



**ACTA
FACULTATIS
FORESTALIS
ZVOLEN**

**62/1
2020**

TECHNICKÁ UNIVERZITA VO ZVOLENE

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

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

Predseda redakčnej rady / Editor in Chief:
prof. h. c. prof. Dr. Ing. Viliam Pichler

Redakčná rada / Editorial board:
prof. 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 62 1/2020

Vydala Technická univerzita, T. G. Masaryka 2117/24, 960 01 Zvolen, IČO 00397440

Vydanie I. – jún 2020

Rozsah 66 strán

Náklad 100 výtlačkov

Tlač a grafická úprava: Vydavateľstvo TU vo Zvolene

Vydanie publikácie schválené Edičnou radou TU vo Zvolene dňa 5. 2. 2020, číslo EP
25/2020

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou

Za vedeckú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori.

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

Linda Csölleová, František Máliš: Changes in species composition of forest vegetation in Slovakia.....	7
Marek Kotrik, František Máliš, Mariana Ujházyová, Ľudovít Vaško, Martin Bažány, Karol Ujházy: Zmeny rastlinných spoločenstiev Slt <i>Fageto-quercetum</i> na andezitoch slovenského Stredohoria.....	21
Jerguš Rybár: Rast Podsadiieb Jedle Bielej v Borovicových Porastoch	41
Milan Kašiar – Marián Homolák: Výskum a vyhodnotenie laterálneho toku vody v pôde pomocou 3D elektrickej rezistívnej tomografie	53

CHANGES IN SPECIES COMPOSITION OF FOREST VEGETATION IN SLOVAKIA

Linda CSÖLLEOVÁ, František MÁLIŠ

CSÖLLEOVÁ, L., MÁLIŠ, F.: Changes in species composition and taxonomic homogenization of forest vegetation in Slovakia. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen.

Many studies have identified plant diversity changes at local spatial scales, though much less is known about temporal trends in diversity at landscape-scale. Moreover, most resurvey studies carried out in Europe so far have focused on lowland forests and considerably less is known about sub-montane and montane forests. Additionally, processes of homogenization are poorly understood and frequently documented on abandoned coppices while evidence about homogenization in high forests, which cover a significant part of Central Europe is rather rare. The aim of this work was to investigate potential taxonomic homogenization and loss of species richness of forest vegetation in landscape-scale in Slovakia. For this study we used very valuable data from 2303 permanent plots of the forest vegetation survey carried out in Slovakia during 1951–1981 and the plot resurvey in 2005–2007. Baseline survey focussed on the site classification and the mapping of potential vegetation. These plots represent all forest vegetation types across Slovakia. Based on the difference between the baseline and the new survey we analysed changes in forest vegetation structure, composition and diversity, which could be driven by climate change, increased depositions of air pollutants and changes in forest management. In our analyse, we found out that changes of forest understories occur through whole scale of forest types of Slovakia, with prevailing species losses in majority of them. According to Sørensen dissimilarity indices the most considerable changes of forest vegetation were presented at lower altitudes. In these communities, temporal changes were represented by gains of nitrophilous and mesotrophic species and losses of light demanding species, indicating on-going process of eutrophication. On the other hand, some types of beech forests and mountain spruce forests changed less. However, the majority of species losses and vegetation acidification were identified especially in mountain regions.

Key words: beta diversity, forest vegetation changes, environmental changes, taxonomic homogenization

1. INTRODUCTION

Decreasing biodiversity is becoming one of the major current problems in the issue of nature conservation, which is confirmed by numbers of surveys and studies with this themes conducted. In the last few decades, Earth's biodiversity undergone a crisis, which means that number of living organisms existing is decreasing world-wide. Such consistent degradation of biodiversity could not necessarily be seen as a serious and urgent problem in Slovakia. However, numerous studies identified decrease of species diversity

of temperate forest vegetation (KEITH ET AL. 2009, HÉDL ET AL. 2010), Slovakia including (MÁLIŠ 2011, VLADOVIČ ET AL. 2006). Vegetation of temperate forests have experienced distinct changes in species composition and diversity caused by environmental changes. These variation of abiotic and biotic conditions are associated with global environmental change, transformations of land-use and alternations of forest management as well as atmospheric pollutants causing eutrophication and acidification or expansion of invasive species. Such changes of environment cause a wide spectrum of negative impacts on forest ecosystems and species composition of understorey vegetation, which undergoes taxonomic homogenization and loss of species diversity, at present. There are several main drivers of these species losses in Slovakia as well as all over the region of Central Europe. First of them is global climate change and especially global warming. Other important drivers are changes in landuse management and practices of forest management, such as the abandonment of coppicing in lowland deciduous forests (VAN CALSTER ET AL. 2007; BAETEN ET AL. 2009; SZABÓ 2010; KOPECKÝ, HÉDL & SZABÓ 2013) as well as litter raking (DOUDA ET AL. 2016) with restriction of grass cutting of forest vegetation along with forest pastures. Changes of vegetation are also associated with expansion of invasive species (McCUNE & VELLEND 2013) as well as competitive pressure (HÉDL, KOPECKÝ & KOMÁREK 2010; BOULANGER ET AL. 2015; VILD ET AL. 2017). Also, atmospheric pollutants such as nitrogen and sulphur depositions are causing environmental eutrophication and acidification, which in other words means alternation of soil conditions (DEIKMANN & DUPRE 1997; VERHEYEN ET AL. 2012). It has been determined that atmospheric deposition of nitrogen decreases plant species richness along Europe (SIMKIN ET AL. 2016).

Some studies have shown that in understories of the temperate forests global warming may favour warm-adapted species (VAN DER VEKEN ET AL. 2004; LENOIR ET AL. 2010). Nevertheless, responses of vegetation communities are slower compared to increases of temperature (BERTRAND ET AL. 2011; JANTSCH ET AL. 2013). Also, higher stand densities along with heavier closure of forest canopies as well as atmospheric N depositions and increasing deer density buffer macroclimatic changes (DE FRENNE ET AL. 2013). Therefore, a number of studies observed over the past 50 years a shift of forest vegetation towards more mesic, shade-tolerant, moisture-adapted and N-demanding species rather than showing a thermophilization (VERHEYEN ET AL. 2012; EWALD ET AL. 2013; JANTSCH ET AL. 2013). Vegetation dynamics in understories of forests were often accompanied by a homogenization within forest regions caused by losses of rare habitat specialists and the expansion of common, competitive species (ROONEY ET AL. 2004; KEITH ET AL. 2009; NAAF & WULF 2010; KOPECKY ET AL. 2013; REINECKE ET AL. 2014).

Many existing surveys and studies conducted in Europe have focused on lowland deciduous forest ecosystems mostly exploring forest vegetation diversity changes at local spatial scales covering only forest stands with relatively homogenous site conditions

(ŠAMONIL & VRŠKA 2008; BAETEN ET AL. 2009; HÉDL ET AL. 2010; HEINRICHS & SCHMIDT 2017; BERNHARDT-RÖMERMANN ET AL. 2015). However, much less is known about homogenization of forest vegetation at landscape scale along with spatial β -diversity (MCGILL ET AL. 2015; VELLEND ET AL. 2017). In past few decades compositional heterogeneity within sites has been decreasing with rapid pace through specific process called biotic homogenization (MCKINNEY & LOCKWOOD 1999). It can have divers forms of which in our focus and the most studied one is a taxonomic homogenization (OLDEN & ROONEY 2006). This form of homogenization could be described as an increase of vegetation species composition similarity among sites, which actually means a temporal decrease of β -diversity (PRACH & KOPECKÝ 2018). However, there is a lack of knowledge considering this issue, especially about temporal trend in the spatial β -diversity of temperate forest understories (PRACH & KOPECKÝ 2018). Furthermore, most of the studies considering actual drivers of vegetation homogenization that have been conducted in Europe have focused on lowland forest ecosystems (VERHEYEN ET AL. 2012; BERNHARDT-RÖMERMANN ET AL. 2015). Very poorly are these processes understood in montane and sub-montane regions (HÉDL 2004; HÜLBER ET AL. 2008; LENOIR ET AL. 2010) and especially, significantly less is known about homogenization in ordinary managed high forests, inspite of the fact that these forests cover significant part of Central European area as well as Slovakia landscape.

Slovakia is a country obtaining a large nature variability on relatively small area, which is mainly due to the great diversity of geological subsoil as well as the large gradient of altitude, which significantly influences climatic conditions, what has consequently created a number of different habitat conditions. Furthermore, all across the country there have been conducted a survey foccused on site classification and forest vegetation composition establishing thousands of permanent plots, whereby about 2000 plots were resampled in recent years. According to this survey, we have a huge amount of data representing all forest vegetation types across Slovakia recording undergoing changes within about last 5 decades. In our study we decided to focuse on forest understories, especially on the forest vegetation compositions analysing data acquired during this survey and observe potential changes at landscape-scale in Slovakia. The aim was to test whether taxonomic homogenization and loss of species diversity which undergoes in lowland forests do also occur in higher altitudes and thus if there could be found any trend in these changes within the altitude gradient.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

Slovakia is a country typical for highly variable natural conditions, offering a large scale of different ecosystems. An arc of Carpathian Mountains spreading throughout Central and Eastern Europe forms a massive mountain range in Slovakia, which induced great geological variability and rather large elevational gradient. Various bedrock scale along with large altitude gradient reaching from lowlands to alpine summits above 2500 m.n.m offer conditions for forming a diverse spectrum of forest types. Lowland region is typical for oak dominated forests which with gradually increasing altitude slowly shifts into beech forests. Mountain regions are home to mixed forests of fir, beech and spruce. Higher elevations are native to spruce forests, while above them there is a dwarf mountain pine zone forming an upper forest limit line.

2.2 Establishment of permanent plots and resampling

As a basis for the analysis of reactions of forest vegetation of Slovakia to environmental changes we used data acquired during forest vegetation survey and its resampling few years ago. This old forest vegetation survey was carried out during 1951–1981 across whole Slovakia focussing on the vegetation composition and site classification. During this period there were established about 20 000 permanent plots (500 m² in size). These sample plots had to be located in mature forest stand that was typical of a vegetation unit distinguished. In the field, researchers conducted complete phytosociological relevés, which means plant species list and cover values. Further, various characteristics of site such as exposition or slope, then stand structure and soil pitch profile were recorded. In addition, there was also a subset of sample plots where the height and the diameter of trees were recorded as well as soil samples analyzed for chemical reactions and physical properties were conducted. In time period between 2005–2007 the resampling of these plots was realized. In total, 2 303 of the permanent plots were resampled with original methods. There were a few important requirements which plots had to fulfil to be resampled. Plot had to be localized in mature forest stand without any heavy disturbance or harvest since the first survey. Further, resampled plot had to be established at least 30 years ago and resampled plots should represent all forest vegetation types within Slovakia. The data have great potential to elucidate impact of environmental changes on forests, since they provide the detailed picture of forests and their vegetation in the period of time that is known as a reference climate, which represents climatic conditions before the onset of the climate change across forest ecosystems of Slovakia and also records state of the same sites on the present.

2.3 Data analyse

The aim of this work was to analyse and evaluate the impact of the environmental changes on forest vegetation over recent decades. To make this changes readable from the large amount of data we kept at disposal, we used a free software environment for statistical computing and graphics called R (R CORE TEAM 2019). The term „environment“ represents its attribute of fully planned, coherent, functional and flexible system. R is an integrated set of software facilities which offers so called packages of functions for manipulation, calculation and graphical display of data, which with its characteristics made it perfect to satisfy our demands. To test whether changes in species occurrence between the surveys were related to species ecological requirements, we used permutation trees implemented with *ctree* function in R package *party* (HOTHORN ET AL. 2006). Moreover, we used R package *ggplot2* (WICKHAM 2016) to create scatter charts with regression curve and also to create diagrams with boxplots. As information about species ecological requirements, we used Ellenberg Indicator Values (EIV, ELLENBERG ET AL. 1992), calculated in Juice programme (TICHÝ 2002) using only presence/absence data.

In this study we aimed to answer few questions. Firstly we wanted to know how forest vegetation changed in terms of species losses and gains, and secondly how do these gains and losses vary within different environmental conditions? To obtain all of the fundamental aspects to answer these questions we used Temporal Beta-Diversity Index function for R (TBI, LEGENDRE 2019) method of analysis with dissimilarity indices, which basis accrue from species presence or absence of species. TBI method is composed of two parts. Firstly, we need to estimate the temporal change at each particular plot using an appropriate dissimilarity index and subsequently we have to test the significance of that change. The second step is to identify, whether gains or losses prevail. Here we used Sørensen dissimilarity index. To evaluate ecological significance of compositional turnover, we compared values of Sørensen dissimilarity index to error which is caused by observer bias and imprecise relocation of plot during resurvey (VERHEYEN ET AL. 2018). Variability of forest vegetation was expressed by vegetation units of forest typological system, i.e. groups of forest types (E.G. KRIŽOVÁ ET AL. 2016)

3. RESULTS

According to analyze using regression tree with Sørensen dissimilarity index we assume that the most changed communities were those where the Ellenberg Indicator Values (EIV) for nitrogen increased and EIV for light were lower than 0.11. (Fig. 1). In other words, the most significant changes were observed in communities where gains of nitrophilous and mesotrophic species occurred and on the other hand losses of light demanding species were visible as well.

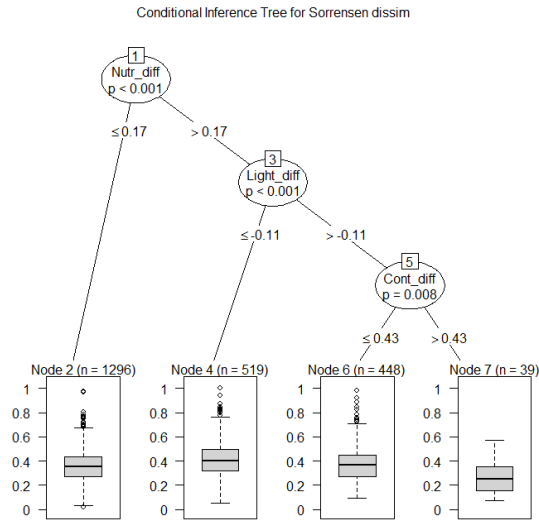


Fig. 1 Conditional Inference Tree for Sørensen dissimilarity index indicates that those plots where nitrophilous and shade tolerant species increased exhibited the highest temporal changes (the second boxplot from the left). Divisions are described by the difference of particular EIV and only those EIV are shown which were statistically significant.

If we consider forest vegetation types, these most significant changes occurred in several of them. Within the boxplots (fig. 2), the most outstanding seems to be one representing the most higher located forest vegetation type – dwarf mountain pine zone (particularly M forest type). However, there are only few of plots in this zone and considering its location in such altitude with extreme conditions, seeming changes are inferable. Next vegetation type with the second distinct values of Sørensen dissimilarity index is zone of riparian forests (UFr c, UFr p, FrAl), which is probably mostly effected by nitrophilization.

As we look through diagrams with EIV values for nitrogen and light within the groups of forest types (fig. 4,5) an interesting fact can be found. Boxplots indicating increased EIV values for nitrogen along with decreased values for light are those typical for lowlands (Q, CQ, FQ, PiQ, Pide v, BAI), which could mean that these boxplots could represent exactly communities of the second boxplot of the regression tree in figure.

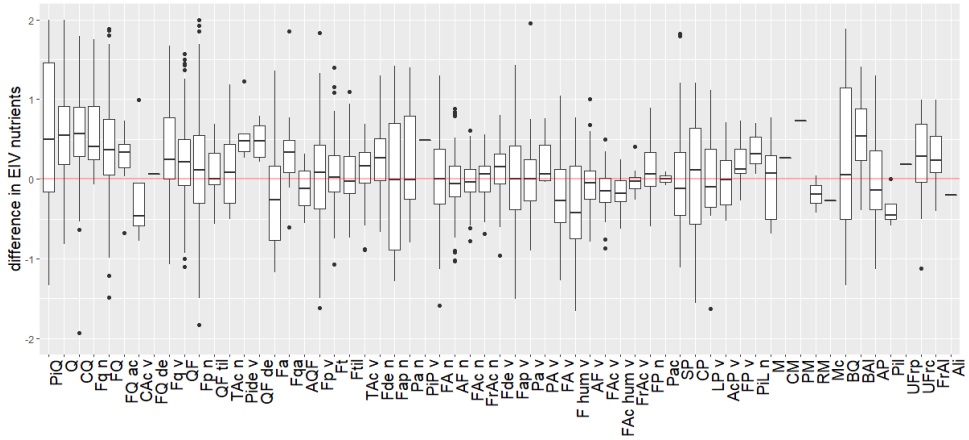


Fig. 4 Difference of EIV values for nutrients within the groups of forest types

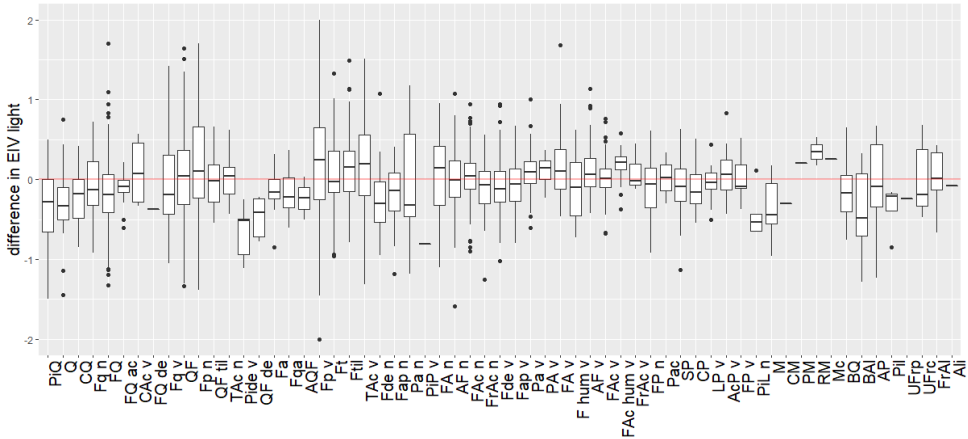


Fig. 5 Difference of EIV values for light within the groups of forest types

4. DISCUSSION

In this specific analyse of such an extensive survey across all of the forest vegetation types of Slovakia we could conclude some interesting discoveries. So as we presumed according to several studies indicating strong evidence of decline of the forest vegetation diversity the most considerable changes of forest vegetation shifting towards homogenization were presented in groups of forest types lying at lower altitudes (KEITH ET AL. 2009; HÉDL ET AL. 2010; VERHEYEN ET AL. 2012; BERNHARDT-RÖRMANN ET AL. 2015). These changes are mostly caused by decreasing frequencies of anthropogenic disturbances and abandonment of some traditional forest management practices (WOHLGEMUTH ET AL. 2002; HÉDL, KOPECKÝ & KOMÁREK 2010) such as forest coppicing, litter raking, grass cutting or wood pasture (KIRBY & WATKINS 1998; Szabó & HÉDL 2013). Also, an additional explanation for decline of forest vegetation species diversity an increased atmospheric nitrogen deposition is mostly suggested (THIMONIER ET AL. 1994; GILLIAM 2006). In our analyses these hypotheses were also confirmed, whereby in forest groups of lower altitudes the EIV values for nitrogen increased the most and for light decreased the most as well. Increased EIV values for nitrogen means, that there started to occur more nutrient demanding species, which adapted for increased N soil depositions caused by atmospheric depositions and extensive using of fertilization in agriculture. Decreased values for light demanding species are associated with abandonment of coppicing which caused closure of canopy and decreased light availability of light in the forest floor.

Firstly we expected that in submontane and montane regions there will be no such a trend as in lowland forests, which partially come true. The less significant changes in forest vegetation occurred in montane natural spruce forests as well as in some types of beech forests which represents slightly decreasing trend of changes with increasing altitude. However, existing changes occurring within these mountain regions could be associated with acidification that seems to have slightly decreasing trend in those regions in comparison with lower altitude regions.

Furthermore, according to previous studies we presumed that the most significant losses in forest vegetation species diversity would occur within the groups of lowland forests. For example Johnson et al. (2014) detected a much faster homogenization in fertile floodplain forests compared to upland forests. However, according to our analyse, losses prevail in forests of higher altitudes and not of those in lowlands. This could be explained by the fact, that in lowlands also many newcomer species occur, while in mountains losers where not replaced by new species.

Observed changes could be associated not only with environmental changes, but also changes in forests structure which underwent certain succession. The plots were not heavily disturbed between the sampling periods and therefore changes in structure usually follows natural processes. In lowland forests where management intensity decreased, the mature stands was usually undergrown by shade-casting species like *Carpinus betulus*,

which led to lower light levels at the understory. On the other hand, canopy cover of forests in mountains slightly decreased likely due to the mortality of adult trees since plots where during baseline survey usually established in well-developed stands representing typical plant community in „optimum“ stage.

„This publication is the result of the project implementation: Comprehensive research of mitigation and adaptation measures to diminish the negative impacts of climate changes on forest ecosystems in Slovakia (FORRES), ITMS: 313011T678 supported by the Operational Programme Integrated Infrastructure (OPII) funded by the ERDF.“

Literature:

- BAETEN, L., BAUWENS, B., DE SCHRIJVER, A., DE KEERSMAEKER, L., VAN CALSTER, H., VAN-DEKERKHOVE, K., & VERHEYEN, K. (2009). Herb layer changes (1954–2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science*, 12(2), 187-197.
- BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BAETEN, L., CRAVEN, D., DE FRENNE, P., HÉDL, R., LENOIR, J., & DIERSCHKE, H. (2015). Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global change biology*, 21(10), 3726-3737.
- BERTRAND, R., LENOIR, J., PIEDALLU, C., RIOFRÍO-DILLON, G., DE RUFFRAY, P., VIDAL, C., & GÉGOUT, J. C. (2011). Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature*, 479(7374), 517-520.
- BOULANGER, V., BALTZINGER, C., SAĎ, S., BALLON, P., PICARD, J. F., & DUPOUEY, J. L. (2015). Decreasing deer browsing pressure influenced understory vegetation dynamics over 30 years. *Annals of Forest Science*, 72(3), 367-378.
- De FRENNE, P., RODRIGUEZ-SANCHEZ, F., COOMES, D. A., BAETEN, L., VERSTRAETEN, G., VELLEND, M. et al. 2013. Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, 18561–18565.
- DOUDA, J., BOUBLÍK, K., DOUDOVÁ, J., & KYNCL, M. (2016). Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. *Journal of Applied Ecology*, 54, 761–771.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., & PAULISSEN, D. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica*, 18, 1–248.
- EWALD, J., HENNEKENS, S. M., CONRAD, S., WOHLGEMUTH, T., JANSEN, F., JENSSEN, M., & CHYTRY, M. (2013). Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions-a survey based on phytosociological databases. *Tuexenia*, 33, 93-109.
- GILLIAM, F. S. (2006). Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology*, 94(6), 1176-1191.
- HÉDL, R. (2004). Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology*, 170(2), 243-265.
- HÉDL, R., KOPECKÝ, M., & KOMÁREK, J. (2010). Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, 16(2), 267-276.
- HEINRICHS, S., & SCHMIDT, W. (2017). Biotic homogenization of herb layer composition between two contrasting beech forest communities on limestone over 50 years. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 271-281.
- HOTHORN, T., HORNIK, K., & ZEILEIS, A. (2006). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15, 651–674.
- HÜLBER, K., DIRNBÖCK, T., KLEINBAUER, I., WILLNER, W., DULLINGER, S., KARRER, G., & MIRTIL, M. (2008). Long-term impacts of nitrogen and sulphur deposition on forest floor vegetation in the Northern limestone Alps, Austria. *Applied Vegetation Science*, 11(3), 395-404.
- JANTSCH, M. C., FISCHER, A., FISCHER, H. S., & WINTER, S. (2013). Shift in plant species composition reveals environmental changes during the last decades: a long-term study in beech (*Fagus sylvatica*) forests in Bavaria, Germany. *Folia Geobotanica*, 48(4), 467-491.

- JOHNSON, S. E., MUDRAK, E. L., & WALLER, D. M. (2014). Local increases in diversity accompany community homogenization in floodplain forest understories. *Journal of Vegetation Science*, 25(3), 885-896.
- KEITH, S. A., NEWTON, A. C., MORECROFT, M. D., BEALEY, C. E., & BULLOCK, J. M. (2009). Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years.
- KOPECKÝ, M., HÉDL, R., & SZABÓ, P. (2013). Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 79-87. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), 3539-3544.
- KRIŽOVÁ, E., UJHÁZY, K., NIČ, J. (2016). *Fytocenológia a lesnícka typológia*, Technická univerzita vo Zvolene
- LEGENDRE, P. (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecology and Evolution*, 9(6), 3500-3514.
- LENOIR, J., GÉGOUT, J. C., DUPOUEY, J. L., BERT, D., & SVENNING, J. C. (2010). Forest plant community changes during 1989-2007 in response to climate warming in the Jura Mountains (France and Switzerland). *Journal of Vegetation Science*, 21(5), 949-964.
- MÁLIŠ, F. 2011. Changes in plant species composition of oak forests in Poľana massif (central Slovakia) after 40 years, *Reports of Forestry Research* 56 (3): 168–177
- MCCUNE, J. L., & VELLEND, M. (2013). Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. *Journal of Ecology*, 101(6), 1542-1551.
- MCGILL, B. J., DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., & MAGURRAN, A. E. (2015). Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution*, 30(2), 104-113.
- McKINNEY, M. L., & LOCKWOOD, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- NAAF, T., & WULF, M. (2010). Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological Conservation*, 143(4), 848-855.
- OLDEN, J. D., & ROONEY, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 113-120.
- PRACH, J., & KOPECKÝ, M. (2018). Landscape-scale vegetation homogenization in Central European submontane forests over the past 50 years. *Applied Vegetation Science*, 21(3), 373-384.
- R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REINECKE, J., KLEMM, G., & HEINKEN, T. (2014). Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *Journal of Vegetation Science*, 25(1), 113-121.
- ROONEY, T. P., WIEGMANN, S. M., ROGERS, D. A., & WALLER, D. M. (2004). Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology*, 18(3), 787-798.
- SIMKIN, S. M., ALLEN, E. B., BOWMAN, W. D., CLARK, C. M., BELNAP, J., BROOKS, M. L., & JOVAN, S. E. (2016). Conditional vulnerability of plant diversity to atmospheric nitrogen deposition across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4086-4091.
- SZABÓ, P. (2010). Driving forces of stability and change in woodland structure: A case-study from the Czech lowlands. *Forest ecology and management*, 259(3), 650-656.
- ŠAMONIL, P., & VRŠKA, T. (2008). Long-term vegetation dynamics in the Šumava Mts. natural spruce-fir-beech forests. *Plant Ecology*, 196(2), 197-214.
- TEAM, Q. D. (2016). QGIS geographic information system. Open source geospatial foundation project.
- THIMONIER, A., DUPOUEY, J. L., BOST, F., & BECKER, M. (1994). Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytologist*, 126(3), 533-539.
- TICHÝ, L. (2002). JUICE, software for vegetation classification. *Journal of vegetation science*, 13(3), 451-453.
- Van Calster, H., Baeten, L., De Schrijver, A., De Keersmaeker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K., & Hermy, M. (2007). Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*, 241(1-3), 258-271.
- VAN DER VEKEN, S., BOSSUYT, B., & HERMY, M. (2004). Climate gradients explain changes in plant community composition of the forest understory: an extrapolation after climate warming. *Belgian Journal of Botany*, 55-69.

- VELLEND, M., BAETEN, L., MYERS-SMITH, I. H., ELMENDORF, S. C., BEAUSÉJOUR, R., BROWN, C. D., ... & WIPF, S. (2013). Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(48), 19456-19459.
- VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BRUNET, J., CORNELIS, J., & HEINKEN, T. (2012). Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*, 100(2), 352-365.
- VERHEYEN, K., BAŽÁNY, M., CHEČKO, E., CHUDOMELOVÁ, M., CLOSSET-KOPP, D., CZORTEK, P., & FABŠIČOVÁ, M. (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science*, 29(5), 812-823.
- VILD, O., HÉDL, R., KOPECKÝ, M., SZABÓ, P., SUCHÁNKOVÁ, S., & ZOUHAR, V. (2017). The paradox of long-term ungulate impact: increase of plant species richness in a temperate forest. *Applied vegetation science*, 20(2), 282-292.
- VLADOVIČ, J., MERGANIČ, J., PAVLEND, P., GRÉK, J., IŠTOŇA, J., RIZMAN, I., & VALACH, E. (2006). Reakcia diverzity lesných fytocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska. Pracovné postupy terénnych prác obnovy typologických reprezentatívnych plôch, verzia, 2.
- WICKHAM H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- WOHLGEMUTH, T., BÜRGI, M., SCHEIDEGGER, C., & SCHÜTZ, M. (2002). Dominance reduction of species through disturbance a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management*, 166(1-3), 1-15.

Appendix 1: List of vegetation groups of forest typology used in the study

AcP v – *Acereto-Piceetum* vst
 AF n – *Abieto-Fagetum* nst
 AF v – *Abieto-Fagetum* vst
 BA1 – *Betuleto-Alnetum*
 CQ – *Carpineto-Quercetum*
 Fa – *Fagetum abietinum*
 FA n – *Fageto-Abietum* nst
 FA v – *Fageto-Abietum* vst
 Fac hum v – *Fageto-Aceretum humile* vst
 FAc n – *Fageto-Aceretum* nst
 FAc v – *Fageto-Aceretum* nst
 Fap n – *Fagetum abietino-piceosum* nst
 F hum v – *Fagetum humile* vst
 Fde v – *Fagetum dealpinum* vst
 Fp n – *Fagetum pauper* nst

Fp v – *Fagetum pauper* vst
 FrAc n – *Fraxineto-Aceretum* nst
 FrAl – *Fraxineto-Alnetum*
 Fqa – *Fagetum quercino-abietinum*
 FQ – *Fageto-Quercetum*
 Fq n – *Fagetum quercinum* nst
 LP v – *Lariceto-Piceetum* vst
 Q – *Quercetum*
 PiL n – *Pineto-Laricetum* nst
 PiQ – *Pineto-Quercetum*
 Pide v – *Pinetum dealpinum* vst
 RM – *Ribeto-Mughetum*
 SP – *Sorbeto-Piceetum*
 TAc n – *Tilieto-Aceretum* nst
 TAc v – *Tilieto-Aceretum* vst
 Ufrc – *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*
 Ufrp – *Ulmeto-Fraxinetum populeum*

Authors:

Bc. Linda Csölleová
 P. Šífrík 466/41 980 61 Tisovec
 Slovenská republika
 e-mail: csollelinda@gmail.com

Ing. František Máliš, PhD. Katedra fyto­ló­gie
 Lesnícka fakulta Technická univerzita vo Zvo­
 lene Masarykova 24, 960 53 Zvolen
 Slovenská republika
 e-mail: malis [at] is.tuzvo.sk

Resume

Práca sa zaoberá problematikou vplyvu globálnych environmentálnych zmien na vegetáciu lesov strednej Európy a špeciálne Slovenska. Rozoberaný je problém zmien druhového zloženia lesnej vegetácie vplyvom globálnej klimatickej zmeny, zmien vo využívaní krajiny a zmien manažmentu lesných porastov, zvýšených depozícií vzdušných polutantov síry a dusíka či expanziou nepôvodných a bežných druhov na úkor špeciálnych, vzácných druhov. Tieto zmeny podnietené eutrofizáciou či acidifikáciou pôdných podmienok stanovišťa a inými zmenami abiotických a biotických vlastností prostredia spôsobujú stratu druhovej diverzity lesnej vegetácie, čiže podnecujú jej taxonomickú homogenizáciu a zvyšujú postupnú stratu heterogenity vegetácie medzi jednotlivými lesnými spoločenstvami.

Problémom však je, že väčšina štúdií zaoberajúcich sa touto problematikou bola vykonaná na základe údajov získaných z nížinných temperátnych lesov, pričom vieme len veľmi málo z podhorského a horského prostredia. Preto bolo našim hlavným cieľom analyzovať zmeny druhového zloženia vegetácie lesov Slovenska na úrovni celej krajiny a gradientu nadmorskej výšky. Cieľom bolo zistiť, či sa homogenizácia a strata biodiverzity lesnej vegetácie, ktoré už boli dokumentované v nížinných temperátnych lesoch vyskytuje aj v podhorských a horských lesných spoločenstvách, a teda či je prítomná vo všetkých lesných typoch a či existuje trend týchto zmien na gradiente nadmorskej výšky.

Tak ako už bolo prezentované v niekoľkých existujúcich štúdiách aj v prípade našej analýzy sa potvrdila prítomnosť zmien vegetácie práve v lesných spoločenstvách nížinných oblastí, kde boli zistené najväčšie straty svetlomilných druhov rastlín a naopak najvýraznejší nárast druhov náročných na dostupnosť dusíka v pôde. Predpokladali sme, že v horskom a podhorskom pásme takýto vývoj nebude zjavný, a tak na gradiente nadmorskej výšky budú mať tieto zmeny lesnej vegetácie klesajúci trend. Avšak zmeny sa vyskytli aj vo vyššie položených lesných spoločenstvách, hoc ich intenzita so stúpajúcou nadmorskou výškou mala mierne klesajúci trend.

Homogenizácia bola vyjadrená ako pomer tzv. ziskov a strát v rámci skupín lesných typov. Zisk znamená, že na danej ploche bolo viac takých druhov, ktoré tam pribudli, ako takých, ktoré ubudli. Naopak strata znamená, že na danej ploche viac druhov ubudlo, ako pribudlo. Na základe predošlých štúdií sme predpokladali, že budú najväčšie straty práve v nížinných listnatých lesoch, avšak na základe analýzy bolo naopak väčšie množstvo strát situovaných v skupinách lesných typov vyskytujúcich sa vo vyšších polohách.

„Táto publikácia vznikla vďaka podpore v rámci Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: Komplexný výskum mitigačných a adaptačných opatrení na zmiernenie negatívnych dopadov klimatických zmien na lesné ekosystémy Slovenska (FORRES), kód ITMS: 313011T678, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.“

ZMENY RASTLINNÝCH SPOLOČENSTIEV SLT *FAGETO-QUERCETUM* NA ANDEZITOCH SLOVENSKEHO STREDOHORIA

Marek KOTRÍK¹, František MÁLIŠ², Mariana UJHÁZYOVÁ³, Ľudovít VAŠKO⁴, Martin BAŽÁNY⁵, Karol UJHÁZY²

KOTRÍK, M. et al.: Zmeny rastlinných spoločenstiev slt *Fageto-Quercetum* na andezitoch Slovenského stredohoria. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen.

Práca sa zaoberá štúdiom zmien druhového zloženia a druhovej diverzity lesných spoločenstiev slt *Fageto-Quercetum* s dominanciou duba zimného. Tieto recentné zmeny sme analyzovali na základe údajov získaných z obnovy 146 trvalých reprezentatívnych plôch lesníckej typológie zakladaných na andezitovom podloží Slovenského stredohoria v rozpätí rokov 1961 až 1974. Údaje z párov obnovených a pôvodných plôch boli analyzované matematicko-štatistickými metódami v programoch JUICE, CANOCO a Statistica. Výsledky potvrdili signifikantný posun v druhovom zložení na obnovených plochách. Došlo k poklesu stálosti, frekvencie a pokryvnosti teplomilných druhov, acidofilných resp. mezotrofných mezofytov. Naopak, druhy so zvyšujúcou sa stálosťou, frekvenciou a pokryvnosťou patria najmä medzi eutrofné až nitrofilné so širokou amplitúdou vo vzťahu k teplote a vlhkosti. Ústup uvedených skupín druhov je možné vysvetliť antropogénnou eutrofizáciou ale aj zvyšujúcou sa konkurenciou drevín v podraсте, ktorými sú predovšetkým *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* a *Acer campestre*. Zmeny zistené v daných lesných spoločenstvách Slovenského stredohoria zodpovedajú trendom pozorovaným na celoslovenskej úrovni ako aj v rámci temperátnej Európy.

Kľúčové slová: antropogénne zmeny, dubové lesy, dynamika vegetácie, druhové zloženie, *Quercus petraea*

ÚVOD A PROBLEMATIKA

Lesy v Európe boli v minulosti človekom intenzívne využívané. Bežnou prácou bolo výmladkové hospodárenie, vyhrabávanie hrabanky alebo pastva hospodárskych zvierat priamo v lese (FANTA 2007; HÉDL *et al.* 2011). Upustenie od týchto historických foriem manažmentu počas 20. storočia viedlo k významnému poklesu biodiverzity a zmeny druhovej skladby lesných spoločenstiev (KEITH *et al.* 2009). Zvýšenie zápoja, množstva dendromasy a ponechávanie opadu viedlo k akumulácii biomasy. Prostredníctvom dekompozície a mineralizácie opadu vrátane dendromasy dochádza k uvoľňovaniu živín, predovšetkým dusíka (PAVLENDA *et al.* 2011). Ku vstupom dusíka do lesných spoločenstiev dochádza aj z externých zdrojov prostredníctvom antropogénnych depozícií (RACKHAM 2008). V dôsledku eutrofizácie sa mení významnou mierou živnosť lesných stano-

višť, ktorá je indikovaná zmenou pomeru C/N v pôdnom roztoku. K významnému obratu došlo v 60-tych rokoch minulého storočia (Fischer *et al.* 2011). Tieto zmeny sú potvrdené aj signifikantným posunom dubových lesov smerom k chladnomilnejším, vlhkomilnejším a eutrofnejším spoločenstvám (HÉDL *et al.* 2010).

V roku 1950 sa podľa údajov Lesoprojektu udávalo na Slovensku 196 481 ha výmladkových, lesov. Vyše 80% tejto výmery patrilo do sít *Carpineto-Quercetum* a *Fageto-Quercetum* (KORPEL *et al.* 1991). V roku 1990 zaberali výmladkové lesy už len 79 481 ha (FARKAŠ, SANIGA 2015). Tento trend poklesu výmery resp. prevodu nízkych lesov na vysoké je typický najmä pre lesy strednej Európy po druhej svetovej vojne (MÜLLEROVÁ *et al.* 2015). V mnohých iných európskych krajinách ako Taliansko či Francúzsko sú dubové lesy naďalej pestované ako lesy nízke či stredné (MÁLIŠ *et al.* 2015). Samotný prevod spôsobil výrazné zmeny v ich druhovom zložení, ktoré sú spojené s poklesom druhovej diverzity, ústupom druhov špecializovaných na svetlejšie otvorené biotopy (KIRBY *et al.* 2017), a to nielen rastlín (MÁLIŠ 2017). Vďaka špecifickej priestorovej štruktúre výmladkových lesov sa v nich vyskytovali nielen pravé lesné druhy ale aj druhy na svetlo náročnejšie (SLACH *et al.* 2016). Tieto svetlomilné druhy sú po prevodoch nahradzované tieňomilnými druhmi, ktoré sa vyskytujú aj v rôznych iných lesných spoločenstvách (MÁLIŠ 2017), čiže lesnými generalistami. Tento trend zmien na našom území potvrdzujú viaceré výskumy založené na opakovaných sledovaniach trvalých plôch (UJHÁZYOVÁ a UJHÁZY 2007, MÁLIŠ 2011 a VLADOVIČ *et al.* 2014). Zároveň sa poukazuje na podrastanie korunového priestoru tiennými drevinami a expanziu niektorých druhov kríkov do podrastu. Zatiernenie pôdneho povrchu znižuje intenzitu rozkladu opadu a zrejme inhibuje aj pôsobenie depozícií dusíka (MÁLIŠ, UJHÁZYOVÁ 2018), čo je síce pozitívny efekt ale akumulovaný dusík sa môže náhle uvoľniť po presvetlení porastu (VERHEYEN *et al.* 2012), a to pri predrubnej alebo rubnej ťažbe a vzniku následnej generácie lesa.

Charakteristiky typologických jednotiek boli vytvorené na základe poznatkov získaných okolo polovice 20. storočia z porastov, ktoré vznikali pod vplyvom tradičných (historických) foriem manažmentu. Vplyvom hospodárenia s krátkou rubnou dobou a dlhodobého zasahovania človeka sa zloženie porastov odklonilo od toho pôvodného (HANČINSKÝ 1972). V drevinovom zložení sít *Fageto-Quercetum* (FQ) bol hlavnou drevinou dub zimný (*Quercus petraea*) s rôznym zastúpením buka (*Fagus sylvatica*), ktorý v najsuchších a najteplejších spoločenstvách mohol aj chýbať (HANČINSKÝ 1972). Vo vlhkejších typoch na hlbších pôdach mohol byť primiešaný *Quercus robur*, v suchších *Quercus cerris*. Z ďalších drevín sa tu vyskytoval *Acer campestre*, *Acer platanoides*, *Sorbus torminalis*, *Tilia cordata* a pravidelne aj hrab (*Carpinus betulus*), ktorý výmladkovým hospodárením na mnohých miestach prevládol. Krovitý podrast bol zväčša dobre vyvinutý, najmä v miestach, kde sa nemohol uplatniť buk. Bol tvorený druhmi ako *Ligustrum vulgare*, *Corylus avellana*, *Crataegus* sp., *Prunus spinosa* a *Rosa canina* agg. (RANDUŠKA *et al.* 1986).

Synúzia podrastu dubových lesov slt *FQ* mala trávovitý charakter. V ňom sa podľa príslušných fytocenóz uplatňovali v rôznom zastúpení trávovité druhy ako *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*, *Carex pilosa*, *Luzula luzuloides*, *Carex montana* alebo *Dactylis glomerata* agg. Sú to najmä polotienne (až polosvetlomilné) druhy svetlejších a teplejších lesov s malými nárokmi na pôdnu vlhkosť (HANČINSKÝ 1972). Typická je účasť teplo-milných druhov bylín, ktoré v slt *Querceto-Fagetum* chýbajú (*Astragalus glycyphyllos*, *Betonica officinalis*, *Clinopodium vulgare*). Prítomné sú aj bučínové druhy (*Galium odoratum*, *Dentaria bulbifera*, *Viola reichenbachiana*), tie však v prechodných typoch ku slt *Carpineto-Quercetum* môžu chýbať (RANDUŠKA *et al.* 1986).

Pri skúmaní recentných zmien rastlinných spoločenstiev je kľúčové porovnávanie aktuálnych údajov s údajmi získanými pred pôsobením súčasných globálnych environmentálnych zmien. Za referenčné sa považuje obdobie pred rokom 1980 (Vladovič *et al.* 2014). Práve takéto vhodné údaje na analýzy je možné získať pri obnove typologických reprezentatívnych plôch (TRP). Tieto plochy boli zakladané na výmere porastovej plochy lesov celého Slovenska v rámci podrobného typologického prieskumu v rokoch 1956 až 1977. Porovnaním pôvodných a opakovaných zápisov z týchto plôch je možné odhaliť najzásadnejšie zmeny, ktoré môžu súvisieť s elimináciou historických foriem ich využívania ako aj už aj so spomenutými globálnymi environmentálnymi zmenami.

Cieľom tejto práce je zistiť mieru týchto zmien a zároveň sa pokúsiť identifikovať ich možné príčiny a zistiť aj to, či v skúmanej oblasti prebiehajú podobné zmeny ako na celoslovenskej úrovni resp. v oblasti temperátnej Európy.

MATERIÁL A METODIKA

Predmetom nášho výskumu boli dubové lesy slt *FQ* na andezitoch Slovenského stredohoria. Tento geomorfologický celok zaberá rozsiahlu oblasť subprovincie Vnútné Západné Karpaty na území stredného Slovenska a tvoria ho pohoria: Vtáčnik, Pohronský Inovec, Štiavnické vrchy, Kremnické vrchy, Javorie, Poľana a Krupinská planina (KOČICKÝ, IVANIČ 2011). Pohoria vznikli v neogéne, v konečnom štádiu vývinu pri rozsiahlej sopečnej činnosti. Táto vulkanická činnosť sa viaže na vznik alebo obnovovanie veľkých hlbinných zlomov, ktoré otvorili výstupové cesty sopečným hmotám a intenzívnej sopečnej činnosti (FUSÁN 1972). Na stavbe týchto pohorí sa zúčastňujú najmä pyroxenické a amfibolicko-pyroxenické andezity a ich pyroklastiká, v menšej miere ryolity, dacity a čadiče (LEXA *et al.* 1984). Podstatnú časť územia zaberajú kambizeme, pretože materské horniny sú väčšinou minerálne bohatšie. Prevládajú kambizeme modálne nasýtené až kyslé, sprevádzajú ich rankre. Iba na Krupinskej planine, kde prevažujú relatívne nízke nadmorské výšky, zaberá značnú časť územia aj luvizem a jej subtypy (HRAŠKO *et al.* 1993).

Z klimatického hľadiska je oblasť Slovenského stredohoria diferencovaná do troch klimatických oblastí. Najteplejšie južné časti Štiavnických vrchov a Krupinskej planiny

do výšky 350 m n. m. a priľahlé kotliny sú súčasťou teplej klimatickej oblasti, priemerný ročný úhrn zrážok tu nepresahuje 600 mm. Ďalšie časti územia až do výšky 1 000 m n.m. patria do mierne teplej klimatickej oblasti. Tvoria podstatnú časť územia (Pohronský Inovce, Štiavnické vrchy, Krupinskú planinu, väčšinu Javoria a nižšie časti Vtáčnika a Poľany) a zahrňujú aj severne ležiace kotliny. Priemerný ročný úhrn zrážok sa tam pohybuje v rozpätí od 600 do 900 mm. Najvyššie časti Vtáčnika, Kremnických vrchov, Poľany a samotný vrchol Javoria zasahujú do chladnej klimatickej oblasti, kde priemerné ročné úhrny zrážok presahujú 1 000 mm s vysokým podielom snehových zrážok (LAPIN *et al.* 2002).

Podľa fyto geografického členenia patrí opisované územie do oblasti západokarpatskej flóry (*Carpathicum occidentale*) a v rámci nej do obvodu predkarpatskej flóry (*Praecarpathicum*). Z juhu nadväzuje na oblasť panónskej (prevažne Matranskej) flóry a tvoria prechod medzi teplomilnou panónskou vegetáciou a vegetáciou vysokých Karpát. V celom okrese Slovenské stredohorie prevládajú bučiny, dubiny v ktorých sa uplatňuje hlavne dub zimný (*Quercus petraea*) a dub cerový (*Quercus cerris*) prevažujú v južných častiach územia a severnejšie už prevažujú len na strmších južných svahoch. Pri juhozápadnej hranici (Krupinská planina, Štiavnické vrchy) rastie aj *Quercus pubescens* (FUTÁK 1972).

Z hľadiska lesníckej typológie tu prevažujú mezotrofné spoločenstvá radu B, pričom vo všetkých pohoriach nájdeme spoločenstvá 2.–4. vegetačného stupňa (sensu HANČINSKÝ 1972). Jednou z najrozšírenejších slt je tu práve slt FQ, ktorá má najvyšší podiel v Pohronskom Inovci, Štiavnických vrchoch a na Krupinskej planine (<http://lestypo.forestportal.sk/typologicka-mapa-sr/>).

V rámci terénneho výskumu sme obnovovali typologické reprezentatívne plochy (TRP) založené počas podrobného typologického prieskumu v rokoch 1961 až 1974 v rámci andezitového podložia Slovenského stredohoria v spoločenstvách slt FQ. Okrem autorov sa na obnove podieľali aj M. Bažány (29 plôch), a typológovia z odboru KZSL ÚHÚL NLC. Výber plôch sme realizovali tak, aby reprezentatívne zachytávali všetky orografické celky. Ich rozloženie v priestore bolo limitované zachovalým materiálom.

Pri obnove sme postupovali v súlade s metodikou, ktorú uvádza VLADOVIČ *et al.* (2014). Pri vyhľadávaní polohy pôvodných plôch v teréne sme používali aktuálne porastové mapy, pôvodné mapy lesných typov daných LHC a WGS súradnice jednotlivých TRP. Presne obnovené plochy, na ktorých sme našli pôvodný označený strom resp. pôvodnú pedologickú sondu boli výnimkou (26 plôch). Za prípustné sme považovali aj identifikáciu plochy na základe stanovištných charakteristík a opisu porastu (najmä prítomnosť drevín na ploche). Opakované plochy mali rozlohu 500 m², štvorcový tvar s označením troch stredných kmeňov a do stredu bol umiestnený kovový kolík. Na plochách sme spravili štandardný fytocenologický zápis podľa metodiky lesníckej typológie, vykopalí zákopok, opísali min. dva horné horizonty a odobrali z nich pôdne vzorky. Vek porastu bol stanovený pôvodne odhadom a bol korigovaný podľa aktuálneho veku porastov uvádzaného v aplikácii LGIS (<http://gis.nlc.sk.org/lgis/>).

Údaje zo zápisníkov (pôvodných aj obnovených) TRP sme editovali do databázy vytvorenej v programe Microsoft Access®. Pre analýzy sme vybrali 146 opakovaných plôch sít FQ zo Slovenského stredohoria. Do výberu sme nezahrnuli tie, ktoré boli pred samotnou obnovou plôch vytážené (v súčasnosti väčšinou mladšie ako 50 rokov). V súbore dát sa vyskytovali aj TRP, ktoré boli obnovené už dva krát. V takomto prípade sme brali do úvahy posledné obnovenie. Údaje z vybraných plôch sme exportovali do programu Microsoft Excel® a následne do programu JUICE (TICHÝ 2002). V ňom sme pre potreby analýz zlúčili 1. až 3. vrstvu, 4. a 5. vrstvu a odstránili machorasty. Následne sme celkový súbor 292 zápisov rozdelili na dve skupiny: pôvodné a obnovené a v rámci synoptickej tabuľky vypočítali hodnoty fidelity na základe phi koeficientu, percentuálnej stálosti a priemernej pokryvnosti jednotlivých taxónov v danej vrstve.

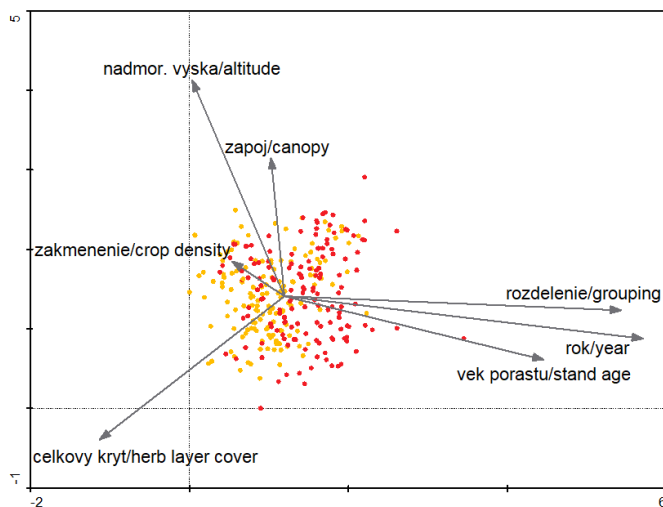
Údaje z fytoecologických zápisov sme ďalej importovali do programového balíka CANOCO 4.5 (TER BRAAK, ŠMILAUER 2002). Tu sme použili metódu nepriamu gradientovú analýzu DCA. Významnosť zmien medzi skóre zápisov pôvodných a opakovaných plôch na prvej osi sme hodnotili pomocou F-testu v programe Statistica®. V rámci programu CanoDraw (súčasť balíka CANOCO) sme skúmali odozvy jednotlivých druhov na gradientu veku a času pomocou GAM modelu a tento vzťah ilustrovali pomocou modelových kriviek odoziev druhov (*species response curves*). Akceptovali sme len štatisticky významné odozvy ($p < 0,05$).

Vzťah jednotlivých druhov k základným faktorom prostredia sme hodnotili podľa Ellenbergových ekoindexov (ELLENBERG *et al.* 1992) a ekologických skupín druhov (UJHÁZY *et al.* 2018). Názvy taxónov sú uvádzané podľa práce MARHOLD, HINDÁK (1998). Druhy rodu *Galeopsis*, ktorého jedince nebolo možné spoľahlivo určiť do druhu, boli zlúčené do taxónu *Galeopsis* sp.

VÝSLEDKY

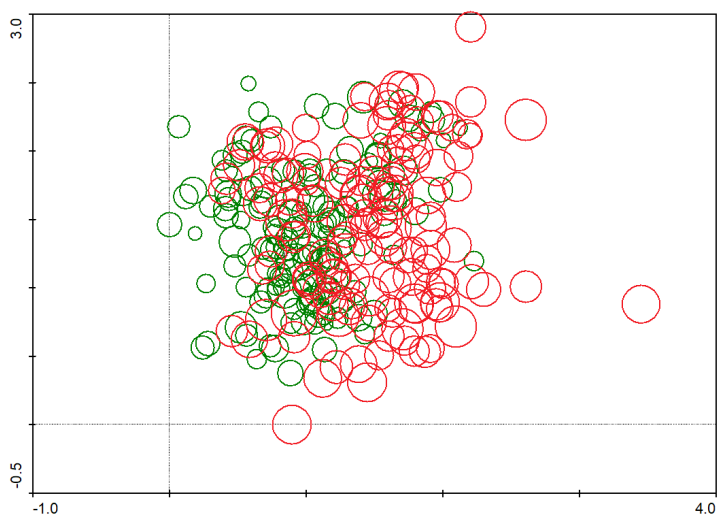
Nepriama gradientová analýza DCA

Použitím tejto metódy sme hodnotili mieru zmien v druhovom zložení medzi pôvodnými a opakovanými zápsmi z typologických plôch, identifikovali sme trend posunu v zastúpení jednotlivých rastlinných druhov za dané časové obdobie a hľadali súvislosť s environmentálnymi premennými, predovšetkým s vekom porastu a posunom v čase.



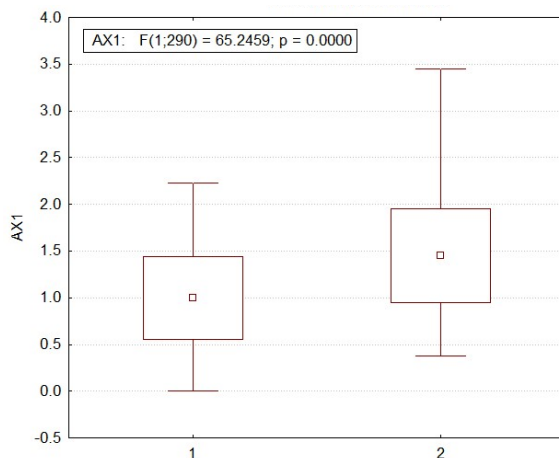
Obr. 1 Pozície zápisov z obnovených plôch (červený krúžok) v ordinačnom priestore DCA analýzy v porovnaní s pôvodnými zápismi (žltý krúžok). Sivými šípками sú zobrazené pasívne premenné.

Fig. 1 Positions of relevés from the resampled plots (red circle) in the ordination space of the DCA analysis compared to the original plots (yellow circle). The grey arrows mark supplementary variables.



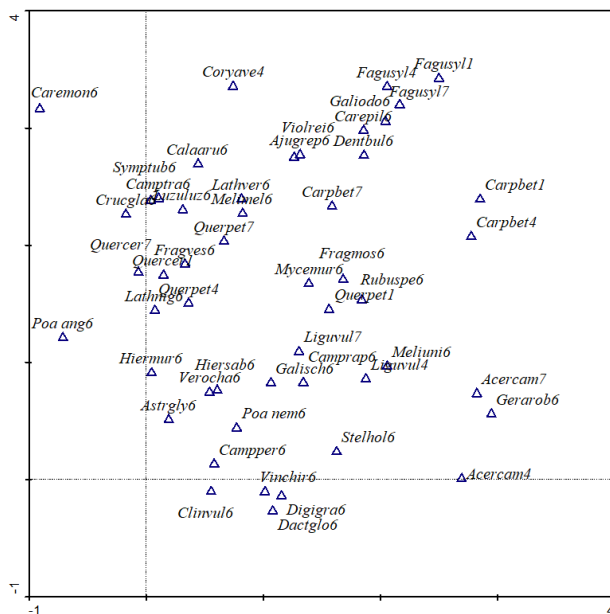
Obr. 2 Ordinačný graf DCA analýzy opakovaných zápisov (zelený krúžok – staré plochy, červený krúžok – nové plochy), kde veľkosť krúžka symbolizuje vek porastu.

Fig. 2 Ordination plot of the DCA analysis of the resampled plots (the green circle – old plots, the red circle – new plots), where the size of the circle symbolizes the forest stand age.



Obr. 3 Krabicový graf ilustrujúci posun v druhovom zložení pôvodných (1) a opakovaných (2) plôch na prvej osi DCA (AX1). Uvedená je štatistická významnosť podľa F-testu.

Fig. 3 A box plot illustrating shift in the species composition of original (1) and resampled (2) plots on the first axis of the DCA (AX1). Significance according to F-test is shown.



Obr. 4 Rozloženie druhov podrastu s najvyššou váhou v ordinačnom priestore prvých dvoch osí DCA analýzy.

Fig. 4 Distribution of the understorey species within the DCA ordination space of the first two axes.

Analýza ukazuje na zjavný trend zmien fytoocenóz pozdĺž prvej osi (obr.2). Vysokú signifikantnosť týchto zmien dokazuje aj štatisticky významná zmena súradníc obnovených TRP vzhľadom na os 1 v ordinačnom priestore DCA analýzy (obr.3). Z pozície zápisov a ich vzťahov voči premenným v ordinačnom priestore, vyplýva že medzi hlavné faktory určujúce charakter druhovej skladby v daných spoločenstvách patria faktory „rok“ a „vek porastu“ (obr. 1). Podľa smerovania vektorov týchto faktorov a optim druhov (obr. 4) je zrejme, sa celkové druhové zloženie za sledované obdobie posunulo smerom na živiny náročnejším spoločenstvám. Z bylín to dokazujú najmä *Geranium robertianum*, *Galium odoratum*, *Carex pilosa*, *Dentaria bulbifera* a *Melica uniflora*. Na opačnom konci týchto gradientov sú druhy *Carex montana*, *Poa angustifolia*, *Cruciata glabra*, *Hieracium murorum* či *Astragalus glycyphyllos*. V smere prvej osi, ktorá zodpovedá posunu obnovených plôch, tak DCA analýza celkovo naznačuje úbytok svetlomilných dubinových a na živiny menej náročných druhov a naopak nárast druhov bučninových (mezotrofných až eutrofných) až nitrofilných. Tento trend súvisí aj s podrastaním korunového priestoru tiennymi drevinami a cennými listnáčmi.

Tabelárne porovnanie zápisov

Zmeny v stálosti a priemernej pokryvnosti druhov v opakovaných zápisoch v porovnaní s pôvodnými sú prezentované v tabuľke 1. V hlavnej etáži (1, 2) sme nezaznamenali signifikantne ustupujúce dreviny. Z podúrovne úplne vypadol *Juniperus communis*, rovnako aj z vrstvy juvenilných jedincov do 1,30 m. V podúrovni došlo aj k významnému zníženiu stálosti, fidelity a pokryvnosti pri druhu *Quercus petraea* agg. K výrazným zvýšeniu sledovaných ukazovateľov došlo najmä v dolných vrstvách porastov. Výnimkou sú druhy *Sorbus torminalis* a *Tilia cordata* v 1 resp. 3 vrstve. Zároveň je zrejme, že viac druhov drevín pribudlo ako ubudlo. V 4 vrstve došlo k expanzii celkovo 15 druhov drevín a krov. Z toho najvýraznejšie *Rosa canina* agg., *Acer campestre* a *Fagus sylvatica*. V tejto vrstve pribudli aj úplne nové druhy a to *Tilia platyphyllos* a *Fraxinus ornus*. Vo vrstve juvenilných jedincov do 1,30 m došlo k šíreniu hlavne tienných drevín (*Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*) ale naopak aj svetlomilného druhu *Quercus cerris*.

V bylinnej etáži došlo k signifikantným zmenám (zníženie stálosti, fidelity a pokryvnosti) celkov u 25 druhov. Z toho sa druhy *Lembotropis nigricans* a *Valeriana officinalis* prestali v spoločenstvách vyskytovať úplne. Celkovo sledujeme pokles daných ukazovateľov hlavne pri druhoch menej náročných na dusík alebo s vyššími požiadavkami na svetlo. Avšak, výnimkou sú druhy ako *Campanula trachelium*, *Heracleum sphondylium*, *Primula elatior* a *Verbascum nigrum*. Naopak, významne zvýšilo svoju stálosť, fidelitu a pokryvnosť celkovo 36 druhov rastlín. Pribudlo množstvo druhov, ktoré sa predtým v daných spoločenstvách vôbec nevyskytovali. Z nich najvýraznejšie dubinový mezo- až eutrofný druh *Fallopia convolvulus* a invázny druh *Impatiens parviflora*. Avšak, najvýraznejšie

expandovali druhy s vyššími nárokmi na živiny (hlavne dusík) a širšou amplitúdou vo vzťahu k teplote a vlhkosti.

Odozvy druhov na gradiente veku a času

Na základe odoziev jednotlivých druhov je možné rozlíšiť, či sú súčasné zmeny rastlinných spoločenstiev vyvolané zvyšujúcim sa vekom porastov alebo pôsobením rôznych faktorov počas sledovaného časového obdobia.

Na rastúci vek porastov vykazuje z drevín významnú negatívnu odozvu len *Juniperus communis*. Naopak, pozitívnu odozvu má množstvo druhov drevín, ktoré pribúdajú hlavne v 4 vrstve a zároveň aj vo vrstvách nižších (obr. 5). Na rast faktora „rok“ zas negatívne reaguje len *Quercus petraea* v 4 vrstve. Pozitívnu odozvu na tento faktor majú druhy, ktoré pozitívne reagovali aj na rastúci vek porastu. S výnimkou druhov *Carpinus betulus* a *Corylus avellana* vo vrstvách 4 a 7 (obr. 7).

Väčšina druhov bylín, ktoré negatívne reagujú na rastúci vek porastov (obr. 6) zároveň negatívne reagujú aj na rastúci faktor „rok“ (obr. 8). Pri pozitívnej odozve bylín na vek porastov sledujeme druhy ako *Urtica dioica*, *Fallopia convolvulus* alebo *Geranium robertianum*, ktoré reagovali pomerne rovnako aj na rastúci faktor „rok“. Avšak, rozdielom je druh *Alliaria petiolata*, ktorý má pozitívnu odozvu len na faktor „rok“. S rastúcim vekom porastov pribúda aj množstvo iných druhov, prevažne na živiny náročnejších (obr. 6).

Tab. 1 Dreviny so signifikantným poklesom resp. nárastom stálosti a pokryvnosti na základe fidelity a Fisherovho testu ($p \leq 0,05$); S – staré, N – nové plochy, s – stálosť v %, f – fidelita, pp – priemerná pokryvnosť v %).

Table 1 Tree species with significant decrease or increase in frequency and average cover based on fidelity and Fisher's exact test ($p \leq 0.05$); S – old, N – new, s – frequency (%), f – fidelity, pp – average cover (%).

Dreviny/tree species	vrstva/ layer	S	N	S	N	S	N
		s (%)	s (%)	f	f	pp (%)	pp (%)
<i>Juniperus communis</i>	4	7	0	18,8	–	0,0	0,0
<i>Quercus petraea</i> agg,	4	75	60	16,1	–	3,5	2,4
<i>Juniperus communis</i>	7	6	0	17,8	–	0,0	0,0
<i>Sorbus torminalis</i>	1	3	11	–	16,3	0,0	0,3
<i>Tilia cordata</i>	3	0	5	–	15,7	0,0	0,1
<i>Rosa canina</i> agg,	4	24	57	–	33,5	0,1	0,3
<i>Acer campestre</i>	4	27	58	–	30,5	0,3	1,2
<i>Fagus sylvatica</i>	4	25	51	–	26,9	0,7	2,0
<i>Quercus cerris</i>	4	5	22	–	23,9	0,1	0,3
<i>Prunus avium</i>	4	12	27	–	19,1	0,1	0,2
<i>Acer platanoides</i>	4	3	14	–	18,4	0,0	0,1

Pokračovanie Tab. 1

Dreviny/tree species	vrstva/ layer	S	N	S	N	S	N
		s (%)	s (%)	f	f	pp (%)	pp (%)
<i>Tilia cordata</i>	4	3	14	–	18,4	0,0	0,8
<i>Crataegus laevigata</i>	4	9	21	–	17,2	0,1	0,2
<i>Prunus spinosa</i>	4	6	17	–	17,1	0,1	0,1
<i>Carpinus betulus</i>	4	62	77	–	16,4	2,7	6,9
<i>Fraxinus excelsior</i>	4	2	10	–	16,1	0,0	0,0
<i>Tilia platyphyllos</i>	4	0	4	–	13,9	0,0	0,0
<i>Fraxinus ornus</i>	4	0	3	–	13,2	0,0	0,1
<i>Ligustrum vulgare</i>	4	32	44	–	12,0	1,3	1,9
<i>Sorbus torminalis</i>	4	16	25	–	11,1	0,2	0,5
<i>Quercus cerris</i>	7	14	44	–	33,3	0,3	0,5
<i>Carpinus betulus</i>	7	41	71	–	30,4	0,8	1,1
<i>Fagus sylvatica</i>	7	21	49	–	29,4	0,3	0,6
<i>Acer platanoides</i>	7	5	25	–	28,7	0,0	0,2
<i>Acer campestre</i>	7	24	51	–	28,3	0,2	0,4
<i>Fraxinus excelsior</i>	7	1	15	–	26,7	0,0	0,1
<i>Prunus avium</i>	7	19	44	–	26,5	0,1	0,1
<i>Prunus spinosa</i>	7	6	24	–	24,9	0,1	0,1
<i>Ligustrum vulgare</i>	7	22	39	–	18,6	2,1	1,3
<i>Sorbus torminalis</i>	7	8	20	–	16,8	0,0	0,1
<i>Rosa canina</i> agg.	7	23	38	–	16,4	0,2	0,2
<i>Quercus petraea</i> agg.	7	85	95	–	15,8	5,1	3,9
<i>Pyrus pyraeaster</i>	7	1	8	–	14,6	0,0	0,0
<i>Crataegus laevigata</i>	7	3	10	–	13,6	0,0	0,0
<i>Tilia cordata</i>	7	4	10	–	11,9	0,0	0,0

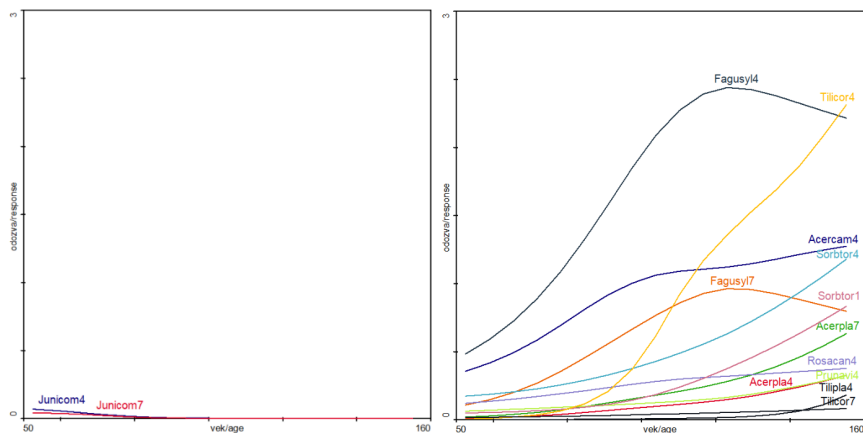
Tab. 2 Byliny so signifikantným poklesom resp. nárastom stálosti a pokryvnosti na základe fidelity a Fisherovho testu ($p \leq 0,05$); S – staré, N – nové plochy, s – stálosť v %, f – fidelita, pp – priemerná pokryvnosť v %).

Table 2 Herb species with significant decrease or increase in frequency and average cover based on fidelity and Fisher's exact test ($p \leq 0.05$); S – old, N – new, s – frequency (%), f – fidelity, pp – average cover (%).

Byliny/herb species	vrstva/layer	S s (%)	N s (%)	S f	N f	S pp (%)	N pp (%)
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	6	60	34	26,1	–	0,6	0,2
<i>Campanula trachelium</i>	6	39	18	22,7	–	1,0	0,1
<i>Primula elatior</i>	6	14	3	19,2	–	0,3	0,1
<i>Verbascum nigrum</i>	6	9	1	19,2	–	0,0	0,1
<i>Symphytum tuberosum</i> agg,	6	42	25	18,9	–	1,0	0,5
<i>Campanula persicifolia</i>	6	51	34	16,6	–	0,6	0,2
<i>Tanacetum corymbosum</i>	6	30	16	16,2	–	0,5	0,1
<i>Vicia cracca</i>	6	8	1	16,0	–	0,1	0,0
<i>Heracleum sphondylium</i>	6	6	1	15,1	–	0,0	0,0
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	6	24	13	14,1	–	0,2	0,1
<i>onica chamaedrys</i>	6	91	82	13,9	–	2,5	1,4
<i>Ajuga species</i>	6	5	1	13,9	–	0,0	0,0
<i>Silene nemoralis</i>	6	7	1	13,8	–	0,0	0,0
<i>Hypericum montanum</i>	6	17	8	13,4	–	0,1	0,0
<i>Lembotropis nigricans</i>	6	3	0	13,2	–	0,0	0,0
<i>Valeriana officinalis</i>	6	3	0	13,2	–	0,0	0,0
<i>Cytisus nigricans</i>	6	8	2	12,8	–	0,1	0,0
<i>Mentha species</i>	6	10	3	12,5	–	0,1	0,0
<i>Cruciata glabra</i>	6	59	47	12,3	–	4,3	1,4
<i>Hieracium murorum</i>	6	55	42	12,3	–	0,9	0,5

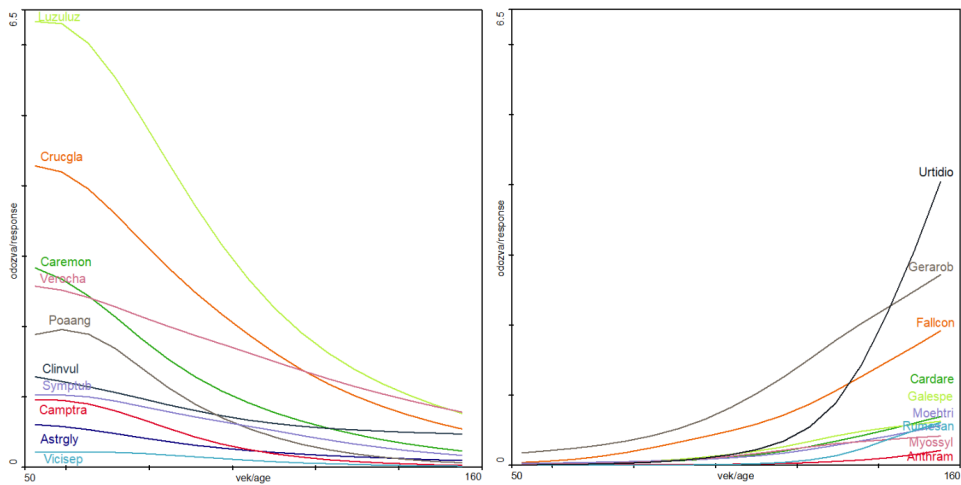
<i>Betonica officinalis</i>	6	10	4	11,9	–	0,1	0,0
<i>Vicia sepium</i>	6	22	13	11,7	–	0,2	0,1
<i>Luzula luzuloides</i>	6	58	46	11,7	–	6,5	1,8
<i>Lotus corniculatus</i>	6	7	2	11,6	–	0,1	0,0
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	6	25	16	11,0	–	0,2	0,1
<i>Fallopia convolvulus</i>	6	0	34	–	44,9	0,0	0,7
<i>Urtica dioica</i>	6	1	26	–	37,2	0,0	0,4
<i>Alliaria petiolata</i>	6	5	32	–	34,2	0,0	0,6
<i>Impatiens parviflora</i>	6	0	16	–	29,9	0,0	1,6
<i>Galeopsis species</i>	6	3	22	–	27,8	0,0	0,2
<i>Viola collina</i>	6	0	10	–	23,3	0,0	0,1
<i>Viola riviniana</i>	6	3	16	–	22,5	0,1	0,1
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	6	3	16	–	21,8	0,0	0,2
<i>Moehringia trinervia</i>	6	5	20	–	21,6	0,0	0,2
<i>Cephalanthera longifolia</i>	6	1	12	–	20,8	0,0	0,0
<i>Cynoglossum germanicum</i>	6	0	6	–	17,8	0,0	0,0
<i>Carex muricata</i>	6	11	24	–	17,1	0,1	0,2
<i>Vicia hirsuta</i>	6	0	5	–	16,8	0,0	0,0
<i>Epilobium collinum</i>	6	0	5	–	16,8	0,0	0,0
<i>Stellaria media</i>	6	1	8	–	16,0	0,0	0,0
<i>Galium odoratum</i>	6	35	51	–	15,9	1,7	3,2
<i>Rumex sanguineus</i>	6	0	5	–	15,7	0,0	0,1
<i>Chelidonium majus</i>	6	0	5	–	15,7	0,0	0,1
<i>Bromus benekenii</i>	6	3	12	–	15,6	0,0	0,0
<i>Mercurialis perennis</i>	6	1	6	–	15,1	0,0	0,2
<i>Circaea lutetiana</i>	6	1	8	–	14,9	0,0	0,1
<i>Torilis japonica</i>	6	8	17	–	14,5	0,1	0,1

<i>Geum urbanum</i>	6	14	25	–	13,9	0,1	0,1
<i>Achillea distans</i>	6	1	5	–	13,9	0,0	0,1
<i>Athyrium filix-femina</i>	6	0	3	–	13,2	0,0	0,0
<i>Lactuca perennis</i>	6	0	3	–	13,2	0,0	0,0
<i>Chenopodium polyspermum</i>	6	0	3	–	13,2	0,0	0,0
<i>Veronica officinalis</i>	6	28	40	–	13,0	0,2	0,2
<i>Myosotis sylvatica</i>	6	5	12	–	12,5	0,0	0,1
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	6	18	28	–	12,2	0,4	0,3
<i>Anthericum ramosum</i>	6	2	7	–	11,6	0,0	0,0
<i>Dryopteris filix-mas</i>	6	14	23	–	11,6	0,1	0,1
<i>Hedera helix</i>	6	3	9	–	11,4	0,0	0,1
<i>Melica uniflora</i>	6	56	67	–	11,3	11,4	12,0
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	6	25	35	–	11,2	0,4	0,5
<i>Geranium robertianum</i>	6	25	35	–	10,4	0,2	1,0



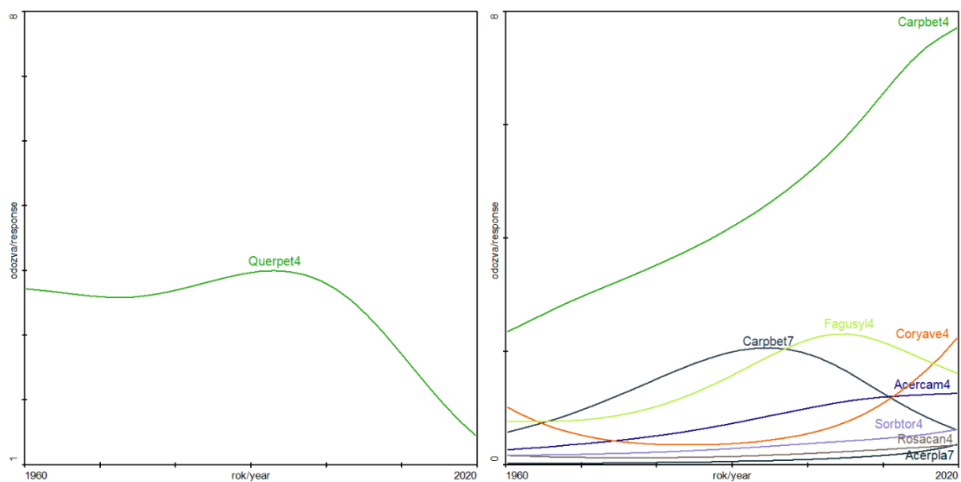
Obr. 5 Trend odozvy jednotlivých drevín na vek porastu. Uvedené sú len taxóny so signifikantnou odozvou ($p \leq 0,05$).

Fig. 5 Response of individual tree species to the age of tree stand. Only the species with significant responses are shown ($p \leq 0.05$).



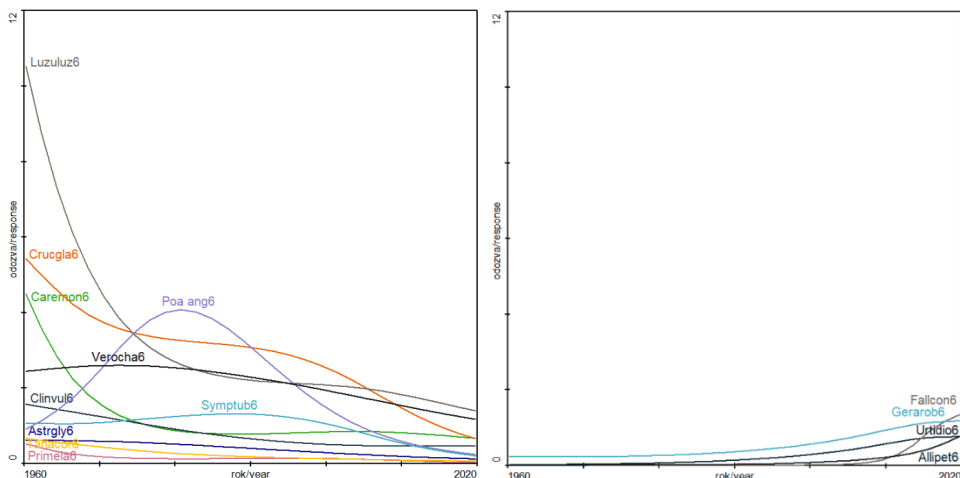
Obr. 6 Trend odozvy jednotlivých bylín na vek porastu. Uvedené sú len taxóny so signifikantnou zmenou ($p \leq 0,05$).

Fig. 6 Response of individual herb species to the age of tree stand. Only species with significant changes are shown ($p \leq 0.05$).



Obr. 7 Trend odozvy jednotlivých drevín na priebeh sledovaného časového obdobia. Uvedené sú len taxóny so signifikantnou zmenou ($p \leq 0,05$).

Fig. 7 Response of individual tree species to the monitored period of time. Only species with significant changes are shown ($p \leq 0.05$).



Obr. 8 Trend odozvy jednotlivých bylín na priebeh sledovaného časového obdobia. Uvedené sú len taxóny so signifikantnou zmenou ($p \leq 0,05$).

Fig. 8 Response of individual herb species to the monitored period of time. Only species with significant changes are shown ($p \leq 0.05$).

DISKUSIA

Zmeny v druhovom zložení a druhovej diverzite dubových lesov strednej Európy vrátane Slovenska súvisia do značnej miery s prevodmi pňovín na lesy vysoké po druhej svetovej vojne (MÜLLEROVÁ et al. 2015). Tento efekt sme pozorovali aj v Slovenskom stredohorí, kde sa prejavil v podraсте aj v drevinovom zložení. MÁLIŠ a UJHÁZYOVÁ (2018) považujú v tomto prípade za charakteristické šírenie tienných drevín (*Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus*, *Tilia* sp.) do podkorunového priestoru. V dubinách Slovenského stredohoria je expanzia druhu *Fagus sylvatica* spojená so zvyšujúcim sa vekom porastov, čo zjavne súvisí s predlžovaním rubnej doby. Šírenie hraba (*Carpinus betulus*) je tu však viac spojené so zmenami prostredia v priebehu sledovaného časového obdobia. VLADOVIČ et al. (2014) popisujú aj zvýšenie zastúpenia druhov *Acer campestre*, *Cerasus avium* a *Sorbus torminalis* v podúrovni. Tento trend sa potvrdil aj na nami obnovených TRP. Ustupujúcim druhom je aj *Quercus petraea* v 4. vrstve. To môže byť zapríčinené zvyšujúcou sa konkurenciou tienných drevín počas sledovaného časového obdobia. Zo spoločenstiev úplne ustúpil aj typický indikátor pastvy v lesoch a výrazne svetlomilný druh *Juniperus communis*. Táto zmena poukazuje na to, že jedna z mnohých príčin poklesu diverzity je aj zníženie ľudskej činnosti v lesoch (MÁLIŠ 2011). Okrem drevín výrazne pribudli aj kry, ako *Rosa canina* agg., *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa* či *Crataegus laevigata*. Tieto kry sa presadzujú najmä tam, kde sa nemohol uplatniť *Fagus sylvatica* (HANČINSKÝ 1972).

K signifikantným zmenám došlo aj vo vrstve juvenilných jedincov do 1,30m. Pribudli druhy tienných drevín (*Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus*). Avšak, najväčší nárast v tejto vrstve zaznamenal svetlomilný *Quercus cerris*. Tieto čiastočne protichodné skutočnosti nemusia súvisieť so zmenou svetelných pomerov ale s množstvom reprodukčného materiálu alebo s termínom obnovy jednotlivých plôch v rámci roka (MÁLIŠ 2011).

Pri prevodoch nízkych lesov na vysoké nedošlo len k podrastaniu podkorunového priestoru ale aj k zníženiu intenzity odstraňovania biomasy z lesných ekosystémov. V nízkych lesoch bola bežná pastva či zber hrabanky (hrabanie opadu). V podstate sa maximalizoval export biomasy z ekosystému. Zber hrabanky viedol k degradácii pôd v dôsledku úbytku humusu a živín (hlavne dusíka) a následnému zakysľovaniu pôd (VENCÚRIK 2016). V dôsledku úplnej eliminácie týchto činností súčasne spojenej so zvýšeným vstupmi dusíka do lesných ekosystémov prostredníctvom poľnohospodárstva a priemyslu došlo k prirodzenej eutrofizácii lesného prostredia (MÁLIŠ 2017). Je zrejmé, že najmä proces eutrofizácie významne ovplyvnil aj druhovú skladbu nami obnovených TRP. Na obnovených plochách pristúpili nitrofilné druhy (*Urtica dioica*, *Alliaria petiolata*), druhy so širšou amplitúdou vo vzťahu k teplote a vlhkosti ale aj niektoré dubinové mezo- až eutrofné druhy (*Fallopia convolvulus*, *Viola riviniana*). Toto tvrdenie dokazujú aj ustupujúce druhy, ktoré sú na živiny menej náročné až nenáročné (*Luzula luzuloides*, *Lembotropis nigicans*) alebo majú vyššie požiadavky na svetlo (*Poa angustifolia*, *Cruciata glabra*). Tento trend zmien potvrdzujú aj UJHÁZYOVÁ a UJHÁZY (2007), MÁLIŠ (2011) a VLADOVIČ *et al.* (2014). Zároveň nie je možné jednoznačne určiť či je sledovaná zmena v druhovej skladby bylín vyvolaná zvyšujúcim sa vekom porastov alebo je spojená so zmenami prostredia v priebehu sledovaných rokov. Ako nový pribudol invázny druh *Impatiens parviflora*, ktorý popisujú aj VLADOVIČ *et al.* (2014). Zaujímavé je, že napriek prevládajúcemu trendu zmien došlo napr. k významnému poklesu stálosti, fidelity aj pokryvnosti druhu *Campanula trachelium*. Pričom podľa ELLENBERGA *et al.* (1992) má tento druh vysoké nároky na živiny a nižšie nároky na svetlo a UJHÁZY *et al.* (2018) ho zaraďujú medzi nitrofilné a heminitrofilné druhy od 2. resp. 3. vegetačného stupňa. Tieto na prvý pohľad ekologicky protichodné súvislosti popisuje MÁLIŠ (2011) ako tzv. fragmentáciu synúzie. Ide o zvýšenie mozaikovitosti bylinnej synúzie vplyvom lokálnych zatienení spôsobených hustými korunami druhov *Fagus sylvatica* a *Carpinus betulus*. V miestach, ktoré nie sú podrastené týmito drevinami ostalo množstvo svetla približne rovnaké.

ZÁVER

Cieľom tejto práce bolo zistiť mieru zmien rastlinných spoločenstiev slt *FQ* s odstupom niekoľkých desaťročí na základe porovnania 146 obnovených TRP na andezitovom podloží Slovenského stredohoria. Vyhodnotenie údajov pomocou matematicko-štatistických metód založené na obnove 146 plôch dokazuje významné zmeny druhového

zloženia jednej z najrozšírenejších typologických jednotiek Slovenska. Voľný podkorunový priestor obsadili tienne dreviny resp. dreviny náročné na obsah živín v pôde. Husté koruny, akumulujúci sa opad a vlhkejšia mikroklíma za spolupôsobenia antropogénnej eutrofizácie vytvorili podmienky vyhovujúce viac tieňomilným, na živiny náročnejším druhom podrastu. Zároveň niektoré druhy považované za charakteristické pre tieto spoločenstvá vo väčšej miere ustúpili resp. zotrvali s menšou abundanciou len na miestach, kde im to dovoľujú svetelné pomery. Negatívom je šírenie invázneho druhu *Impatiens parviflora*.

Zmeny zistené v dubinách Slovenského stredohoria do značnej miery korešpondujú so zistenými celoslovenskými trendmi, resp. v celej temperátnej oblasti Európy. Pre zachovanie resp. obnovenie druhovej diverzity a typickej druhovej skladby spoločenstiev slt *Fageto-Quercetum* bude potrebné udržiavať porasty svetlejšie a vykonávať pestovné opatrenia zvyhodňujúce zastúpenie dubov.

PodĎakovanie: Práca vznikla vďaka finančnej podpore projektov VEGA 1/0639/17 a APVV-15-0270. Naša vďaka patrí všetkým typológom NLC, ktorí sa podieľali na zbere údajov v teréne, editácii dát a poskytnutí archívnych materiálov.

„Táto publikácia vznikla vďaka podpore v rámci Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: Komplexný výskum mitigačných a adaptačných opatrení na zmiernenie negatívnych dopadov klimatických zmien na lesné ekosystémy Slovenska (FORRES), kód ITMS: 313011T678, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.“

Literatúra

- ELEENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, W., WERNER, W., W. & PAULIBEN, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed. *Scr. Geobot* 18: 1–258.
- FANTA, J. 2007: Lesy a lesnictví ve střední Evropě: II. Z dávné historie využívání lesů. *Živa*, 2: 65–69.
- FARKAŠ, J., SANIGA, M. 2015: Pestovanie dubových porastov, Príručka pre vlastníkov lesov. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen, 62 pp. ISBN 978-80-228-2727-0.
- FISCHER, R., BECK, W., CALATAYUD, V., COOLS, N., DE VOS, B., DOBBERTIN, M., FLECK, S., GIORDANI, P., GRANKE, O., KINDERMANN, G., LORENZ, M., MEESENBURG, H., MEINING, S., NAGEL, H.-D., NEUMANN, M., SCHEUSCHNER, T., STOFER, S. 2011: The Condition of Forests in Europe, 2011 Executive Report, ICP Forests and European Commission, Hamburg and Brussels.
- FUSÁN, O. 1972: Geológia. In: LUKNIŠ, M. (ed.), Slovensko 2. Príroda. Príroda, Bratislava, pp. 19 – 123.
- FUTÁK, J. 1972: Fytogeografický prehľad Slovenska. In: LUKNIŠ, M. (ed.), Slovensko 2. Príroda. Príroda, Bratislava, pp. 431 – 482.
- HANČINSKÝ, L. 1972: Lesné typy Slovenska. Príroda, Bratislava, 307 pp.
- HÉDL R., KOPECKÝ M., KOMÁREK J. 2010: Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16: 267–276.
- HÉDL, R., SZABÓ, P., RIEDEL, V., KOPECKÝ, M. 2011: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa* 59: 61–63.
- HRAŠKO, J., LINKEŠ, V., ŠÁLY, R., ŠURINA, B. 1993: Pôdna mapa Slovenska 1 : 400 000. VÚPOP – Slovenská kartografia, Bratislava.
- KEITH, S.A., NEWTON, A.C., MORECROFT, M.D., BEALEY, C.E., BULLOCK, J.M. 2009: Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 3539–3544.

- KIRBY, K. J., BUCKLEY, G. P., & MILLS, J. (2017). Biodiversity implications of coppice decline, transformations to high forest and coppice restoration in British woodland. *Folia geobotanica*, 52(1), 5-13.
- KOČICKÝ, D., IVANIČ, B. 2011: Geomorfologické členenie Slovenska 1 : 500 000. Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava.
- KORPEL, Š., PEŇÁŽ, J., SANIGA, M., TESAŘ, V. 1991: Pestovanie lesa. Príroda, Bratislava, 472 pp.
- LAPIN, M., FAŠKO, P., MELO, M., ŠTASTNÝ, P., TOMLAIN, J. 2002: Klimatické oblasti. In: Atlas krajiny Slovensko. Ministerstvo životného prostredia SR Slovenská agentúra životného prostredia Banská Bystrica, p. 95. ISBN 80-88833-27-2.
- LEXA, J., KONEČNÝ, V., BRLAY, A., DUBLAN, L., HALOUZKA, R. 1984: Geologická mapa stredoslovenských neovulkanitov 1 : 100 000. SGÚ a GÚDŠ, Bratislava.
- MÁLIŠ, F. 2011: Zmeny v druhovom zložení dubových lesov v oblasti Poľany po viac ako 40 rokoch. *Zprávy lesnického výskumu* 56 (3): 168–177.
- MÁLIŠ, F. 2017: Zachovanie druhej rozmanitosti lesov Slovenska v čase globálnych environmentálnych zmien. *Správy z výskumu Lesníckej fakulty pre prax* 14–20. ISBN 978-80-228-2980-9.
- MÁLIŠ, F., CANULLO, R., HÉDL, R. 2015: Lesy centrálných Apenín – biodiverzita v kontextu historického a súčasného managementu. *Živa* 63: 112 – 115.
- MÁLIŠ, F., UJHÁZYOVÁ, M. 2018: Riziká obnovy vegetácie dubových lesov v čase globálnych environmentálnych zmien. *Geobiocenologie a lesnícká typologie a jejích aplikace v lesnictví a krajinářství*.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F. (eds.). 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda, Bratislava, 687 pp.
- MÜLLEROVÁ, J., HÉDL, R., & SZABÓ, P. (2015). Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343, 88-100.
- PAVLENDÁ P. *et al.* 2011: Monitoring lesov Slovenska, Správa za projekt FutMon a ČMS Lesy za rok 2010, Zvolen, NLC-LVÚ Zvolen, 206 pp.
- RACKHAM, O. 2006: Woodlands. Collins, London.
- RANDUŠKA, D., VOREL, J., PLÍVA, K. 1986: Fytocenológia a lesnícka typológia. Príroda, Bratislava, 344 pp.
- SLACH, T. (ed), BUČEK, A., ČERNUŠÁKOVÁ, L., FRIEDL, M., LACINA, J., MACHALA, M., ŘEPKA, R., SVÁTEK, M., ÚRADNÍČEK, L., VOLAŘÍK, D., MADĚRA P. 2016: Starobylé výmladkové lesy. Mendelova univerzita v Brně, Brno, 136 pp. ISBN 978-80-7509-467-4.
- TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P. 2002: CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows. User's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- TICHÝ, L. 2002: JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg. Sci.* 13: 451–453.
- UJHÁZY, K., MÁLIŠ F., KRIŽOVÁ, E., NIČ, J. 2018: Fytocenológia a lesnícka typológia, Návod na cvičenia. Vydavateľstvo TU vo Zvolene, Zvolen, 118 pp. ISBN 978-80-228-3120-8.
- UJHÁZYOVÁ, M., UJHÁZY, K. 2007: Dynamika fytocenóz bukových lesov v Kysuckej vrchovine. In: KRIŽOVÁ, E., UJHÁZY, K. (eds.), Dynamika, stabilita a diverzita lesných ekosystémov. Vydavateľstvo TU vo Zvolene, Zvolen, p. 29–36. ISBN 978-80-228-1821-6.
- VENCURIK, J. 2016: Návod na cvičenia z dejín lesníctva. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen, 72 pp. ISBN 978-80-228-2886-4.
- VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BRUNET, J., CORNELIS, J., DECOCQ, G., DIERSCHKE, H., ERIKSSON, O., HÉDL, R., HEINKEN, T., HERMY, M., HOMMEL, P., KIRBY, K., NAAF, T., PETERKEN, G., PETŘÍK, P., PFADENHAUER, J., VAN CALSTER, H., WALTHER, G.-R., WULF, M. & VERSTRAETEN, G. 2012: Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology* 100: 352–365.
- VLADOVIČ, J., MERGANIČ, J., MÁLIŠ, F., KRIŽOVÁ, E., UJHÁZY, K., VODÁLOVÁ, A., PŮBIŠ, I., BOŠELA, M., PAVLENDÁ, P. 2014: Reakcia diverzity lesných fytocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen, 165 pp. ISBN 978-80-228-2709-6.

¹ Cigel' 18, 971 01 Prievidza; m.kotrik2@gmail.com; +421918392772.

² Lesnícka fakulta TU vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, Zvolen

³ Fakulta ekológie a environmentalistiky TU vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, Zvolen

⁴ Národné lesnícke centrum, Sokolská 2, Zvolen

⁵ V. Clementisa 13A, Trnava

CONCLUSIONS

Changes in plant communities of *Fageto-Quercetum* on andesite bedrock of Slovenské stredohorie Mts.

The aim of this work was to identify compositional changes in the plant communities of *Fageto-Quercetum* group of forest types over the course of several decades. The research was based on resurveying of 146 typological representative plots on andesite bedrock of the region. Evaluation of data using statistical methods documented, quantified and partly explained recent changes of one of the most widespread community type of Slovakia.

Development of species composition observed in oak forests of Slovakia and in whole temperate Europe was confirmed in the studied area as well. Lower canopy layer was occupied by more shade casting or nutrient-demanding tree species. Dense crowns, accumulation of litter and moister microclimate in interaction with anthropogenic eutrophication resulted to conditions more suitable for shade-tolerant and more nutrient-demanding herb species in understorey. At the same time, some species that were considered characteristic for these plant communities disappeared or survived in lower abundances in spatially limited areas with sufficient light transmission. Spread of the invasive species *Impatiens parviflora* is another negative feature of recent stands.

Keeping of more opened stands and carry out silvicultural techniques favouring oak will be necessary to conserve or restore original species diversity and composition of the studied communities of oak forests.

RAST PODSADIEB JEDLE BIELEJ V BOROVICOVÝCH PORASTOCH

Jerguš RYBÁR

Rybár, J.: Posúdenie rastu podsadiieb jedle bielej pod clonou borovicového porastu, Acta Facultatis Forestalis, Zvolen

Zakladanie podsadiieb je nástrojom na zvyšovanie štruktúrálnej a druhovej diverzity lesných porastov. Diverzifikované porasty majú vyšší adaptačný potenciál a stabilne plnia ekosystémové služby. Cieľom práce bolo zhodnotiť dynamiku biometrických parametrov podsadiieb jedle bielej (*Abies alba* Mill.) pod clonou borovice lesnej (*Pinus sylvestris* L.). V oblasti Nízkych Beskyd bolo založených 9 výskumných plôch a analyzovaný vývoj v 4 lesných porastoch s vekom podsadiieb od 10 do 60 rokov. Porasty borovice sukcesného pôvodu sa nachádzali v nadmorskej výške od 440 do 540 m.n.m. Predmetom analýzy v 11 ročnej podsadbe boli výška, hrúbka a poškodenie 27 jedincov, morfológia a prírastkové parametre ďalších 27 vzorníkov. V starších porastoch sme hodnotili štruktúru a produkčný potenciál. Z výsledkov vyplýva, že korunová klenba borovicového porastu je dostatočne priepustná a do stupňa clonenia 80% nevyvoláva vytváranie tienneho habitusu. S rastúcim stupňom clonenia, kruhovou základňou a zásobou porastu borovice klesajú prírastkové parametre jedincov jedle, od 26% relatívneho výškového prírastku na voľnej ploche po 19,4 až 8,5% v zatienení. Na voľnej ploche dosiahli výšku 1,3 m 2 x rýchlejšie (6 rokov), ako pod clonou porastu. Bočná konkurencia je významný faktor, ktorý má silnejší vplyv na rast jedincov na voľnej ploche, ako na rast v zatienení. Zvyšujúca sa miera konkurencie urýchľuje diferenciáciu dominantných a potlačených jedincov. Podsádzaním borovicových porastov jedľou vznikajú porasty s vysokou kvalitatívnou produkciou a dlhodobo viac etážovou štruktúrou. Riziku vzniku rovnorodých jedlín po odstránení borovice je potrebné predchádzať prímесou stanovištné vhodných drevín. Pri aktuálnych stavoch zveri nie je možné rastový potenciál jedle využiť bez ochranných opatrení.

Kľúčové slová: podsadba, jedľa, borovica, svetelné podmienky, konkurencia

1 ÚVOD

Zmeny stanovištných podmienok sa čoraz viditeľnejšie prejavujú na stave lesov. Nedostatočné plnenie ekosystémových služieb prirodzene spôsobuje nespokojnosť spoločnosti. Súčasný stav lesov je vizitkou historického hospodárenia a aktuálne opatrenia sa prejavajú až v ďalekej budúcnosti. Kým nie sú dostupné presné scenáre vývoja, jedinou stratégiou s istou mierou spoľahlivosti je predbežná opatrnosť. Diverzita, ako základný adaptačný predpoklad môže byť ovplyvnená ľudskou činnosťou. Jedným zo spôsobov, ako zvyšovať diverzitu je zakladanie podsadiieb.

Najstaršie poznatky o podsadbách pochádzajú z dubových lesov zo začiatku 19. Storočia (GÜRTH, 1998). Prvé podsadby boli vnímané ako ochranná vrstva za účelom zlepšenia plnenia mimoprodukčných funkcií (SANIGA, DENDIS, 2015). Neskôr sa

na základe skúseností poukazovalo na zvýšenie celkovej a hodnotovej produkcie porastov (BURGHARD, 1883, GAYER, 1874). Na Slovensku je podsadba definovaná podmienkami pri jej vzniku a taktiež budúcim vývojom. V zmysle SANIGU a DENDISA (2015) je podsadba postup, ktorý sa používa pri vnášaní spodnej (druhej) vrstvy do žrdoviny, alebo tenkej kmeňoviny. Podsadby sa uplatňujú pri premenách nestabilných rovnorodých porastov ihličnatých drevín, kedy sa dá predísť vzniku rozsiahlych holín pri pozvoľnom, alebo náhlom rozpade hornej etáže. V konkrétnych prípadoch je možné zvýšiť ekologickú stabilitu, alebo zlepšiť vlastnosti pôd (AMMER *et al.*, 2008, SIMON *et al.*, 2006). Pri praktickej realizácii podsadiieb sa prikláňa k využitiu tieňu tolerantných drevín ako *Abies alba* (Mill.), *Fagus sylvatica* (L.), *Picea abies* ([L.] Karst.) (SANIGA, DENDIS 2015, LEUGNER *et al.*, 2015, LOF *et al.*, 2007). Najzásadnejším faktorom limitujúcim rast a vývoj jedincov je slnečné žiarenie (GIVINISH 1988). Jeho kvalita je daná podmienkami stanovišťa (expozícia, sklon, geografická poloha) a dynamickými faktormi (ročné obdobie, počasie). Pomer medzi priamym a difúznym žiarením je určený štruktúrou cloniaceho porastu, najmä výškou a biomasou listov (JALOVIAK *et al.*, 2013). Medzi ďalšie významné faktory vplývajúce na rast podsadiieb patrí konkurencia. Na úrovni koreňov významnejšie pôsobí na redukcii rastu, ako interakcie nadzemných častí (FINÉR *et al.*, 2011). Vzťah pionierskych drevín ku klimaxovým je facilitačný, prípadne mierne konkurenčný. Naopak platí silne konkurenčné, až inhibičné pôsobenie. Vhodnou kombináciou drevín je možné dosiahnuť overyielding efekt, vyššiu produkciu oproti rovnorodým porastom (TOIGO *et al.*, 2014, BOŠELA *et al.*, 2019, PRETZSCH, 2018). Odlišný rast v porovnaní s kultúrami na voľnej ploche je vysvetlený aj mikroklimou. Významné rozdiely sledujeme v ukladaní prírastkov, čo spôsobuje špecifickú morfológiu jedincov. Pri ihličnanoch sa mení pomer apikálneho a laterálneho rastu, pri listnáčoch najmä kvalita a rozvetvenie kmienkov (LEUGNER *et al.*, 2015, SOUČEK 2009). Na hrúbkovom raste sa vplyv clonenia prejavuje užšími ročnými kruhmi (SCHUTZ 1989). Pri objemovej produkcii podsadených jedincov sa u drevín tolerujúcich zatienenie očakáva oneskorenie kulminácie priemerného a bežného prírastku, čo umožňuje okrem využitia biomasy cloniaceho porastu získať výnos aj z produkcie podsadených jedincov. Z pohľadu celkovej objemovej produkcie sa podsadené porasty javia ako produktívnejšie (MITSTERLICH 1953). Bezpečnosť produkcie je v podsadených porastoch vyššia, už 10% prímies buka v smrečinách zvyšuje odolnosť voči vetru. (SCHUTZ *et al.*, 2006, BRANG *et al.*, 2014). Podľa KRAHLA-URBANA (1954) je optimálne zakladať podsadby pri strednej hrúbke 10-15 cm, no sú zakladané aj v starších porastoch, najmä v dubinách pri predĺženej rubnej dobe (FLEDER 1991). Podľa VAŇEKA *et al.*, (2016) bol optimálny rast jedincov pri zakmenení nad 07 pričom bolo do 6 rokov znížené na hodnoty 02 až 05, v závislosti od jednotlivých drevín. Viac svetelného pôžitku spôsobuje rýchlejší rast, avšak tento pozitívny efekt môže byť eliminovaný vymŕzaním (LEUGNER *et al.*, 2012). Optimálnym variantom sú plochy v tvare hlúčika s výmerou od 0,03 do 0,08 ha. Pri ich umiestnení je potrebné

zvážiť budúce zásahy, aby nedošlo k ich poškodeniu (TUČEKOVÁ, TAKÁČOVÁ 2017). Dôležitým prvkom sú ochranné opatrenia pred burinou a najmä zverou.

2 MATERIÁL A METÓDY

Záujmovým územím pre analýzu počiatočného rastu podsadiet je dielec č. 1296 v lesnom celku „Neštátne lesy na LHC Bardejov“. Porast sa nachádza vo flyšovom pohorí Busov, v okrese Bardejov. Lokalita patrí k paleogénu magurskej tektonickej jednotky. Ide o komplex, v ktorom prevládajú vápnité ílovce. Oblasť má mierne teplý, vlhký charakter klímy. Priemerná ročná teplota je 6 až 7 °C, priemerný ročný úhrn zrážok sa pohybuje od 700 do 800 mm, priemerná júnová teplota je 16 až 17 °C. Z pôd prevládajú kambizeme. Dielec je zaradený do trofického radu B a 3. lesného vegetačného stupňa (Slt *Querceto-fagetum*). V diepci sa nachádza lesný typ 3305 ostricovo-marinková živná dubová bučina (90%) a 3307 zvlhčená dubová bučina (10%). Lokalita bola do 80. rokov využívaná ako pasienok. V období 90. rokov začali pastviny v procese sekundárnej sukcesie zarastať. V roku 2008 bola časť lokality delimitovaná na lesný pozemok, následne bola vykonaná selektívna ťažba úspešného porastu a frézovanie pôdy. Ponechané boli skupiny borovice (*Pinus sylvestris* L.) a brezy (*Betula pendula* Roth.). Zalesňovacie práce prebehli na jar roku 2009.

Tabuľka 1 Súhrnné charakteristiky cloniaceho porastu borovice (*Pinus sylvestris* L.).

charakteristika	$\bar{X} \pm S_x$	min	max
počet stromov (ks.ha ⁻¹)	351 ± 322	60	960
kruhovú základňa (m ² .ha ⁻¹)	7,6 ± 5,4	2,6	16,7
zásoba (m ³ .ha ⁻¹)	21 ± 16,1	5,2	46
stupeň clonenia (%)	35 ± 25	5	76

V drevinovom zložení 1. etáže dominujú hlúčky borovice o veku 20 až 30 rokov s výškou 7±0,6 m, (Tab.1). V drevinovom zložení 2. etáže dominuje buk (65%) breza (10%) a javor (*A. pseudoplatanus* L.) (10%). Ako primiešané dreviny sa vyskytujú borovica (5%), jedľa (5%), dub (*Q. petraea* Matt.) (5%).

Tabuľka 2 Prehľad dielcov s podsadbami jedle.

JPRL	lat (WGS 84)	long (WGS 84)	alt	exp	hslt
1296	49°20.083	21°11.207	463	JZ	311 – živné dubové bučiny
345b	49°30.416	21°18.407	540	SV	413 – vlhké bučiny
448	49°30.273	21°16.654	540	JZ	413 – vlhké bučiny
2374	49°29.437	21°21.522	440	SZ	411 – živné bučiny

Podsadba jedle bola založená na ploche 1,2 ha jamkovou sadbou voľnokorenných sadenic, v spone 1,2x1,2 m. Išlo o selektovaný lesný reprodukčný materiál (*aal234BJ-513*). V poraste bola od roku 2009 vykonaná ochrana proti burine. Ochrana proti zveri repelentom sa vykonávala v rokoch 2009 až 2013, pokiaľ možno až do dnes. Založili sme 9 kruhových trvalých výskumných plôch (TVP) s polomerom 12,62 m na odhadnutom gradiente clonenia. Za účelom porovnávania s podmienkami voľnej plochy bola založená TVP Ref (referenčná) a plocha pod vplyvom bočného tienenia. V rámci každej TVP sme vytvorili 3 kruhové plochy s polomerom 3 m, kde boli merané charakteristiky podsadby v okolí vzorníkov. Z jedného vzorníka na každej TVP bol odobratý priečny rez vo výške d_0 a $d_{1,3}$. Za účelom analýzy ďalšieho vývoja podsadiet sme záujmové územie rozšírili o dielce č. 345b, 448 a 2374 v podobných prírodných podmienkach a s podobnou históriou vzniku. Všetky porasty vznikli podsádzaním sukcesných borín jedľou v 50 a 60. rokoch 20. storočia.

Tabuľka 3 Súhrnné biometrické charakteristiky podsadby jedle (*Abies alba* Mill.)

charakteristika	$\bar{X} \pm S_x$	min	max
výška (cm)	241,6 ± 65,4	131	422
hrúbka $d_{1,3}$ (cm)	2,2 ± 1,2	0,28	5,4
počet stromov (ks.ha ⁻¹)	3670±1635	708	6370
šírka koruny (cm)	137 ± 21	123	178

Na cloniacom poraste bola meraná výška, hrúbka $d_{1,3}$, šírka korún a poloha stromov. Následne bola odvodená kruhová základňa, zásoba a stupeň clonenia. Na vybraných vzorníkoch v podsadbe bola meraná výška, hrúbka $d_{1,3}$, šírka koruny, výška nasadenia koruny, výškové prírastky za posledné 3 roky a dĺžka laterálnych vetiev v treťom praslene. Na priečnych rezoch boli merané bežné hrúbkové prírastky za posledných 5 rokov. V kruhu o polomere 3 m od vzorníkov boli merané odstupové vzdialenosti všetkých jedincov. Evidovali sme údaje o druhu a intenzite poškodenia. Z týchto údajov boli odvodené charakteristiky:

- relatívny výškový prírastok (RGR_h), ako 100 násobok pomeru priemerného výškového prírastku za posledné 3 roky a výšky jedinca,
- priemerný ročný výškový prírastok (MAI), ako podiel výšky a veku jedinca,
- relatívna dĺžka koruny (RCL), ako 100 násobok podielu dĺžky živej koruny a výšky jedinca,
- index apikálnej dominancie (ADR), ako podiel výškového prírastku za posledné 3 roky a priemernej dĺžky laterálnych vetiev v 3. najvyššom praslene,
- relatívny hrúbkový prírastok (RGR_{d0}), ako 100 násobok podielu priemerného hrúbkového prírastku za posledných 5 rokov a hrúbky stromu.

Z biometrických charakteristík konkurentov sme stanovili mieru bočnej konkurencie indexom podľa HEGYIHO (1974) in FABRIKA, PRZETSCH (2011). V dielcoch č. 345b, 448 a 2374 sme zachytili len základné stromové a porastové charakteristiky. Zistené veličiny boli podrobené regresnej a korelačnej analýze. Pre hodnotenie vzťahov bola stanovená hladina významnosti 0,05. Hodnotenie štatistickej významnosti je vyjadrené *p* koeficientom, pre ďalšie hodnotenie štatisticky významných vzťahov sme použili koeficient determinácie R^2 , a b- koeficienty lineárnych regresných rovníc.

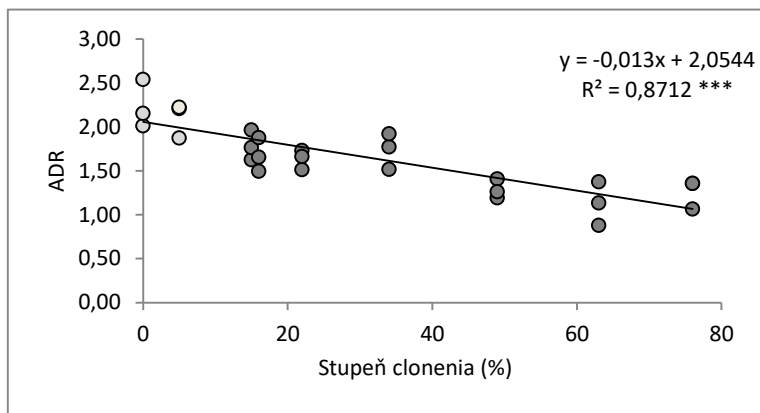
3 VÝSLEDKY A DISKUSIA

Charakteristiky podsadby boli negatívne lineárne korelované s parametrami cloniaceho porastu, ako nezávislými veličinami. Potvrdil sa silný vplyv zásoby, kruhovej základne a stupňa clonenia na rast v blízkom okolí jedincov cloniaceho porastu. Na tesný vzťah medzi kruhovou základňou a svetelnými pomermi v poraste poukazujú JENKINS CHAMBERS (1995) a JALOVÍAR *et al.*, (2013). Zvlášť silný vplyv sledujeme vo vzťahu s hodnotami indexu ADR, ktorý ako citlivú veličinu vyzdvihuje aj SZYMURA (2005).

Tabuľka 4 Parametre lineárnej regresie pre stupeň clonenia (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

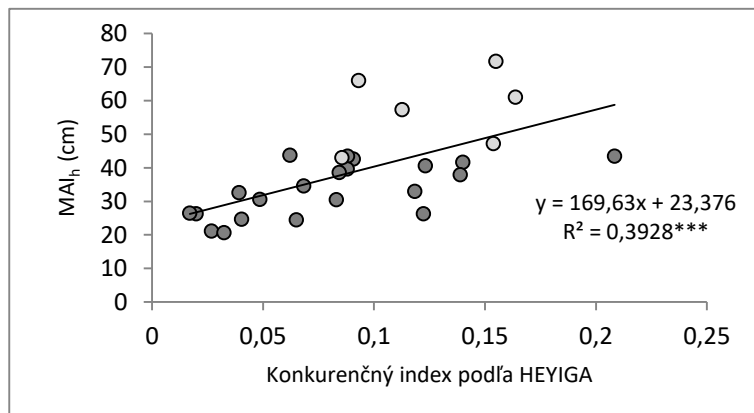
faktor	b-koeficient regresnej rovnice	p	R^2
priemerný ročný hrúbkový prírastok (MAI_{d0} 2015-2019)	-0,0403	0,000147 ***	0,89
relatívny ročný výškový prírastok (RGR_h)	-0,1562	0,010025 **	0,64
priemerný ročný výškový prírastok (MAI_h 2017-2019)	-0,4439	0,237055 *	0,19
index apikálnej dominancie (ADR)	-0,013	0,000235 ***	0,87
relatívna dĺžka koruny (RCL)	-0,0961	0,028936*	0,52

Vysoký rastový potenciál jedincov jedle ($ADR > 1$) môžeme prisúdiť jedincom rastúcim do 20% plného osvetlenia. Dobrý potenciál dosahujú jedince až do stupňa clonenia nad 80%. Hodnoty ADR sa pri plnom osvetlení pohybovali na úrovni 2,54 (Obr.1).



Obrázok 1 Vzťah rastového potenciálu (ADR) k stupňu clonenia. Svetlou zvýraznené jedince rastúce na voľnej ploche (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

Pre porovnanie, vo výberkových lesoch sa pri relatívnom osvetlení do 20% plného osvetlenia pohyboval ADR na úrovni od 0,5 do 1 (VENCURIK 2019). Podsadba na TVP so stupňom clonenia 76% dosahuje len $\frac{1}{2}$ výšky kultúry na voľnej ploche. Relatívny výškový prírastok jedle pod clonou borovicového porastu sa pohyboval od 8,5% - 19,4%, pričom na voľnej ploche dosiahol hodnoty od 16,8% do 26%. V dolných vrstvách výberkového lesa sa relatívny výškový prírastok prirodzenej obnovy pohybuje od 4 do 12% (VENCURIK 2019, KLOPČIČ *et al.*, 2010, SCHUTZ 1969). Čo sa týka hrúbkového rastu, jedince rastúce v silnom zatienení dosahovali len $\frac{1}{4}$ hrúbkového prírastku jedincov na voľnej ploche. Tieto parametre poukazujú na slabé konkurenčné pôsobenie borovice. Väčšina rastových charakteristík podsadby je vo významnom vzťahu k bočnej konkurencii medzi jedincami, ako nezávislej premennej. Charakter vzťahov je vo všeobecnosti pozitívny lineárny. S rastúcou bočnou konkurenciou dochádza k zvyšovaniu diferenciácie v dôsledku intenzívneho výškového rastu u dominantných jedincov a stagnácie rastu u potláčaných jedincov (Obr. 2).



Obrázok 2 Vzťah priemerného výškového prírastku (MAI_h) vzorníkov ku konkurencii vnútri podsadby. Svetlou sú zvýraznené jedince rastúce na voľnej ploche (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

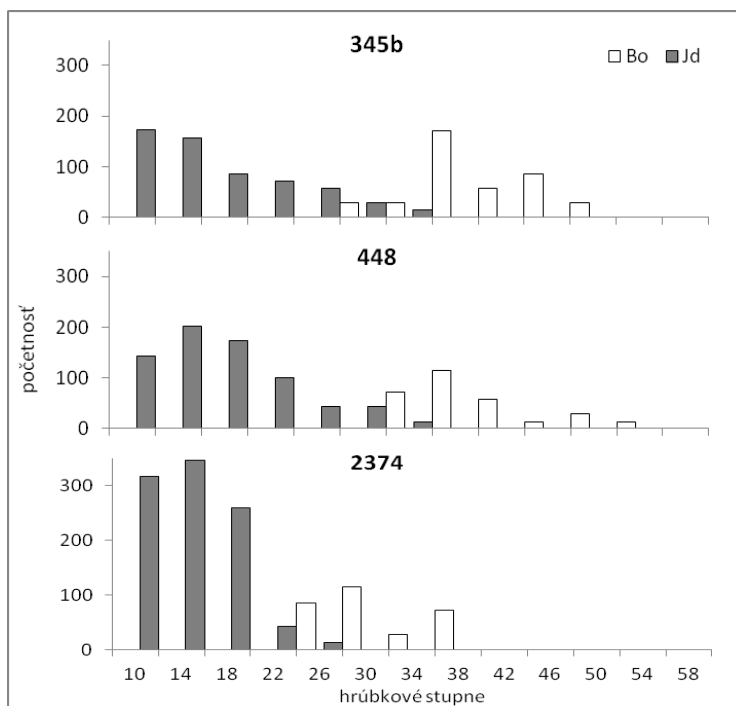
V zatienení dochádza k poklesu konkurencie v podsadbe a nahrádza ho vplyv cloniaceho porastu. Vplyv bočnej konkurencie hodnotili ako menej významný, oproti vplyvu clony porastu aj GRASSI, GIANNINI 2005 a VENCURIK 2019. Konkurencia podľa PARENTA a MESSIERA (1995) ovplyvňuje rast jedincov významnejšie až pri úrovniach žiarenia nad 25% osvetlenia voľnej plochy. Z evidencie poškodenia sa ako najčastejšie ukázalo poškodenie zverou. Z 299 jedincov poškodila 23%. Najčastejším poškodením bol odhryz terminálnych púčikov (12%) a obhryz kôry (8%). Najviac zničených jedincov bolo dôsledkom vytĺkania (3%). Najčastejším abiotickým faktorom bolo poškodenie mrazom (5%), ktoré sa týkalo najmä TVP s plným osvetlením. Na našej výberovej vzorke bola miera poškodenia únosná. Poznatky z iných podobných štúdií hovoria o vysokej miere poškodenia a mimoriadne silnom tlaku zveri. Viacerí autori sa zhodujú na tom, že vplyv zveri je najvýznamnejším limitujúcim faktorom pri vnášaní jedle do porastových štruktúr a rovnako pri snáhach dosiahnuť jej prirodzenú obnovu (KLOPČIČ *et al.*, 2010, TUČEKOVÁ, TAKÁČOVÁ 2017, VENCURIK 2019, RYBÁR 2018).

Všetky staršie dielce (345b, 448 a 2374) sa vyznačovali dvoj až trojvrstvou výstavbou. Aj po uplynutí 50 rokov sa v hornej etáži s vysokým zastúpením udržala borovica. Na miestach, kde mala podsadba lepšie svetelné podmienky jedince dosiahli hlavnú úroveň, čo sa prejavilo na ich celkových dimenziách. V porastoch prežíva veľké množstvo potlačených jedincov, ktoré sú po uvoľnení stále schopné prirastať. Vo výchovne zanedbaných častiach sa pozvoľne prejavuje ich mortalita.

Tabuľka 5 Charakteristiky cloniacich porastov borovice a podsadiieb jedle v starších dielcoch.

JPRL	Drevina	bonita	vek	$h \pm Sx$	$d_{1,3} \pm Sx$	$V \cdot ha^{-1}$	$N \cdot ha^{-1}$
345b	Borovica	32	80	30 ± 1	41 ± 5	254	137
	Jedľa	30	60	15 ± 5	17 ± 6	105	604
448	Borovica	26	120	30 ± 2	49 ± 4	386	173
	Jedľa	24	50	14 ± 6	17 ± 5	87	720
2374	Borovica	32	95	31 ± 3	39 ± 4	427	305
	Jedľa	36	40	13 ± 4	14 ± 3	79	987

Cloniaci porast vo všetkých dielcoch (Tab.5) vykazuje znaky aplikácie úrovňových zásahov, do podsadby bolo zasahované zdravotným výberom. Produkcia borovice dosahuje veľmi dobré kvalitatívne parametre. Koruny sú krátke, nasadené v hornej $\frac{1}{4}$ dĺžky kmeňov. Jej skracovanie je dôsledkom zatienenia vetiev jedincami jedle. Dôsledkom tejto konkurencie je šablóvité zahnutie hornej tretiny kmeňov, čo však nemá zásadný vplyv na kvalitu územkovej časti. V porastoch 354b a 448, kde cloniaci porast dosahuje rubné parametre, jedľa vyplňa medzery po vytlačení borovíc. Tieto jedle majú potenciál dosiahnuť vysokú produkciu a z tohto dôvodu je potrebné k ich ďalšej výchove pristupovať individuálne, najmä pozitívnym výberom a stanovením vlastného obnovného postupu. Produkčné charakteristiky podsádzaných porastov borovice sú veľmi priaznivé. Produkčný potenciál v nich jedľa využíva s oneskoreným nástupom a vznikajú podmienky na predĺženie obnovnej doby, bez rizika straty produkcie.



Obrázok 3 Histogramy priemerných početností na 1ha po hrúbkových stupňoch porastov podsádzaných v 60. Až 80. Rokoch 20. storočia.

Tieto porasty si dlhodobo udržiavajú výškovú a hrúbkovú diferenciáciu (Obr.3), čo pestovateľa navádza k využitiu tohto potenciálu. Prebudova porastov na systémy prírody blízkeho obhospodarovania obnovou cez následný porast, alebo výchovou je v takýchto podmienkach menej ekonomicky a časovo náročný proces.

4 ZÁVER

- Ekologické a svetelné podmienky pod clonou borovice (*Pinus sylvestris* L.) jedli (*Abies alba* Mill.) vyhovujú, čo sa prejavuje dobrým rastovým potenciálom aj pod silne zapojenými skupinami.
- Rast jedle je na dobre zásobených stanovištiach intenzívnejší na plochách s plnou mierou osvetlenia. Jedľa na voľnej ploche dosiahla výšku 1,3 m 2x rýchlejšie, ako v plne zapojenom borovicovom poraste (v priemere 6 rokov).
- Silná bočná konkurencia medzi jedincami jedle vyvoláva rýchlu diferenciáciu dominantných a potláčaných jedincov. Pod clonou borovicového porastu má bočná konkurencia medzi jedincami menší vplyv na rastovú dynamiku ako pri plnom osvetlení.

- Na dolnej hranici rozšírenia jedle sme evidovali poškodenie mrazom len na ploche s plnou mierou osvetlenia. V prípade vylúčenia vplyvu zveri, jedľa v podsadbe netrpí žiadnym významným poškodením.
- Borovicové porasty podsadené jedľou majú potenciál dosiahnuť mimoriadnu kvalitatívnu a objemovú produkciu a dlhodobo si udržiavať viac- etážovú štruktúru.
- K manažmentu cloniaceho porastu a podsadby je potrebné pristupovať diferencovane. Produkčný potenciál jedle sa prejavuje až po obnovnom rozpracovaní cloniaceho porastu, alebo po silných úrovňových výchovných zásahoch.
- Cloniaci porast je vhodné vychovávať úrovňovými zásahmi, v podsadbe najprv postačuje negatívny (zdravotný a kvalitatívny) výber, neskôr je vhodné prejsť na výchovu pozitívnym výberom.
- Riziku vzniku rovnorodých jedlín po odstránení cloniaceho porastu borovice je potrebné predchádzať prímесou iných, stanovištne vhodných drevín.

5 LITERATÚRA

- AMMER, C., BICKEL, E., KOLLING, C., 2008. Converting Norway spruce stands with beech- a review of arguments and techniques. *Austrian Journal of Forest Science*. 125, 2008, s. 3-26.
- BOŠEĽA, M., KULLA, L., ROESSINGER, J., ŠEBEŇ, V., DOBOR, L., BUNTGEN, U., LUKAC, M., 2019. Long term effects of environmental change and species diversity on tree radial growth in a mixed European forest. *Forest Ecology and Management*. 446, 2019, s. 293-303.
- BRANG, P., SPATHELF, P., LARSEN, J.B., BAUHUS, J., BONCČINA, A., CHAUVIN, CH., DROSSLER, L., GARCÍA-GUEMES, C., HEIRI, C., KERR G., 2014. Suitability of close to nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry*. 87, 2014, s. 492-503.
- BURGHARD, H., 1883. Der lichtungsbetrieb der buche und eiche. *Aus dem Walde*. 8, 1883, s. 88-136.
- FABRIKA, M., PRETZCH, H., 2011. Analýza a modelovanie lesných ekosystémov. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2011. ISBN 978-80-228-2181-0.
- FINÉR, L., OHASHI, M., NOGUCHI, K., HIRANO, Y., 2011. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*. 261, 2011, s. 265-277.
- FLEDER, W., 1991. Erfahrungen mit Unterbau und Voranbau der Buche in UNTERFRANKEN. *Allgemeine Forstzeitschrift*. 46, 1991, s. 307-309.
- GAYER, K., 1874. Über Eichenzucht im spessart. *Jagdwesen*. 18, 1874, s. 1-19.
- GIVINISH, T.J., 1988. Adaptation to sun and shade: a whole-plant perspective. *Australian Journal of Plant Physiology*. 15, 1988, s. 63-92.
- GRASSI, G., GIANNINI, R., 2005. Influence of light and competition on crown and shoot morphological parameters of Norway spruce and silver fir samplings. *Annals of forest science*. 62, 2005, s. 269-274.
- GÜRTH, P. 1998. Bestandesgeschichtliche Untersuchungen in Werteichenbeständen des Markgräfl erlande. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*. 159, 1998, s. 49-56.
- HEGYI, F., 1974. A simulation model for managing jackpine stands. Stockholm : Royal College of Forestry, 1974.
- JALOVIAR, P., SANIGA, M., KUCBEL, S., 2013. Importance of light conditions for the height growth of underplantings in Norway spruce stands in the Oravské Beskydy Mts. *Správa z výskumu Mendlovej univerzity v Brne*. 6, 2013, s. 53-58.
- JENKINS, M.W., CHAMBERS, J.L., 1995. Understorey light levels in mature hardwood stands after partial overstorey removal. *Forest Ecology and Management*. 26, 1995, s. 247-256.
- KLOPČIČ, M., JERINA, K., BONCINA, A., 2010. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? *European Journal of Forest Research*. 129, 2010, s. 277-288.

- KRAHL-URBAN, J. 1954. Unterbau von eichenbeständen. Forstarchiv. 1954, s. 105-109.
- LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2015. Vyhodnocení růstu buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) v různých světelných podmínkách. Zprávy lesnického výzkumu. 60, 2015, s. 98-103. <<http://www.vulhm.cz/sites/File/ZLV/fulltext/395.pdf>>.
- LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J., JURÁSEK, A., 2012. Vyhodnocení růstu buku v různých ekologických (světelných) podmínkách a po výsadbě v súvislosti s extrémni mrazovou epizodou. Pestovanie lesa v strednej Európe. 2012, s. 172-180.
- LOF, M., PAULSSON, R., SONESSON, J., WELANDER, T.N., COLLET, C., 2007. Growth and mortality in underplanted tree seedlings in response to variations in canopy closure of Norway spruce stands. Forestry. 80, 2007, s. 371-384.
- MITSCHERLICH, G., 1953. Ertragskundliche Untersuchung der Eichenversuchsfelder in der badischen Vorbergzone. Baden Württemberg, 1953. s. 9-35.
- PARENT, S., MESSIER, C., 1995. Effects of a light gradient on height growth and crown morphology of balsam fir natural regeneration. Canadian Journal of Forest Research. 25, 1995, s. 878-885.
- PRETZSCH, H. 2018. Growth and Structure in Mixed-Species Stands Compared with Monocultures: Review and Perspectives, Dynamics, Growth and Structure in Mixed-Species Stands Compared with Monocultures: Review and Perspectives. Managing of Forest Ecosystems. 31, 2018, s. 131-183.
- RYBÁR, J. 2018. Perspektíva a rast podsadiel lesných drevín. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2018. bakalárska práca.
- SANIGA, M., DENDIS, P., 2015. Rekonštrukcie smrekových porastov (Poznatky a praktické skúsenosti). Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2015. ISBN 978-80-228-2808-6.
- SCHUTZ, J.P., 1989. Der plenterbetrieb. s.l. : ETH Zürich, 1989.
- SCHUTZ, J.P., 1969. Etude des phenomenes de la croissance en hauteur et en diametre du sapin (*Abies alba* Mill.) et de l'epicea (*Picea abies* Karst.) dans deux peuplements jardinés et une foret vierge. Beiheft zu den Zeitschriften des Schweiz Forstvereins . 44, 1969.
- SCHUTZ, J.P., GOTZ, M., SCHMID, W., MANDLLAZ, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica* L.) forest stands to storms and consequence for silviculture. European Journal of Forest Research. 125, 2006, s. 291-302.
- SIMON, J., VACEK, S., SCHWARZ O., MINX, T., HOFMEISTER Š. 2006. Simulace vývoje autochtonního smrkobukového porostu v bažinkách s virtuální podsadbou jedle bělokoré (*abies alba*). [Online] 2006. https://www.infodatasy.cz/biodivkrsp/p2006/3_13_n205.pdf.
- SOUČEK, J. 2009. Podrost v dubovém porostu s rozdílnou výchovou. Zprávy lesnického výzkumu. 2009, s. 1-6. <http://www.vulhm.cz/sites/File/ZLV/fulltext/81.pdf>.
- SZYMURA, T.H., 2005. Silver fir samplings bank in seminatural stand: individuals architecture and vitality. Forest Ecology and Management. 212, 2005, s. 101-108.
- TOIGO, M., VALLET, P., PEROT, T., BONTEMPS, J.D., PIEDALIU, CH., COURBAUD, B., 2014. Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. Journal of Ecology. 103, 2014, Zv. 2, s. 502-512. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.12353>.
- TUČEKOVÁ, A., TAKÁČOVÁ, E., 2017. Podsadbý buka, jedle a javora v rámci rekonštrukcií kysuckých smrečín. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2017. In: Jaloviar P., Vencurik J. (eds).
- VANĚK, P., MAUER, O., HOUŠKOVÁ, K., 2016. Vyhodnocení růstu podsadeb buku lesního, smrku ztepilého a jedle bělokoré pod porosty jeřábu ptačího. Zprávy lesnického výzkumu. 2016, s. 25-34. <<http://www.vulhm.cz/sites/File/ZLV/fulltext/430.pdf>>.
- VENCURIK, J., 2019. Regeneračné procesy vo vybraných výberkových lesoch Slovenska a porastoch v prestavbe na výberkový les. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 2019. Habilitačná práca.

Adresa autora:
 Bc. Jerguš Rybár
 Katedra pestovania lesa
 Pod papierňou 73, 08501 Bardejov
 tel. +421917953655
 e-mail: jergusrybar@gmail.com

VÝSKUM A VYHODNOTENIE LATERÁLNEHO TOKU VODY V PÔDE POMOCOU 3D ELEKTRICKEJ REZISTIVITNEJ TOMOGRAFIE

Milan KAŠIAR – Marián HOMOLÁK

Kašiar, M. – Homolák, M.: Výskum a vyhodnotenie laterálneho toku vody v pôde pomocou 3D elektrickej rezistívnej tomografie. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen

Predložená vedecká práca sa zaoberá laterálnym tokom vody, ktorý bol meraný a následne vyhodnocovaný pomocou elektrickej rezistívnej tomografie. Elektrická rezistívna tomografia predstavuje ideálnu metódu na sledovanie pôdnych vlastností. Tým, že ide o nedeštruktívnu metódu merania, poskytuje možnosti sledovania zmien v nenarušenom pôdnom prostredí a pri opakovaných meraniach na jednom tranzekte vytvára možnosti sledovania časových zmien v pôde. V práci sme sledovali pohyb pôdnej vody a jej laterálny tok vo svahovitom teréne a vplyv narušenia tohto prostredia na vývoj a transformáciu podpovrchového toku na povrchový. Pri našom výskume narušenie pôdneho prostredia vo svahovitom teréne predstavovali zárezy lesných ciest. Narušením pôdneho prostredia dochádza k transformácii podpovrchového toku na povrchový odtok. Tento stav spôsobuje stratu vody vo vodnej bilancii lesného ekosystému a častokrát dochádza k nemalým majetkovým škodám nielen na úseku lesného hospodárstva, ale aj škodám na majetkoch súkromných osôb. Pre takto narušené prostredie, spôsobené pohybom vody, sme vykonali merania pomocou elektrickej rezistívnej tomografie metódou 2D multikábľa na troch paralelných profiloch, ktoré boli následne pospájané do 3D obrazu a vyhodnocované metódou časových radov. Z nameraných výsledkov práce vyplýva, že na skúmanej lokalite sa po zrážkach v plytkých vrstvách pôdy infiltrujúca voda pohybuje po svahu a v mieste narušenia sa transformuje na povrchový odtok. Transformácia toku je závislá na pedologických vlastnostiach územia a môže nastať na relatívne krátkych vzdialenostiach.

Kľúčové slová: 3D elektrická rezistívna tomografia, laterálny tok, svahová voda, vlhkosť pôdy, sucho, Ares

1. ÚVOD A CIEĽ

Vedecká práca vznikla ako potreba objasniť hydrické pomery lesného ekosystému pri ľudskej činnosti v lesnom hospodárstve. Problematika, ktorou sa prioritne v práci zaoberáme je sledovanie laterálneho, teda podpovrchového, toku vo svahu pri narušení pôdneho prostredia, predovšetkým zásahom človeka a následné skúmanie a vyhodnocovanie nameraných údajov. Ako zásah ľudskej činnosti do lesného ekosystému, ktorý sme použili pri výskume, boli zárezy lesných ciest. V lesnom hospodárstve evidujeme značné škody na lesnom majetku práve pri približovaní a odvoze drevnej suroviny.

Ako požiadavka trvalého a úplného obhospodarovania lesných porastov musí byť čo najlepšia prístupnosť práve lesnou dopravnou sieťou. Bez dopravnej siete by sme v lesnom hospodárstve nedokázali trvalo hospodáriť tak, aby sme cieľavedome a zodpovedne vykonávali práce nevyhnutné pre hospodárenie v lesných porastoch. Napríklad pri ťažbe a doprave drevnej suroviny na požadované miesta, pri zabezpečovaní prác súvisiacich s výchovou lesných porastov ako prebierky, prečistky, zalesňovanie, vyžíňanie a vykonávaním kontroly zadaných prác. Bez spomínaných požiadaviek nevieme zabezpečiť trvalo udržateľné obhospodarovanie lesa, ktoré je v dnešnej situácii nevyhnutné. Na mysli máme prioritne zmenu klímy a zmiernenie jej dopadov na lesné ekosystémy.

Na Slovensku sa nachádza až 60 % plochy porastov v tzv. lanovkových terénoch so sklonom nad 40 %. V dôsledku tohto faktu je nevyhnutné budovať v našich lesoch čo najprístupnejšiu lesnú dopravnú sieť. Ako dôsledok pri jej tvorbe vznikajú vo sva-hoch už spomínané zárezy lesných ciest, ktoré boli predmetom nášho výskumu. Práve pri necitlivom a neuváženom plánovaní a tvorení lesných ciest sa stretávame so zásahmi do lesných ekosystémov, ktoré sú častokrát už nenávratné a spôsobia značné majetkové, ale aj nemajetkové škody. Z lesníckej problematiky vieme, že les okrem produkčných plní aj mimoprodukčné funkcie, ktoré sú v súčasnosti označované ako ekosystémové služby lesa. Medzi verejnoprospešné funkcie lesa patria funkcie s ochranou a reguláciou vody ako hydrická, hydrologická, retenčná, ale aj retardačná schopnosť. Vymenované funkcie lesa majú vplyv na vodu a udržanie vodnej bilancie. Tá je narušaná súčasne zmenou klímy ako aj extrémami v počasi a v neposlednom rade človekom a jeho neuváženými zásahmi pri hospodárení v lese.

V priloženej práci sme čerpali údaje z výskumu, ktorý sme vykonávali pre potreby vypracovania bakalárskej a diplomovej práce. Z bakalárskej práce sme zistili, že transformácia podpovrchového toku na povrchový môže nastať na relatívne krátkych vzdialenos-tiach, pričom samozrejme záleží na pedologických podmienkach. To znamená, že zárezy lesných ciest narušajú laterálny tok, a tým aj vodnú bilanciю ekosystému. Voda, ktorá bola retenčnou schopnosťou lesa regulovaná sa odrazu stáva povrchovou, ktorú už les nedo-káže regulovať a odtéčie z povodia v krátkej dobe preč. V bakalárskej práci sme výskum vykonávali v lokalite Laudstoch Banská Belá a výsledky vyhodnocovali metódou 2D ERT časových radov. Porovnávali sme merania a zmeny meraní medzi sebou a následne sme interpretovali, ktoré časti meraného profilu boli medzičasom nasýtené infiltrovanou vodou zo spadnutých zrážok, a ktoré naopak boli desukciou ochudobnené o vodu. Pri 2D ERT vyhodnotení profilov sme síce videli, ktoré časti boli medzi meraniami zmenené no nevi-deli sme v 2D zobrazení kam sa voda stratila.

Práve pre potrebu zistenia zmien v priestore slúži metóda 3D elektrickej rezistivitnej tomografie, ktorá by nám mala poskytnúť možnosť presne priestorovo vyhodnotiť zmeny pri vykonaných intervalových meraniach.

2. ANALÝZA SÚČASNÉHO STAVU PROBLEMATIKY

Elektrická odporová tomografia (ERT) je geofyzikálna technika na zobrazovanie podpovrchových štruktúr z meraní elektrického odporu vykonaných na povrchu alebo pomocou elektród v jednom alebo viacerých vrtoch. Pri možnosti merania povrchovo sa používa multikábel, ktorý prepája elektródy v určitých rozostupoch. Ak sú elektródy zavesené vo vrtoch, je možné skúmať hlbšie profily. Úzko súvisí s elektrickou impedančnou tomografiou lekárskej zobrazovacej techniky (EIT) a matematicky je to ten istý inverzný problém. Na rozdiel od medicínskeho EIT je však ERT v podstate metóda jednosmerného prúdu. Súvisiaca geofyzikálna metóda, indukovaná polarizácia (alebo spektrálne indukovaná polarizácia), meria prechodnú reakciu a zameriava sa na stanovenie vlastností podpovrchovej nabitelnosti. Účelom elektrických prieskumov je určiť rozloženie podpovrchového odporu meraním na zemskom povrchu. Z týchto meraní je možné odhadnúť skutočnú rezistivitu materiálov pod povrchom. Pôdny odpor je spojený s rôznymi geologickými parametrami, ako je obsah minerálov a kvapalín, pórovitosť a stupeň nasýtenia vody v horninách. Prieskumy elektrickej rezistivity sa používajú po mnoho desaťročí (LOKE 1996-2002).

2.1 Trojrozmerný prieskum

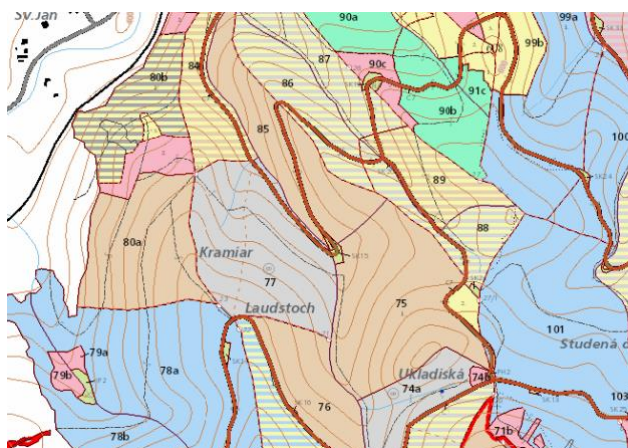
Keďže všetky geologické štruktúry sú svojou povahou takpovediac trojrozmerné, prieskum trojrozmerného odporu s využitím interpretačného modelu 3D by mal teoreticky poskytovať najpresnejšie výsledky. V súčasnosti je úroveň monitorovania 3D ERT na prepracovanej úrovni, avšak aj 3D prieskumy sú predmetom aktívneho výskumu. V praxi sú preferovanejšie viac dvojrozmerné prieskumy pre jednoduchšie meranie a interpretáciu výsledkov. Ale hlavným dôvodom je to, že náklady na 3D prieskum sú vyššie s narastajúcou veľkosťou skúmaného územia. V minulosti neboli 3D prieskumy tak preferované ako teraz. Samozrejme za tým bola nedostatočná technická vyspelosť metódy, ale aj spomínané vyššie náklady na meranie. V súčasnosti je už k dispozícii multikanálový merač odporu, ktorý umožňuje urobiť viac ako len jedno čítanie naraz (LOKE 1996-2002).

V súčasnosti máme na Slovensku k dispozícii prístroj Ares, ktorý vyrába Česká spoločnosť GF Instruments Brno. Prístroj Ares predstavuje dobre vybavený odporový a IP zobrazovací systém. Jeho variabilita, ľahká prevádzka v teréne (bez PC), napájanie zo štandardnej 12 V batérie alebo z generátora, bohatá podpora štandardných a špeciálnych elektródových polí a kompatibilita s rozsiahlym interpretačným softvérom robí z ARES nákladovo efektívny a užitočný nástroj pre pracovné skupiny a výskumné tímy. K prístroju sa dá zakúpiť aj Softvér na spracovanie pre 2D / 3D inverziu, interpretáciu a mapovanie VES (Res2DInv / Res3DInv, IPI2Win, Surfer) (gfinstruments.cz).

3. MATERIÁL A METODIKA

3.1.1. Opis výskumnej lokality

Lokalita, kde sme výskum vykonávali sa nazýva Laudstoch (obr.1), presnejšie dielec č. 77, ktorý sa nachádza v chránenej krajinskej oblasti Štiavnické vrchy. Geomorfológický celok Štiavnické vrchy patrí z hľadiska vzniku do stredoslovenských neovulkanitov, ktorý je geologicky budovaný andezitmi, ryolitmi, brekciami a tufmi (KOČICKÝ, 2011). Územie patrí do 2 stupňa ochrany prírody. JPRL č.77 je súčasťou lesného celku – Obecné lesy Banská Belá.



Obrázok 1 Porastová mapa skúmanej lokality (zdroj Lgis)

Figure 1 Growth map of the surveyed site (source Lgis)

Skúmané územie sa nachádza medzi obcami Banská Belá a Kozelník v katastrálnom území Banská Belá. Od obce Banská Belá smer Kozelník vedie hlavný cestný ťah na Zvolen, cesta I. triedy č. 51, od ktorej je predmetná plocha vzdialená cca 1 km. Lesný celok o výmere 1142 ha, do ktorého spadá aj výskumná plocha, obhospodaruje spoločnosť Lesy s.r.o Banská Belá. Dielec sa nachádza v nadmorskej výške od 510 do 650 m n. m., celková výmera dielca je 13,77 ha, vo veku 105 rokov so zakmenením 0,77 (PSoL).

3.1.2. Hydrologické a klimatické pomery lokality

Územie, na ktorom sme vykonávali výskum sa nachádza v povodí vodného toku Jasenica. Popri lesnej ceste, ktorej zárez sme mali ako objekt skúmania ERT tečie paralelne bystrina, ktorá sa následne vlieva do vodného toku Jasenica. Jasenica je vodný tok

na Strednom Pohroní, preteká územím okresov Banská Štiavnica a Zvolen. Je ľavostranným prítokom Hrona s dĺžkou 23 km, je tokom III. rádu.

Pramení v Štiavnických vrchoch, v podcelku Skalka, na severnom svahu vrchu Čelo (775,9 m), pri osade Horné majere v nadmorskej výške cca 690 m n. m. (Wikipedia, 2020).

Klíma v Štiavnických vrchoch je podmienená veľkým rozdielom nadmorských výšok, geografickou polohou. Podstatná časť územia leží v mierne teplej oblasti. Priemerný ročný úhrn zrážok nepresahuje 900mm. Priemerné januárové teploty vzduchu tu dosahujú hodnotu približne -4 až -5 °C, júlový priemer teploty vzduchu sa pohybuje okolo 16°C. Za rok je menej ako 50 letných dní (TARÁBEK, 1980).

3.1. Meranie laterálneho toku svahovej vody

Meranie pohybu svahovej vody a jeho vývoj počas vegetačného obdobia v roku 2017 sme vykonali na vyššie spomenutej lokalite v období od 26. 04. 2017 do 03. 11. 2017, v dvoj- až trojtýždňových intervaloch, pričom celkovo sme meranie vykonali 8-krát (26. 04. 2017, 17. 05. 2017, 15. 06. 2017, 27. 06. 2017, 21. 07. 2017, 07. 09. 2017, 27. 09. 2017, 03. 11. 2017).

Meranie podpovrchového laterálneho toku vody sme vykonali metódou elektrickej rezistivitnej tomografie. Na meranie sme použili prístroj ARES (GF Instruments, Brno, Česká republika). Samotné meranie sme vykonali metódou Wenner-Schumberger s rozstupom elektród 1 m a celkovou dĺžkou profilov 31 m. Merania sa uskutočnili na troch paralelných profiloch vzdialených od seba 5 m. Profily boli umiestnené tak, aby zachytili lesnú cestu a priľahlý zárez lesnej cesty a časť svahu ležiaceho nad lesnou cestou. Namerané profily elektrickej rezistivity pôdneho prostredia sme vyhodnotili v programe RES2DINV pre získanie 2D profilov zdanlivej rezistivity prostredia. Pre generovanie 3D obrazu bol rozstup jednotlivých meracích elektród znížený na polovicu pomocou príkazu „Use model refinement“, čo znamená v našom prípade rozstup elektród 0,5 m, čiže sme dosiahli aj zvýšenie citlivosti merania a rozlíšenia získaných obrazov rezistivity.

V ďalšom kroku boli jednotlivé profily spojené do 3D obrazu pomocou príkazu „Collate data into RESDINV format“, čím sme získali priestorové rozdelenie rezistivity z jednotlivých meraní. Následne boli získané 3D profily vyhodnotené v programe RES3DINV boli namerané profily vyhodnotené metódou časových radov, čiže, podobne ako v prípade 2D profilov, boli porovnávané zmeny hodnôt zdanlivého odporu medzi jednotlivými meraniami. Pri tomto postupe bol tak isto, ako v prípade bakalárskej práce, využitý príkaz „Display percentage desaturation“, ktorý umožňuje z nameraných hodnôt určiť zmenu v zdanlivom odpore vzhľadom na zmenu vlhkosti spôsobenú pohybujúcou sa vodou v pôdnom prostredí. Pri tomto kroku boli záporné hodnoty zmeny zdanlivého odporu vyhodnotené ako prírastok pôdnej vlhkosti a kladné hodnoty ako úbytok vlhkosti,

t. j. v danom mieste došlo k vysušovaniu pôdy. Rozsah zmeny vlhkosti -5% a menej bol vyhodnotený ako prítok vody z vyššie položených miest a naopak rozsah zmeny vlhkosti nad 5% bol vyhodnotený ako vysušovanie resp. odtok vody do iných miest. Rozsah zmeny vlhkosti v intervale -5% – 5% bol vyhodnotený ako indiferentný k zmene vlhkosti aj s ohľadom na presnosť metódy a nebral sa do úvahy. Takto získané rozdiely v rezistivite pôdy s ohľadom na zmenu vlhkosti boli vyexportované do programu Voxler, kde boli vyhotovené kompletne 3D obrazy zmeny rezistivity, spolu s topografickými údajmi (pomocou príkazu VolRender). Podobne ako v prípade bakalárskej práce, aj teraz v prípade 3D meraní sme ich porovnávali s ohľadom na počiatočný stav vlhkosti, t. j. prvé vykonané merania a tiež medzi jednotlivými meraniami. Údaje o množstve zrážok na skúmanej lokalite pochádzajú z meteorologickej stanice Boky sever, ktorú spravuje Katedra prírodného prostredia Lesníckej fakulty TU vo Zvolene spolu s EMS Brno. Informácie z tejto meteorologickej stanice sa z nášho pohľadu najviac približovali množstvu zrážok spadnutých na skúmanej lokalite.

Dňa 27. 6. 2017 sa do 10 cm hlbkej brázdy na každý profil ERT aplikovalo indikátorové farbivo Sanolin AE 90 (1 000 g) zmiešaný s KBr (350 g). Farbivo zmiešané s KBr bolo aplikované kvôli zvýšeniu elektrickej vodivosti pôdneho roztoku, čo by mohlo prispieť k lepšej detekcii bočného pohybu vody. Na profil ERT 1 sa farbivaci indikátor aplikoval 24 m od začiatku profilu (14 m od okraja svahu), na profil ERT 2 20 m od začiatku (10 m od okraja svahu) a na profil ERT 3 16 m od začiatku (6 m od okraja svahu). Rôzna vzdialenosť aplikácie farbiva od okraja svahu mala za cieľ vizuálne monitorovať (výtok modrej farby) dĺžku časového intervalu laterálneho toku roztoku na dosiahnutie zárezu lesnej cesty (t. j. ako rýchlo sa modrá farba zaznamená na záreze lesnej cesty). Tiež bolo cieľom určiť vzdialenosť od okraja svahu, ktorá je ovplyvnená narušením pôdy a môže prispieť k zmene laterálnych tokov podpovrchovej vody k povrchovému odtoku. Na jar roku 2018 boli na jednotlivých ERT profiloch vykované pôdne profily s rozmermi 1 x 1 m cca. 20 cm pod brázdou, kde sa aplikovalo indikátorové farbivo. Pôdne profily boli očistené od koreňov a k pôdnym profilom bol pripojený šedý rám a nakoniec bol digitálnym fotoaparátom odфотографovaný. Fotografia pôdneho profilu (obr. 2) bola spracovaná v prostredí GNU R (R Development Core Team, 2007) a C, pomocou knižnice spracovania obrazov ImageMagick podľa metódy vyvinutej FORREROVOU et al. (2000).



Obrázok 2 Vykopaný pôdny profil a aplikované modré farbivo

Figure 2 Excavated soil profile and applied blue dye

Tabuľka 1 Opis pôdneho profilu kambizeme modálnej na lokalite Laudstoch

Signatúra horizontu	Hĺbka horizontu	Opis horizontu
Ao	0–6 cm	Sivo-hnedý, ílovito-hlinitý kyprý, suchý, hrudkovitý, husto prekorenený, skelet 10 % (kamene)
Bv	6–89 cm	Hnedý, piesčito-ílovito-hlinitý, uľahnutý, suchý, hrudkovitý až hrudovitý, slabo prekorenený, skelet 40 % (štrk, kamene)
B/C	89 ↓ cm	Hnedý, piesčito-hlinitý, silne uľahnutý, suchý, hrudovitý, bez koreňov, skelet 80 % (štrk + kamene)

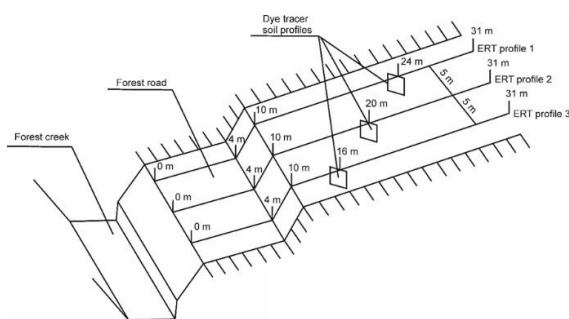
4. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pre úplnú interpretáciu by bolo vhodné vo výsledkoch uviesť kompletne 3D modely, ktoré sme pri meraní vypočítali, ale v dôsledku rozsahu priloženej ŠVOČ práce ich neuvedieme všetky. Do výsledkov sme zaradili len tie, na ktorých sú najzásadnejšie rozdiely z meraní časových radov. V rámci interpretácií 3D modelov sa porovnávalo každé meranie medzi prvým a každým nasledujúcim meraním samostatne. Prvé meranie nám slúžilo ako východiskový stav, od ktorého sme sledovali zmeny vlhkosťného režimu pôdy. V prvej časti meraní je teda zrejmé, že sme chceli zachytiť priebeh vegetačného obdobia a stav vodnej bilancie, ktorá by mala byť lesnému ekosystému v dostatočnej miere k dispozícii.

Na obrázkoch 4 až 7 sú výsledky merania v časových radoch zobrazujúce percentuálnu zmenu medzi prvým a posledným meraním, pričom ako východiskové hodnoty boli zvolené hodnoty zdanlivého odporu z prvého merania 26. 04. 2017 a ostatné merania boli porovnávané s týmto prvotným meraním. Aj keď evidujeme relatívne vysoké kumulatívne zrážky k 26. 04. 2017 v zobrazených zmenách hodnôt desukcie, sa len nepatrne odrážajú nakoľko nastali pred prvotným meraním a považujú sa teda za východiskovú vlhkosť pôdy. Navyše bola v tomto období pôdna vlhkosť ovplyvnená predovšetkým vodou z roztopajúceho sa snehu, ktorá pravdepodobne prekračovala množstvo vody dodané do pôdy vo forme zrážok.

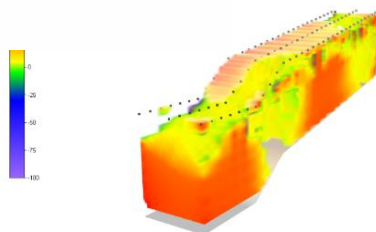
Naše výsledky predstavujú 3D modely, na ktorých je možné vidieť zmeny vlhkosťného režimu. Najvýznamnejšiu stratu vlhkosti v pôde počas vegetačného obdobia sme zaznamenali dňa 27. 6. 2017 v porovnaní s východiskovým stavom teda 26.4.2017. Zmenu je možné vidieť na obrázku 4, kde vysušovanie je zobrazené oranžovo-červenou farbou. Výsledky úzko korelujú s kumulatívnymi zrážkami k dátumu merania zobrazené na obrázku 8. K dátumu 27. 6. 2017 evidujeme najzásadnejšiu stratu pôdnej vlhkosti, a keď sa pozrieme na obrázok 7 vidíme, že kumulatívne zrážky sú na minime, čo znamená, že meranie korešponduje so spadnutými zrážkami. Keďže zrážky spadli minimálne je pochopiteľné, že spodné vrstvy nemali byť ako zásobené vodou a vyschli. Najvýznamnejší nárast pôdnej vlhkosti sme zaznamenali v druhej časti vegetačného obdobia, kedy kumulatívne zrážky dosahovali medzi jednotlivými meraniami hodnoty nad 100 mm, čo sa prejavilo v pôdnom prostredí už nasycovaním hlbších vrstiev pôdy (pribúdajúce zóny s modrou farbou, ktoré indikujú nasycovanie) a znižujúci sa podiel pôdnej matrice zasiahnutej vysušovaním (červená farba) (obr. 6 a 7).

Zelená farba vo všetkých prípadoch zobrazuje minimálnu zmenu vlhkosti v rozsahu -5% až $+5\%$, ktorú sme považovali za zanedbateľnú aj s ohľadom na citlivosť metódy a neberieme ju do úvahy.



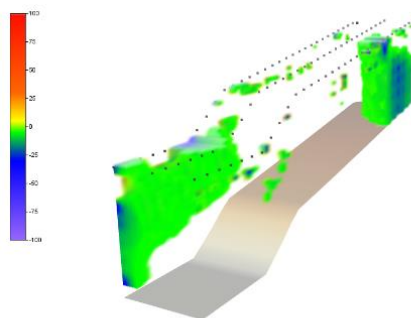
Obrázok 3 Schéma merania ERT profilov a poloha miest aplikácie farbiva Sanolin AE 90 a vykopaných pôdnych profilov

Figure 3 Diagram of location of ERT profiles and location of places of application of Sanolin AE 90 dye and excavated soil profiles



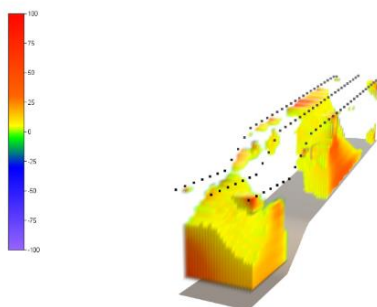
Obrázok 4 3D model ERT, percentuálna strata vlhkosti pôdy medzi prvým meraním 26. 4. 2017 a tretím meraním 27. 6. 2017

Figure 4 ERT 3D model, percentage of soil moisture loss between first measurements 26. 4. 2017 and the third measurement 27. 6. 2017



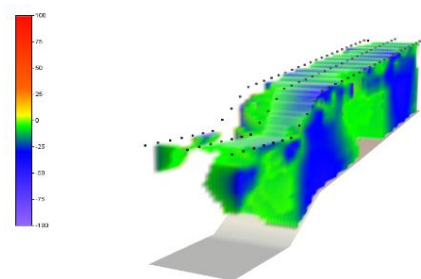
Obrázok 5 3D model ERT, percentuálna zmena na-sýtenia pôdy vlhkosťou medzi prvým meraním 26.4. 2017 a druhým meraním 17. 5. 2017

Figure 5 ERT 3D model, percentage change in soil saturation by moisture between first measurements 26.4. 2017 and the second measurement 17. 5. 2017



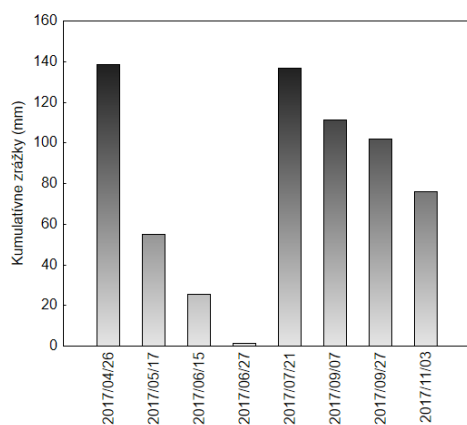
Obrázok 6 3D model ERT, percentuálna strata vlhkosti pôdy medzi prvým meraním 26. 4. 2017 a šiestym meraním 21. 9. 2017

Figure 6 ERT 3D model, percentage of soil moisture loss between first measurements 26.4 . 2017 and the sixth measurement 21. 9. 2017



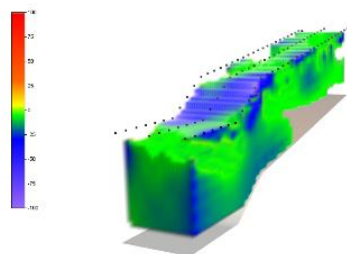
Obrázok 7 3D model ERT, percentuálna zmena nasýtenia pôdy vlhkosťou medzi prvým meraním 26. 4. 2017 a posledným meraním 3. 11. 2017

Figure 7 ERT 3D model, percentage change in soil saturation of moisture between first measurements 26. 4. 2017 and last measured 3. 11. 2017



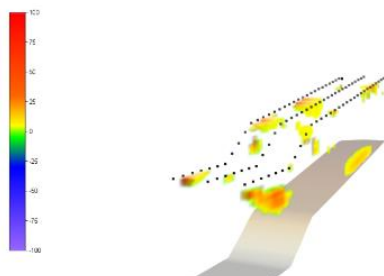
Obrázok 8 Kumulatívne množstvo zrážok k jednotlivým dátumom merania

Figure 8 Cumulative precipitation at each measurement date



Obrázok 9 D model ERT, percentuálna strata vlhkosti pôdy medzi meraním 7. 9. 2017 a 21. 9. 2017

Figure 9 ERT 3D model, percentage of soil moisture loss between measurements 7. 9. 2017 and 21. 9. 2017



Obrázok 10 3D model ERT, percentuálna zmena nasýtenia pôdy vlhkosťou medzi meraním 7. 9. 2017 a 21. 9. 2017

Figure 10 ERT 3D model, percentage change in soil saturation between measurements 7. 9. 2017 and 21. 9. 2017

Na obrázkoch 9 a 10 je možné vidieť zmeny vlhkostného režimu pôd v období od 7. 9. 2017 do 21. 9. 2017. V danom období evidujeme zvýšené množstvo kumulatívnych zrážok, ktoré sa prejavili na 3D modeli tým, že minimum pôdnych vrstiev bolo vysušených a naopak nasýtené boli hlbšie oblasti skúmaných profilov. Tento jav je vysvetliteľný tým, že zrážky z predchádzajúceho obdobia dotovali permanentne pôdu vodou, ktorá sa infiltrovala do hlbších vrstiev. Z uvedených výsledkov vyplýva aj to, že zrážok vo vegetačnom období sa vyskytuje dostatok, ale len malé množstvo sa dokáže infiltrovať do pôdy, predovšetkým do hlbších vrstiev. Súčasné zrážky majú prevažne charakter zrážok intenzívneho množstva s krátkou dobou trvania. Následkom tohoto faktu je povrchový odtok bez možnosti infiltrácie, ktorý odtečie z povodia za krátky čas a nie je lesnému ekosystému k dispozícii hlavne v začiatkoch vegetačného obdobia.

4.1. Príklad využitia metódy ERT v zahraničí

Aplikácia 2D-elektrickej rezistentnej tomografie v ohraničujúcich zónach potenciálnych podzemných vôd: Prípadová štúdia Voltaian Supergroup v severnej Ghane

Táto štúdia hodnotí účinnosť kľúčovej techniky geofyzikálneho prieskumu podzemnej vody, tomografie s elektrickou rezistivitou (ERT) v časti Voltaian Supergroup v severnej Ghane. V severnej Ghane bola podzemná voda hlavným zdrojom vody pre domáce, ale aj priemyselné použitie. Väčšina terénu je zložená z neoproterozoických sedimentárnych hornín, ktoré počas Panafrického orogénu stratili primárnu pórovitosť na čiastočné metamorfne horniny. Výsledkom je, že získavanie podzemnej vody v tomto teréne z kryštalických podzemných bridlíc je veľmi náročné. Miera úspešnosti vrtu (výťažnosť ≥ 13 l za minútu) bola všeobecne nízka (50%), pretože terén sa ťažko popisoval štandardný-

mi geofyzikálnymi technikami. Skôr než sa na prieskum zdrojov podzemnej vody použili techniky elektromagnetického a vertikálneho elektrického sondovania (VES), bola miera úspešnosti nižšia ako 50%. Aby sa dosiahla vyššia úspešnosť, na výskum sa použila technológia 2D elektrická odporová tomografia (ERT) na poskytnutie informácií o laterálnom a vertikálnom rozsahu zvetrávania a lomu v podpovrchovej vrstve. Celkom 30 profilov ERT sa spustilo cez úseky spodných vrstiev pri maximálnej dĺžke profilu 800 m. Na zber údajov boli použité súbežne postupy Schlumberger, Dipole-dipole a Wenner, a na inverziu sa použil softvér GEOTOMO RES2D Inversion. Analýza údajov o 40 vrtoch v 22 vybraných komunitách v rôznych sopečných skalných jednotkách hĺbok vrtov v rozmedzí od 92 až 192 m naznačuje až 80% úspešnosť vrtania. Keď sa vrtanie riadi prieskumami ERT, tak následne poskytuje významné zlepšenie oproti predchádzajúcim postupom zaznamenávaným menej ako 50% úspešnosť. Porovnanie vrtacích prieskumov a ERT odhalilo silnú koreláciu medzi odvodenými hranicami odporu a litologickými zmenami. Vzorce odporu, ktoré naznačujú sľubnú zónu na vrtanie výdatnej studne, sa v priemere pohybujú medzi 10 a 300 Ω -m. Toto skúmanie ukazuje, že v hydrogeologicky náročných terénoch, ako je napríklad Voltaian Supergroup, by starostlivé uplatňovanie ERT s jasným pochopením základných geologických princípov významne zlepšilo výsledok (MAINOO et al., 2019).

Napríklad POZDNYAKOVA et al. (2001) uvádza, že pre získanie geologických a hydrologických informácií v zastavaných územiach je nevyhnutné používať nedeštruktívne metódy skúmania, pretože vrtanie a hĺbenie, je príliš deštruktívne a aj vo väčšine mestských oblastí zložitá a zakázaná. Rýchle a nedeštruktívne metódy skúmania podpovrchových štruktúr sú elektrické geofyzikálne metódy, ktoré umožňujú aplikáciu v pôdach s rôznymi vlastnosťami a sú uplatniteľné aj v mestských oblastiach

Z uvedených príkladov vyplýva praktická skúsenosť zo zahraničia, že metóda ERT sa dá využívať aj pri sledovaní a skúmaní podzemných vôd, aj na miestach kde by to za iných okolností nebolo možné. Práve tieto výhody metódy by nám mali pomôcť lepšie a efektívnejšie rozpoznávať procesy akumulácie a distribúcie podzemných vôd v závislosti na geologických a pedologických vlastnostiach územia.

5. ZÁVER

V predloženej práci sme sa zaoberali vyhodnotením nameraných profilov metódou elektrickej rezistivitnej tomografie v trojrozmernom zobrazení pre lepšiu vizualizáciu pohybu pôdnej vody a jej laterálneho toku vo svahovitom teréne a vplyvu narušenia tohto prostredia na vývoj a transformáciu podpovrchového toku na povrchový. Trojrozmerné profily distribúcie rezistivity a jej časové zmeny boli vyhotovené v programe RES3DINV a vizualizované v programe VOXLER. Počas experimentu bolo na meraných profiloch tiež aplikované modré farbivo Sanolin AE90 pre vizuálnu kontrolu výtoky svahovej vody v záreze lesnej cesty. Vizuálna kontrola počas roka a následne aj v zimnom období a na-

sledujúcu jar, kedy je pôdny profil najviac nasýtený vodou, nepotvrdil predpoklad výtoku vody v záreze cesty. Na druhej strane vyhodnotenie 3D profilov distribúcie časových zmien rezistivity ukázalo, že zmeny podpovrchového toku na povrchový, môžu prebiehať na veľmi krátkych vzdialenostiach, menších ako 6 metrov. Tento záver vyplýva zo skutočnosti, že výtok vody na záreze cesty hlavne v jarom období je zrejmy, ale modrou farbou nebol detegovaný ani pri treťom ERT profile, kde bola vzdialenosť aplikácie farbiva 6 m od okraja zárezu. Z výsledkov porovnania meraní na začiatku vegetačného obdobia a konca vegetačného obdobia môžeme vypožorovať, že samotné teleso lesnej cesty funguje ako drenáž a odvádza vodu podstatne rýchlejšie ako pôda na svahu.

Na základe výsledkov práce môžeme konštatovať, že do budúcnosti bude potrebné pri plánovaní výstavby lesných ciest vykonať veľmi detailný geologický a pedologický prieskum, orientovaný prevažne na zmapovanie podpovrchového toku vody. Nakoľko sa pri tejto činnosti jedná aj o zníženie rizika poškodenia majetku súkromných osôb vplyvom extrémnych zrážkových udalostí, a tiež zníženia nákladov lesného hospodárstva na údržbu a rekonštrukciu lesnej cestnej siete, nemali by financie vynaložené na uvedené prieskumy fungovať ako demotivačný faktor. Navyše vykonanie prieskumu uvedenými nedeštruktívnymi geofyzikálnymi metódami predstavuje časovo nenáročnú a finančne prijateľnú alternatívu. Možno ako paradox v tejto situácii môže vyznievať fakt, že pre úspešnú a efektívnu aplikáciu prírode blízkeho pestovania lesa potrebujeme vybudovať hustejšiu lesnú cestnú sieť ako máme v súčasnosti. Preto tiež vyvstáva otázka do budúcnosti ako naložiť s údržbou lesných ciest, ktoré nie je potrebné využívať každoročne a sú využívané len raz za obdobie niekoľkých rokov a aj to len sezónne.

„Táto publikácia vznikla vďaka podpore v rámci Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: Komplexný výskum mitigačných a adaptačných opatrení na zmiernenie negatívnych dopadov klimatických zmien na lesné ekosystémy Slovenska (FORRES), kód ITMS: 313011T678, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.“

6. Zoznam použitej literatúry

- <http://gis.nlcsk.org/lgis/> porastová mapa
<http://www.gfinstruments.cz/index.php>
[https://sk.wikipedia.org/wiki/Jasenica_\(pritok_Hrona\)](https://sk.wikipedia.org/wiki/Jasenica_(pritok_Hrona))
<https://en.wikipedia.org/wiki/Electricalresistivitytomography>
 FORRER, I., PAPRITZ, A., KASTEEL, R., FLÜHLER, H., LUCA, D., 2000. Quantifying dye tracer in soil profiles by image processing. *Eur. J. Soil Sci.*, 51, 313–322.
 KOČICKÝ, D. – ŠPILÁROVÁ, I. – BÚCI, S. – MOYZEOVÁ, M. – IZAKOVIČOVÁ, Z. – HRNČIAROVÁ, T. – KENDERESSY, P. – ŠATALOVÁ, B., 2011: Podpora ochrany lokalít NATURA 2000 začlenením do celopriestorového systému ekologickej stability, regionálny územný systém ekologickej stability okresu Banská Štiavnica. ESPRIT, s.r.o. Banská Štiavnica, 154 s.
 LOKE M. H., 1996 – 2002: Tutorial 2D and 3D electrical imaging surveys. Zdroj: https://sites.ualberta.ca/~unsworth/UA-classes/223/loke_course_notes.pdf

- MAINOO P. A. – MANU, E. – AGYEKUM, W. A. – YIDANA. S. M. – STIGTER, T. – DUAH, A. A. – PREKO, K., 2019: Application of 2D-Electrical resistivity tomography in delineating groundwater potential zones: Case study from the Voltaian super group of Ghana. *Journal of African Earth Sciences* Volume 160, 103618.
- POZDNYAKOVA, L., POZDNYAKOV, A., ZHANG, R., 2001. Application of geophysical methods to evaluate hydrology and soil properties in urban areas. *Urban Water*.
- Program starostlivosti o les pre LC Obecné lesy Banská Belá
- TARÁBEK, K.: Klimaticko-geografické typy klímy. In: Atlas SSR. Bratislava: SAV, SÚGK, SK, 1980.

Adresa autorov:

Ing. Milan Kašiar
 Ing. Marián Homolák, PhD.
 Katedra prírodného prostredia
 Lesnícka fakulta
 Technická univerzita vo Zvolene
 T. G. Masaryka 24
 960 01 Zvolen
 Slovenská republika
 email: kasiar.milan22@gmail.com
 email: marianhomolak@gmail.com

SUMMARY

Research of lateral water flow using 3D electrical resistivity tomography

This thesis deals with lateral flow of water, which was measured and subsequently evaluated by electrical resistivity tomography (ERT). Electric resistivity tomography represents an ideal method for monitoring soil properties. By providing a non-destructive measurement method, it offers opportunities to observe an undisturbed environment, and with the ability to repeat measurements on a single transect, it provides the ability to track time changes in the soil. At work we had observed the movement of soil water and its lateral flow in sloping terrain and the impact of environmental disturbance on the development and transformation of subsurface flow to surface. In our research the disturbance of the soil environment in the sloping terrain was represented by notches of forest roads. By disrupting the soil environment, the subsurface watercourse is transformed into surface outfall. This state causes a loss of water in the water balance of the forest ecosystem and oftentimes it causes damage not only in the forest economics, but also to property of private people. Because of disturbed environment, caused by water movement, we performed measurements of electric resistivity tomography by 2D multicable method on three parallel profiles, which were subsequently connected into 3D image and evaluated by time series method. The results of the work show that after the precipitation in a shallow layers of the soil the infiltrating water moves along the slope and transforms into a surface outfall at the point of disruption. The transformation of the stream is dependent on the pedological characteristics of the area and can occur at relatively short distances

Key words: 3D electrical resistivity tomography, lateral flow, hillslope water, soil moisture, water deficit, Ares