaScript API. The Google Maps JavaScript API allows to customize maps with own content and imagery for displaying on web pages and mobile devices. The library contains four basic map types (roadmap, satellite, hybrid, and terrain) that can be modified using layers and styles, controls and events, and various services and libraries.

Static web elements were created with the aid of pre-defined JavaScript library called Bootstrap. The Bootstrap is a free and open source front end development framework for creation of websites and web apps. The Bootstrap framework is built on HTML, CSS, and JavaScript to facilitate the development of responsive, mobile-first sites and apps. The Bootstrap includes user interface components, layouts and JavaScript tools along with the framework for implementation. The software is available precompiled or as source code. Some Bootstrap plugins and CSS components depend on other plugins. Also, all plugins depend on other JavaScript library jQuery that must be a part of web page in case of Bootstrap deployment.

2.2 System architecture

Architecture of presented PPGIS is labelled as client/server architecture, where one or more client's computers are connected to a central server over a network or internet connection. In our case, there are two separate tiers – Data and Presentation tier.

The Data tier consists of database server. Here information is stored and retrieved. This tier keeps data neutral and independent from business logic. Giving data its own tier

brings several advantages such as elimination of redundancy, optimization of storage and searching, multiuser access, multipurpose use, ensuring the protection and integrity of information, reliability, independence of base data and central data management (KOREŇ, 2009). In our case, the Data tier is based on relational data base management system Microsoft SQL Server 2012 R2 which allows to store spatial data.

The Presentation tier contains static web pages or Windows forms where data is presented to the user or input is taken from the user. The Presentation tier is the most important layer because it is the one that everyone sees and uses. For displaying data can be used common web browsers such as Mozilla Firefox, Google Chrome or Internet Explorer to generate interactive digital maps in HTML documents and web forms saved on Microsoft Internet Information Server (IIS).

Structure of web applications coming from Model-View-Control (MVC) design pattern which is one of three ASP.NET programming models. The MVC pattern allows us to separate the code that handles business logic from the code that controls presentation and event handling (JAIN et al., 2015). Each page in the PPGIS is made up of a combination of at least one Model and View and one or more Controls.

2.3 Design and implementation of PPGIS

Design and implementation of big system is usually a long-term process. Therefore, the application development life-cycle is composed of a number of clearly defined and distinct work phases. Nowadays, Informaticians use several schemas which describe phases of the application development life-cycle for creation of modern information systems. For the purposes of our system we were based on division into four phases - analysis, design, implementation and maintenance (ŠEŠERA AND MIČOVSKÝ, 1994). Each phase includes detailed steps which allow to create high-quality and secure systems.

An analysis of user requirements was performed during the first phase. We developed the pilot version of geographic information system, which was introduced to potential users. The pilot version contains options for displaying interactive maps and allows to collect spatial data on the study area. For the purposes of collecting the user requirements, we decided to use prepared questionnaire in electronic form that contains questions on functionality of the pilot version.

The Design of PPGIS consists of two sub-phases: overall design of system and detailed design of modules. Figure 1. shows basic schema of PPGIS that allows to collect spatial data in three separated fields – Attractiveness, Safety and Negatives. As a part of the system, we joined geographical database of special forestry sites.

The phase of implementation presents physical coding of modules into data and control structures of specific coding language and testing of each module and entire system. We use backend programming language C# with ASP.NET framework for the purposes of system administration and management.

After the creation of acquired system, there follows its operation and maintenance. In this case, it is not suitable to talk about maintenance because of the system is not wear

away. It presents a modification of the system after the end of implementation and detection of hidden errors. The modification can acquire resumption to previous phases.

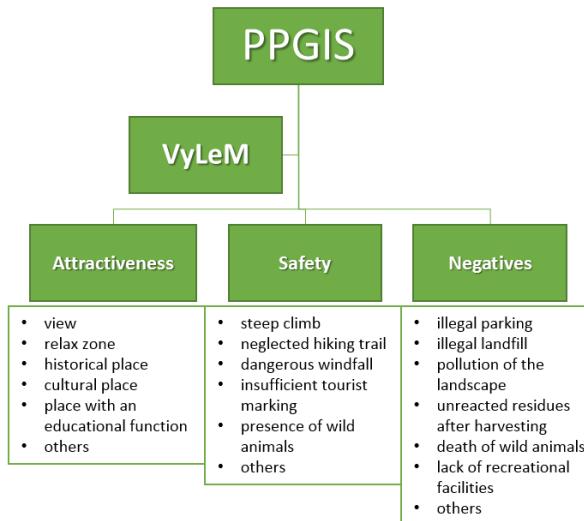


Fig. 1 Design of PPGIS schema for forest tourism management

2.4 Database schema

Database schema consists of three tables for *Attractiveness*, *Safety* and *Negatives* separately. For the purposes of storing spatial data, we created two attributes for *X* and *Y* coordinates (WGS 84 coordinate system). Attribute *OPIS* serves for storing short description about each map marker in a text form. Boolean attribute *KONTROLA* allows to store truth value, if the marker was verified or not by administrator. If yes, the marker is displayed on final map composition. A code lists are attached to tables by foreign keys for storing short names of categories of each monitored field.

Part of the scheme is also a table of special forestry sites in Slovakia called *Vylem* that contains attributes spatial position (*X*, *Y*), short name (*NAZOV*), location description (*LOKALITA*), description (*INFO*), photo (*PHOTO*) and photo source (*ZDROJ_FOTO*). A code list of categories is attached to table by foreign key attribute *VYLEMID*.

For storing public comments and suggestions from questionnaire, we prepared a table called *Dotaznik*. The table contains three attributes (*OT1*, *OT2*, and *OT3*) for storing number from four tier scale. The attribute *NAVRH* creates a space for updating of short description of proposed suggestion.

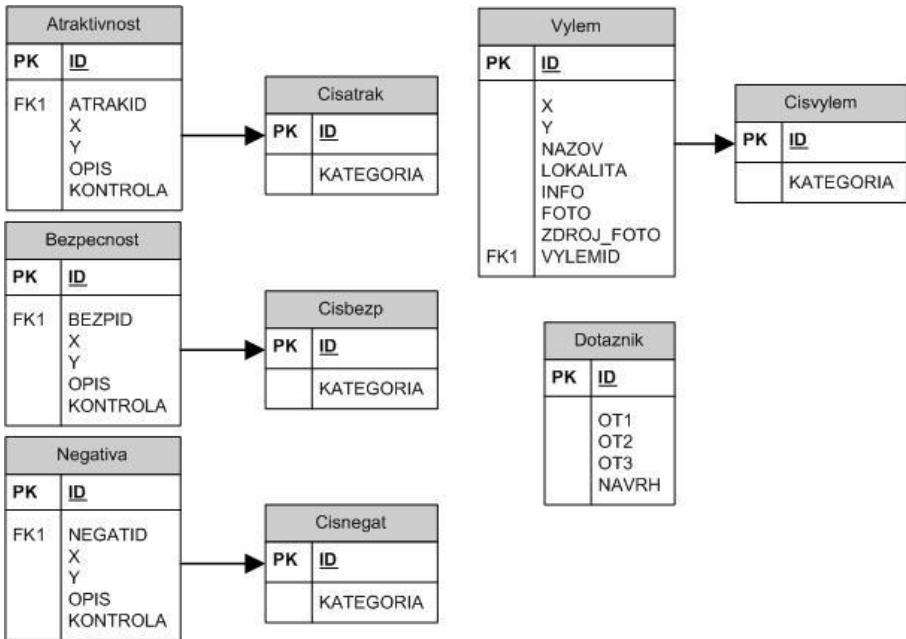


Fig. 2 Design of database schema of the PPGIS PaMaL

3 RESULTS

3.1 PPGIS PaMaL

We developed web-based map application on the basis of Google Maps JavaScrip API for spatial data collecting and public evaluation of forest environment called the PaMaL (*Participativne MapovanieLesov*). The application is stored on the Map Portal of the Technical University in Zvolen <http://mapy.tuzvo.sk/pamal/ppgis>. Initial web page of the PaMaL consists of basic tutorial and option to execute pilot version for the territory of the Low Tatras. The territory was selected because of high forest tourism potential and assumption of greater public participation on pilot version.

Graphic User Interface (GUI) is divided into header, map window and table panel (figure 3). The header consists of URL links to basic information about the PaMaL and contact to author. Left part of a screen contains text description, URL link to tutorial and table panel, where a record is assigned to map marker. There, it's possible to update point marker based on dropdown list and description in text field.

Respondent activates map marking by clicking on button *Pridat' nový bod*. Subsequently, click event on map window adds map point to clicked position. Activation of

added map markers is executed by clicking on map marker. This function allows to update spatial position, attributes or delete map marker from map window.

Instead of mapping tools, the map window contains basic map components of Google Maps, such as zoom buttons, street view, full extent button, GPS current position button and buttons for changing map composition.

After posting spatial position and description of map markers to server by clicking on *Odoslat' a pokračovať* button it's possible to collect spatial information about forest environment separately for Attractiveness, Safety and Negatives of the study area. At the end of data collection, all map markers from server are displayed on interactive map and respondent can fill in the questionnaire for receiving feedback to future development.

3.2 Interactive map of special forestry sites in Slovakia

The system also contains geographical database of special forestry sites in Slovakia called VyLeM that thematically complements interactive tool for spatial data collection (ZÁPOTOCKÝ et al., 2017). The markers are divided into several categories with specific symbology:

- *Gardens and Parks* – subcategories Arboretum, Botanic garden, Park,
- *Technical sights* – subcategories Technical sights, Railway,
- *Educational walkways*,
- *Cultural sights* – subcategories Cemetery, Castle, Chapel, Manor house, Forestry settlement, Mound, Museum, Open-air museum, Street, etc.,
- *Natural sights* – subcategories natural sights, Primeval forest,
- *Monuments* – Protected tree, Statue, Memorial stone,
- *Game reservations*.

Attributes of thematic categories consist of information about whole name of special forestry site, subcategory, location, short text description and photo. Spatial demand allows to activate info windows with data in text and image form (Figure 4).

Architecture of interactive map allows to work with spatial and attribute data on mobile devices (e. g. smartphones and tablets). Responsive design was tested on mobile devices with standard resolution (minimum 1280x720 pixels). Mobile devices enable to use additional procedures associated with spatial position of used smartphone/tablet. After clicking on button called *Mojapoloha* is possible to execute function for displaying map marker that presents actual position. However, it is important to take into account spatial accuracy of global positioning systems (GPS) installed on mobile device, which allows to display only approximate position. The spatial accuracy of mobile's GPS can be several meters according to surrounding environment and meteorological conditions.

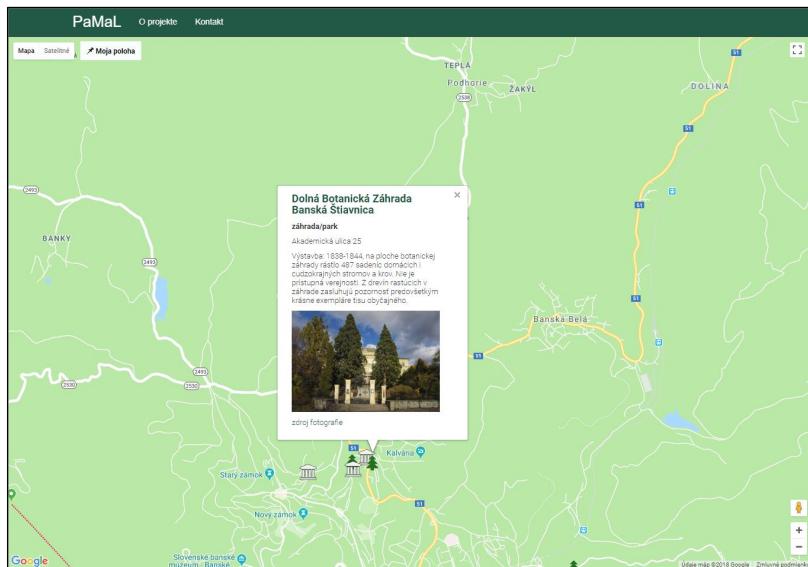


Fig. 4 Info window of the VyLeM after clicking on map marker (map © Google Maps)

3.3 Basic evaluation of public values

The pilot version of the PaMaL was tested by 21 respondents. They were invited through a facebook page *TuristikanaSlovensku*. Beta-testing consisted of adding markers to map window and filling in questionnaire about system usability. The respondents added 261 map markers (Table 1) in three monitored fields – Attractiveness, Safety and Negatives of the study area. The most added map markers were oriented to the attractiveness of the Low Tatras (57%). Spatial distribution of markers was displayed with the aid of density maps (Appendix A). High density of added points is oriented to the Low Tatras ridge and Ski resort Jasná. Among other smaller locations with higher density of map markers belong to Korytnica, Kalište, forestry settlement Čierny Váh, Ludrová valley, and Kráľovohoľa. From point of negative perceived impacts, the respondents added a high number of map markers to the Ski resort Jasná. As a main reason, analysis of text descriptions showed high level of construction of hotels. Similar situation was in case of location of Čertovica and Vyšná Boca. There, high number of negative markers was caused by negative landscape appearance because of wind calamity in previous decade.

Tab. 1 Summary of map markers

Monitored fields	Number of markers	Most common category
Attractiveness	150	view (69)
Safety	50	steep climb (27)
Negatives	61	pollution of landscape (32)

The results from questionnaire are summed in table 2. Each question reached more than a half value on a four-tier scale (1 – strongly agree, 4 – strongly disagree). The most respondents thought the system was easy to use more than the fact that the most people would learn to use this system very quickly. High mean value of the last question refers to potential for deployment in forest tourism management and planning. Instead of these questions, we asked the respondents to record comments or suggestions for future development of the system with the aid of text area under scale questions. There, we register comments about problems with map loading, missing photos, and missing thematic layer of hiking trails.

Tab. 2 Summary of answers from questionnaire

Question	Mean value	Standard deviation
I thought the system was easy to use.	3.11	0.83
I would imagine that most people would learn to use this system very quickly.	2.67	0.59
I think that the system could help to improve forest tourism management.	3.28	0.67

4 DISCUSSION AND CONCLUSION

Forest planning is a process often marked by conflicting values and ambiguous or contested goals at multiple scales of analysis (BROWN AND REED, 2009). The debate over forest land-use decisions often hinges on disagreements about societal values related to forest resource use (ANANDA, 2007). These disagreements are fought out repeatedly at local, regional, national, and international levels at an enormous social costs.

The development of the web-based GIS brings many benefits in forestry as an Internet connection and data transparency, platform independence, and user-friendly software. At the same time they allow interest groups and communities to participate in solving forestry problems that they encounter every day (ZÁPOTOCKÝ, 2016).

The use of PPGIS for forest tourism in the form of a web application provides a simple and convenient tool for collecting spatial and attribute information. However, it has several technical and administrative constraints. It is necessary to count on the limited transmission capacity of computer networks, lower resolution, quality and speed of displaying in web browsers and mobile devices. Attention should also be paid to the protection of geographic databases, data transfers, copyright and property rights and computer

security. MENG and MALCZEWSKI (2010) recommend, regardless of the benefits of web GIS, to use the system as a complementary tool to ensure public participation rather than as a comprehensive substitute for traditional ways of participating. At the same time, it is necessary to take into account the fact that not everyone has access to the Internet.

As an example of using Google Maps for the purpose of public participation in projects, we can mention the web portal *odkazprestarostu.sk*, which works on this platform. Residents of Slovak cities (currently 70 municipalities participate in the project) can report spatial problems through the portal. The created problems are then dealt by the local government. Inputs added to the population are recorded on a digital map where it is possible to distinguish stimuli that are solved, unsolved and closed. Based on this successful application of PPGIS we also developed map-based tool on the basis of Google Maps JavaScript API.

The Achieved results confirm a successful application of PPGIS for the forest tourism management. Respondents identified hidden positive and negative spatial values of the study area. Created map compositions can be helpful to increase public impact on forest tourism policy and spatial decision support and can improve travel management planning or recreation facilities planning.

5 LITERATURE

- ANANDA, J., 2007. Implementing participatory decision making in forest planning. *Environmental Management*, 39(4), p. 534-544.
- BROWN G., FAGERHOLM, N., 2014. Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation. *Ecosystem Services*, 13, p. 119–133.
- BROWN G., REED P., 2009. Public Participation GIS: a new method for national forest planning. *Forest Science*, 55(2), p. 166–182.
- BRUNA-GARCÍA, X., MAREY-PÉREZ, M. F., 2014. Public participation: a need of forest planning. *iForest*, ISSN 0979-007, 2014, 7, p. 216–226.
- CANTIANI, M. G. et al., 2012. Forest planning and public participation: A possible methodological approach. *iForest*, 5, p. 72–82.
- CHAMBERS, R., 2006. Participatory mapping and geographic information systems: whose map? Who is empowered and who disempowered? Who gains and who loses? *The Electronic Journal of Information Systems in Developing Countries*, 25(2), p. 1–11.
- CHEUNG, W., 2016. Integrating resident digital sketch maps with expert knowledge to assess spatial knowledge of flood risk: A case study of participatory mapping in Newport Beach, California. *Applied Geography*, 74, p. 56–64.
- DE MEO, I., et al. 2013. Public participation GIS to support a bottom-up approach in forest landscape planning. *iForest*, 6, p. 347–352.
- DÍAZ L., et al. 2012. Web 2.0 broker: a standards-based service for spatio-temporal search of crowd-sourced information. *Applied Geography*, 35(1-2), p. 448–459.
- FAGERHOLM, N., et al., 2016. Assessing linkages between ecosystem services, land-use and well-being in an agroforestry landscape using public participation GIS. *Applied Geography*, 74, p. 30–46.
- FORRESTER, J., CINDERBY, S., 2014. Guide to using Community Mapping and Participatory-GIS. Tweed Forum, UK.
- JANKOWSKI, P., et al., 2015. Geo-questionnaire: A method and tool for public preference elicitation in landuse planning. *Transactions in GIS*. 20(6), p. 903–924.
- JAIN, N., PRIYANKA, M., MEHTA, D., 2015. AngularJS: A modern MVC framework in JavaScript. [online]. [cit. 2018-05-15]. Available on <http://www.jgrcs.info/index.php/jgrcs/article/viewFile/952/610>.

- JANSE, G., KONIJNEDIJK, C. C., 2007. Communication between science, policy and citizens in public participation in urban forestry-Experiences from the Neighbourhoods project. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(1), p. 23–40.
- KELLY, M., et al., 2012. Expanding the table: The web as a tool for participatory adaptive management in California forests. *Journal of Environmental Management*, 109, p. 1–11.
- KOREŇ, M., 2009: Databázové systémy. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2009. 90 p. ISBN 978-80-228-2084-4.
- KOZOVÁ, M. et al., 2016. Network and participatory governance in urban forestry: An assessment of examples from selected Slovakian cities. *Forest Policy and Economics*.
- MCCALL, M. K., MINANG, P.A., 2005. Assessing participatory GIS for community-based natural resource management: Claiming community forests in Cameroon. *Geographical Journal*, 171(4), p. 340–356.
- MENG, Y., MALCZEWSKI, J., 2010. Web-PPGIS Usability and Public Engagement: A Case Study in Canmore, Alberta, Canada. *URISA Journal* 22(1), p. 55–64.
- MUSAKWA, W., 2017. Identifying land suitable for agricultural land reform using GIS-MCDA in South Africa. *Environment, Development and Sustainability*, p. 1–19.
- POCEWICZ A., SCHNITZER R., NIELSEN-PINCUS M., 2010. The social geography of southern Wyoming: Important places, development, and natural resource management, from <https://www.nature.org/ourinitiatives/regions/northamerica/unitedstates/wyoming/howwework/science-mapping-social-values-2010-1.pdf>
- RAMBALDI, G., 2010. Participatory Three-dimensional Modelling: Guiding Principles and Applications, 2010 edition: CTA, Wageningen, the Netherlands.
- SAAD, R., 2017. The effect of forest information quality on the Planning and Decision Process in Forestry. Doctoral Thesis. Faculty of Forestry Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences.
- SANDSTROM, P., et al., 2012. Participatory GIS to mitigate conflicts between reindeer husbandry and forestry in Vilhelmina Model Forest, Sweden. *Forestry Chronicle*. 88(3), p. 254–260.
- SARKY, S., WRIGHT, J., EDWARDS, M., 2017. Evaluating consistency of stakeholder input into participatory GIS-based multiple criteria evaluation: a case study of ecotourism development in Kurdistan. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60(9), p. 1529–1553.
- SARVAŠOVÁ, Z., DOBŠINSKÁ, Z., ŠÁLKA, J., 2014. Public participation in sustainable forestry: the case of forest planning in Slovakia. *iForest – Biogeosciences and Forestry*. 7, p. 414–422.
- ŠEŠERA, L., MIČOVSKÝ, A., 1994. Objektovo-orientovaná tvorba systémov a jazyk C++. Bratislava, Vydavateľstvo Perfect, 375 p.
- USON, T.J., KLONNER, C., HOFLE, B. 2016. Using participatory geographic approaches for urban flood risk in Santiago de Chile: Insights from a governance analysis, *Environmental Science & Policy*, 66, p. 62–72.
- WOLF, I. D., et al., 2015. The use of public participation GIS (PPGIS) for park visitor management: A case study of mountain biking. *Tourism Management*, 51(11), p. 112-130.
- ZÁPOTOCKÝ, M. 2016. Zobrazovanie digitálnych lesníckych máp na internete. In *Acta Facultatis Forestalis Zvolen*. ISSN 0231-5785, 2016, 58(1), p. 87-100.
- ZÁPOTOCKÝ, M., VRANOVÁ, S., ORÁVIKOVÁ, J., 2017.

Author's address:

Ing. Martin Zápotocký
 Katedra hospodárskej úpravy lesov a geodézie
 Lesnícka fakulta
 Technická univerzita vo Zvolene
 Ul. T. G. Masaryka 2117/24
 960 53 Zvolen
 e-mail: mailto:martin.zapotocky@tuzvo.sk

Súhrn

Predložený príspevok sa zaoberá návrhom a prvotným otestovaním mapového nástroja pre zabezpečenie participácie verejnosti v efektívnom riadení turizmu v lesnom prostredí. Kombinácia geoinformačných a webových technológií nám umožnila vytvoriť participatívny GIS (PPGIS) pre podporu turizmu v lesnom prostredí. Prostredníctvom mapového nástroja participujúci zozbierali vnímané skúsenosti a environmentálne vplyvy, ktoré na nich počas návštevy záujmového územia pôsobili. Práca s PPGIS bola rozdelená do štyroch samostatných častí. V prvých troch respondenti pridávali mapové značky podľa vnímanej oblasti (Atraktívnosť, Bezpečnosť a Negatíva územia). V poslednej časti respondenti hodnotili na štvorstupňovej škále niekoľko výrokov zameraných na hodnotenie práce so systémom a potenciálu pre jeho využitie v manažmente zameranom na podporu turizmu a rekreácie. Pilotný projekt umožňoval mapovanie pre územie Nízkych Tatier, pričom väčšina územia patrí Národnému parku Nízkych Tatier.

Súčasťou predloženého pilotného projektu je databáza významných lesníckych miest Slovenska. Jednotlivé miesta sú tematicky zaradené do príslušnej kategórie (Záhrady a parky, Technické pamiatky, Náučné chodníky, Kultúrne pamiatky, Prírodné pamiatky, Pamätníky, Zvernice). Priestorovým dopytom na mapovú značku významného lesníckeho miesta je možné zobraziť atribútové údaje (názov, lokalita, charakteristika miesta, fotografia).

V rámci participácie na zbere priestorových informácií sa pilotného projektu zúčastnilo 21 respondentov, ktorí pridali 261 mapových značiek. Väčšina pridaných značiek bola orientovaná na atraktívnosť územia (57% zo všetkých bodov). Priestorové rozloženie mapových značiek bolo zobrazené prostredníctvom mapových kompozícii so znázornenou hustotou pridaných značiek. Vysoká hustota značiek je lokalizovaná na hrebeni Nízkych Tatier a v športovo-rekreačnom stredisku Jasná. Medzi menšie územia s vyššou hustotou patria aj Korytnica, Kalište, lesnícka osada Čierny Váh, Ludrovská dolina a Kráľova hoľa. Z pohľadu negatívne vnímaných vplyvov, respondenti pridali vysoký počet značiek územiu strediska Jasná. Ako hlavný dôvod, analýza textových opisov ukázala vysokú úroveň výstavby hotelov. Podobná situácia bola v prípade územia Čertovice a Vyšnej Boci. V tomto prípade bol vysoký počet negatívnych značiek spôsobený negatívnym vzhládom krajiny. Táto skutočnosť môže byť spôsobená výskyтом veterálnych kalamít a náhodných ťažieb v minulosti. Použitie PPGIS pre podporu turizmu v lesnom prostredí vo forme webovej aplikácie poskytuje jednoduchý a pohodlný nástroj pre zber priestorových a atribútových informácií. Dosiahnuté výsledky potvrdzujú úspešnú aplikáciu metódy participácie založenú na geoinformačných technológiách. Respondenti identifikovali skryté pozitívne a negatívne priestorové prvky záujmového územia. Vytvorené mapové kompozície môžu pomôcť zvýšiť vplyv verejnosti na lesnícku politiku a podporu priestorového rozhodovania a zlepšiť plánovanie v oblasti cestovania a budovania rekreačných zariadení.

Appendix A: Kernel density of map markers

