

# Acta Facultatis Ecologiae

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

Volume 31  
**2014**

## **Editorial Board**

Editor-in-Chief  
Branislav Olah

Vice-Editor-in-Chief  
Tibor Benčať – Ecological Section  
Dagmar Samešová – Environmental Section

Executive Editor  
Andrea Diviaková – Ecological Section  
Andrea Zacharová – Environmental Section

Technical Editors  
Anna Ďuricová, Miroslav Vanek – Environmental Section

Members  
Miroslav Badida, Vojtech Dirner, Ján Gáper, Juraj Hreško, Peter Jančura,  
Karol Kočík, Oto Majzlan, László Miklós, Peter Ondrišík,  
Andrej Oriňák, Magdaléna Pichlerová, Wladzimir Pradzyński, Branko Slobodník,  
Slavomír Stašiov, Ján Supuka, Jaroslava Vrábliková

### **List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 31**

Eliška Belaňová, Andrea Diviaková, Igor Gallay, Erika Kočíková, Karol Kočík, Ján Kollár,  
Oľga Kontrišová, Ivan Mihál, Lubomíra Vávrová, Andrea Zacharová

Články sú indexované v databáze EBSCOhost.

© Technická univerzita vo Zvolene

ISSN 1336-300X

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

## OBSAH / CONTENT

ELBL JAKUB – FOLTÝNOVÁ ANNA – STROBLOVÁ MICHAELA – PLOŠEK LUKÁŠ & KINTL ANTONÍN The combined effects of application of biological waste from processing of <i>Jatropha curcas</i> L. and organic waste compost on arbuscular mycorrhiza and ON Loss of ammonium nitrogen from rhizosphere soil .....	5
ČILIAK M. & ŠTEFFEK J. † Mäkkýše (Mollusca) severnej časti pohoria Branisko (Smrekovica) Molluscs (Mollusca) of the northern part of Branisko Mts. (Smrekovica).....	15
SLIACKA I. Porovnanie diverzity a hostiteľskej preferencie drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel južného a stredného Slovenska Comparison of diversity and host preference of wood-decaying polypores in urban areas of southern and central Slovakia .....	23
KOČICKÁ E. & KOČICKÝ D. Databáza abiotických komplexov ako krajinno-ekologický podklad pre integrovaný manažment krajiny v Slovenskej republike Database of abiotic complexes as a landscape-ecological basis for integrated landscape management in the Slovak Republic.....	35
LEPEŠKA T. Dynamika vývoja a variabilita deštruktívnych morfogenetických foriem povrchu nad hornou hranicou lesa (na príklade doliny Rybô, Slovenská republika) The dynamics and variability of destructed morphogenic forms of surface above the timber line.....	51
VAVREKOVÁ M. Krajinno-ekologické podmienky rozvoja mesta Bojnice Landscape-ecological development conditions of town Bojnice.....	67
ĎURICOVÁ A., PISÁROVÁ M. Možnosti Úprav odpadového kalu rôznymi typmi dreveného uhlia Tretment options of sewage sludge with different types charcoal.....	77



# THE COMBINED EFFECTS OF APPLICATION OF BIOLOGICAL WASTE FROM PROCESSING OF *JATROPHA CURCAS* L. AND ORGANIC WASTE COMPOST ON ARBUSCULAR MYCORRHIZA AND ON LOSS OF AMMONIUM NITROGEN FROM RHIZOSPHERE SOIL

JAKUB ELBL<sup>1</sup> – JANA ŠIMEČKOVÁ<sup>1</sup> - ANTONÍN KINTL<sup>1</sup> - ANNA FOLTÝNOVÁ<sup>1</sup> – MICHAELA STROBLOVÁ<sup>1</sup> – LUKÁŠ PLOŠEK<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Zemědělská 1, 613 00 Brno 13, Czech Republic, email: jakub.elbl@mendelu.cz, xfolty10@mendelu.cz, michaela.stroblova@mendelu.cz, lukas.plosek@mendelu.cz, antonin.kintl@mendelu.cz

## ABSTRACT

Elbl J., Foltýnová A., Stroblová M., Plošek L., Kintl A.: **The combined effects of application of biological waste from processing of *Jatropha curcas* L. and organic waste compost on arbuscular mycorrhiza and on loss of ammonium nitrogen from rhizosphere soil**

Many countries throughout the world are facing to many problems of modern agriculture. The most significant problems are loss of agriculture land by soil erosion, depletion of soil fertility and soil degradation. Soil is a living, dynamic ecosystem essential for our lives. Only healthy arable soil is resistant against these negative phenomena and contains sufficient amount of nutrients which are necessary for crop growth. The cornerstone of this system is the organic matter which must be constantly replenished.

This work deals with influence of different type of organic matter on arbuscular mycorrhiza and loss of ammonium nitrogen from rhizosphere soil. To investigate this influence the pot experiment was realized. Seven variants with different doses of compost or jatropha seed cake were prepared, each one in three repetition. The significant differences between individual variants in colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi were not found. Although the highest level of root colonization was determined in variant with addition of compost and jatropha seed cake. Dose of 50 t/ha of organic matter (25 t of compost and 25 t of jatropha seed cake per hectare) was applied here. On the other hand significant differences were observed in leaching of ammonium-N (nitrogen). The highest loss of ammonium-N was found in variant with dose of 100 t/ha and the second highest loss was observed again in variant with addition of jatropha seed cake (50 t/ha). We conclude that: (1) colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi can be affected by composition of jatropha seed cake and compost; (2) the leaching of ammonium-N from rhizosphere of arable soil is possible and is depended on type of organic matter which is applied there; (3) application of mixture of compost and jatropha seed cake positively affects retention of ammonium-N in rhizosphere soil (4) the application of jatropha seed cake without the addition of other organic materials (crop residues, manure, compost etc.) negatively affects leaching of ammonium-N from rhizosphere soil. This is due to composition of jatropha seed cake and its influence on soil microorganisms.

**Keywords:** Organic waste compost, Jatropha seed cake, Mycorrhiza, Ammonium nitrogen, Rhizosphere soil

## INTRODUCTION

On the basis of organic matter content, soils are characterized as mineral or organic. Mineral

soils form most of the world's cultivated land and may contain from a trace amount to 30 percent of organic matter. Organic soils are naturally rich in organic matter principally because of cli-

matic reasons. Although such soils contain more than 30 percent of organic matter, they are not vital cropping soils due to such high content of organic matter (BOT, BENITES 2006). Soil organic matter (SOM) and texture are important factors affecting the rate of carbon and nitrogen mineralisation in soils under conditions of constant temperature and water content and hence soil fertility – availability of nutrients in rhizosphere soil (HARRISON-KIRK 2014). Moreover, the content of SOM has direct effect on the level of resistance of agricultural land to negative phenomena (soil erosion, depletion in soil fertility, loss of nutrients

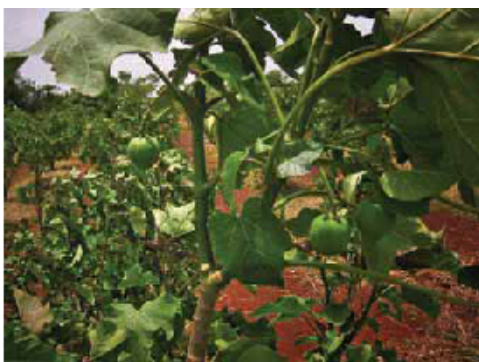


Fig. 1 *Jatropha curcas* L., Andhra Pradesh, India (BRITTAINE AND LUTALADIO 2010)

from soil sorption complex, soil degradation etc.) which are increasingly faced in modern agriculture. There are several possibilities to improve content of SOM in soil and thus reduce the risk of soil degradation. One of the basic possibilities is the application of organic matter originating as a by-product (waste). Thus obtained organic matter is not only cheap but it also allows to use all resources effectively (crop residues, domestic waste

etc.). Domestic waste, garden waste, green manure etc. are mostly processed by gasification in biogas station and by composting in industrialized countries (USA, European Union). Conversely, poor farmers from developing countries (Africa, South America and Asia) do not have financial sources for expensive technology. Such an opportunity is cultivation of new species of crops with important economical and environmental properties, for example *Jatropha curcas* L.

OPENSHAW (2000) defines *Jatropha curcas* (Linnaeus) as a multipurpose bush (small) tree belonging to the family *Euphorbiaceae*. It is a plant with many attributes, multiple uses and considerable potential. The plant can be used to prevent and/or to control erosion, to reclaim land, grow as a live fence, especially to keep or avoid farm animals and it can be planted as a commercial crop. It is native in tropical America, but now it thrives in many parts of the tropics and sub-tropics in Africa/Asia.

*Jatropha curcas* (JC), a succulent perennial shrub or small tree, can attain heights of more than 5 metres; depending on the growing conditions (see Fig. 1). JC has been proven effective in reducing the erosion of soil by rainwater. The taproot anchors the plant in the ground while the profusion of lateral and adventitious roots near the surface binds the soil and keeps it from being washed out by heavy rains. JC also improves rainwater infiltration when planted in lines to form contour bunds. However, these anti-erosion effects are limited by dry season leaf drop. This means there is less protection at a time when wind erosion is highest and there is no leaf canopy to protect the soil when the first heavy rains fall (BRITTAINE, LUTALADIO 2010).

Tab. 1 Macronutrient content of *Jatropha* seed cake (BRITTAINE AND LUTALADIO 2010)

N	P	K	Ca	M	Source
4.4 – 6.5	2.1 – 3.0	0.9 – 1.7	0.6 – 0.7	1.3 – 1.4	ACHTEN et al. (2008)
3.0 – 4.5	0.65 – 1.2	0.8 – 1.4			PATOLIA et al. (2007)
4.91	0.9	1.75	0.31	0.68	WANI et al. (2006)

JC can be used for production of wood, oil, green manure and for erosion control and to improve water infiltration. Especially production of oil from the seeds is very interesting for farmers in

developing countries because of its high economical profit. Moreover after the production process, farmers receive high-quality fertilizer in the form of “biological-waste” that is generated by press-

ing the seeds. This “biological-waste” is known as the jatropha seed cake (JSC) and it represents about 50 percent of the original seed weight. BRITTAINE, LUTALADIO (2010) state that JSC presents an excellent organic fertilizer (see the Tab. 1 and Tab. 2) with high nitrogen content similar or

better than chicken manure. The amount of oil left in the seed cake depends on the extraction process. There are trade-offs for the seed cake. It may be used as fertilizer, fuel or, if it is detoxified or if non-toxic varieties are used, it can be used as animal fodder.

Tab. 2 Chemical composition of de-oiled JCL samples – wt% on dry basis (HIDAYAT et al. 2014)

Component	Deoiled seed shell	Deoiled seed kernel	Deoiled seed c ake
Total saccharides (%)	44.21	20.33	33.4
• Arabinose	0.66	2.42	1.27
• Xylose	12.11	1.16	7.34
• Mannose	1.30	0.34	0.96
• Galactose	0.97	1.61	1.01
• Glucose	28.85	14.62	22.60
• Rhamnose	0.31	0.18	0.23
Total lignin (%)	44.04	10.73	28.84
• Acid insoluble lignin	43.71	9.80	28.25
• Acid soluble lignin	0.33	0.92	0.59

JSC represents organic fertilizer that is mostly without any modification (fermentation, drying, composting etc.). Therefore, it is an ideal fertilizer for poor farmers in developing countries. Conversely, compost which is very often used in modern agriculture (European Union, USA etc.) is the result of the processing of organic matter (garden waste, agricultural waste, domestic waste etc.). DIAZ *et al.* (2007) divide composting process into two phases. The first phase is decomposition. It starts with the oxidation of easily degradable organic matter. The second phase, stabilization, includes not only the mineralization of

slowly degradable molecules, but it also includes more complex processes such the humification of ligno-cellulosic compounds. The authors define compost as the stabilized and sanitized product, compatible and beneficial to plant growth.

Consider the Tab. 2 and Tab. 3, the above information indicates there can be differences between these types of organic fertilizers in effects on soil properties. Therefore these hypotheses were tested: (1) application of organic waste compost ( $C_p$ ) positively affects retention of ammonium nitrogen in rhizosphere soil in comparison with application of JSC; (2) the combined application of  $C_p$  and JSC seed cake support the colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi in comparison with individual application of these fertilizers; (3) application of JSC negatively affects leaching of ammonium-N from rhizosphere soil.

Tab. 3 Selected parameters of typical organic waste compost which was made from organic waste (ŠREFL 2012, WEBER et al. 2007)

Parameter	Value (wt%)
Soil moisture	> 40
Total nitrogen (N) content	0.5 – 2.5
Total phosphorus (P) content	0.25 – 2
Total potassium (K) content	0.3 – 2
Total organic carbon (C) content (includes saccharides, lignin and humid substances)	13 – 20

## MATERIALS AND METHODS

### Design of experiment

Presented hypotheses were tested by pot experiment which was carried out in a grow box. The experiment was conducted in the period from 1<sup>st</sup> February to 20<sup>th</sup> March 2014 (48 days). During the whole experiment, plants were kept in a cli-

mate chamber at 22.5 °C with a day length of 12 hours and light intensity of 350  $\mu\text{mol}/\text{m}\cdot\text{s}$ . Twenty-one experimental pots of a diameter 115 mm and height 110 mm were prepared. *Lactuca sativa* (salad) was used as an indicator plant to determine the influence of  $C_p$  and JSC application on plant production. Each experimental pot was filled with 1100 g of arable soil with or without addition of  $C_p$ , JSC or with mixed  $C_p$  and JSC. Soil sampling was carried out on 25<sup>th</sup> November 2013 in accordance with the Czech National Standard ČSN ISO 10 381-6.  $C_p$  was obtained from the Central Composting Plant in Brno which is registered for agriculture use in the Czech Republic. Samples of  $C_p$  were taken on 27<sup>th</sup> November 2013 in accordance with the Czech National Standard ČSN EN 46 5735. Soil and  $C_p$  samples used for the experiment were sieved through a sieve (grid size of 2 mm). Before storage, the samples of soil were preincubated at 18.5 °C in laboratory for 30 days. Prepared samples of  $C_p$  and soil were stored in a thermostat at a temperature of 3.5 °C. JSC was purchased from Zambian farmer on 18<sup>th</sup> November 2012 and transported to the Czech Republic on 22<sup>th</sup> November. Before storage, this material was sieved through a sieve (grid size of 2 mm) and then stored in thermostat at 3.5 °C.

To demonstrate effect of  $C_p$  and JSC application, seven variants of experiment (V1 – V7) with different doses of these fertilizers were prepared. Each one was prepared in three repetitions. Individual doses were recalculated according to the dry matter content:

- V1: variant without addition of fertilizers – 1100 g of arable soil (identified as control in text).
- V2: dose of 23,4 g of JSC (representing 50 t/ha) identified as S+J 50 t
- V3: dose of 46,8 g of JSC (representing 100 t/ha) identified as S+J 100 t
- V4: dose of 33,2 g of  $C_p$  (representing 50 t/ha) identified as S+ $C_p$  50 t
- V5: dose of 66,4 g of  $C_p$  (representing 100 t/ha) identified as S+ $C_p$  100 t
- V6: combined dose of 16,6 g of  $C_p$  and 11,7 g of JSC (this combined dose representing 25 t/ha of  $C_p$  and 25 t/ha of JSC) identified as S+ $C_p$ +J 25 t
- V7: combined dose of 33,2 g of  $C_p$  and 23,4 g of JSC (this combined dose representing 50 t/ha of  $C_p$  and 50 t/ha of JSC) identified as

S+ $C_p$ +J 50 t

#### Mycorrhizal colonization of roots

The percentage of mycorrhizal colonisation was determined in root samples, which were taken from root system of *Lactuca sativa* (from each experimental container). Root samples (3 g fresh weight) were washed in tap water and before processing stored in FAA solution (50% ethanol, acetic acid, formaldehyde). Fixed root samples were washed, cleared in 10 % KOH solution, acidified in 1 % HCl and stained with 0,05 % trypan blue in lactoglycerol (KOSKE, GEMMA 1989). Stained roots were cut into 1,5 cm segments, mounted on microscope slides in glycerol gelatin and evaluate microscopically (200x magnification) for the presence or absence of arbuscules, vesicles and/or intraradical hyphae (GIOVANNETTI, MOSSE 1980). Percentage of colonization was calculated as a weighted average of three measurements.

#### Determination of ammonium nitrogen loss

The loss of ammonium nitrogen was measured by ELBL *et al.* (2014): Ammonium nitrogen, which leached out of the experimental containers, was captured together with Nitrate nitrogen by resin grains. These grains were placed into special plastic discs that were located under all containers. Each disc composed of a plastic ring that was 75 mm wide and 5 mm thick. From both sides of each disc, nylon mesh was glued (grid size of 0.1 mm). Resin grains for capture of  $N_{\text{min}}$  (consisting of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) are called ion exchange resin (IER). Mixed IER was used for this experiment. This IER consists of cation exchange resin (CER for capturing  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) and anion exchange resin (AER – for capturing  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) in ratio 1:1.

After application, discs were removed from Petri dishes (placed under containers) and dried at 18 °C (laboratory temperature) for 7 days. Dry IER were removed from discs and divided by variants. Trapped ions of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  were extracted from resins by 100 ml of 1.7 M NaCl. Extracted ions were determined by distillation and titration method according PEOPLES *et al.* (1989). Statistical analysis

Potential differences in colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi and leaching of ammonium-N were identified by one-way analysis of variance (ANOVA,  $P < 0.05$ ) in a combina-



tion with the post-hoc Tukey's test. All analyses were performed using Statistica 10 software and results were processed graphically in the program Microsoft Excel 2010

## RESULTS AND DISCUSSION

Colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi

Mycorrhizas are symbioses between non-pathogenic fungi and the roots of the host plant. The mycorrhizal symbiosis is ubiquitous, it is present in nearly all plant species, and able to provide mutual benefits to the participants. Mycorrhizal classification is based on anatomical features of the root-fungus interface and the taxonomic classification of the fungus and host plant (PAUL 2007). Colonisation by root endophytes can be beneficial to plants growing on acid and nutrient-poor soils. Arbuscular mycorrhizal (AM) fungi can supply plants with nutrients and may give protection from aluminium toxicity (POSTMA *et al.* 2007). The primary benefit to plants, involved in mycorrhizal symbioses, is generally perceived as enhanced nutrient uptake achieved by the fungus expanding the zone of nutrient uptake further from the rhizosphere and/or more efficient uptake

and transport of nutrients (PAUL 2007).

Colonization of roots by AM fungi was found in all variants and in each repetition. The colonization of *Lactuca sativa* L (salad) by AM fungi varied within limits of 11 – 26 %. The highest value was detected in variant S+Cp+J 25 t (26.6 %), conversely, the lowest value was observed in control variant (11.3 %) in comparison with other variants. However, these differences are not significant (ANOVA,  $P < 0.05$ ). The above presented results indicate that the application of a mixture of  $C_p$  and JSC has positive influence on development of eukaryotic organisms. Consider the Tab. 2 and Tab. 3, the JSC contains large number of saccharides which are readily biodegradable. On the other hand,  $C_p$  contains a large amount of humic substances and cellulose. These compounds are degraded slower than saccharides. We conclude combination of these substrates ( $C_p$  and JSC) can create conditions for development of AM fungi in rhizosphere soil, but results are not significant. Influence of soil properties on level of colonization of roots by AM fungi (content of nutrients in soil, pH of soil solution, soil toxicity) was confirmed by PAUL (2007), POSTMA *et al.* (2007) and PLOŠEK (2014).

Loss of ammonium nitrogen from rhizosphere soil

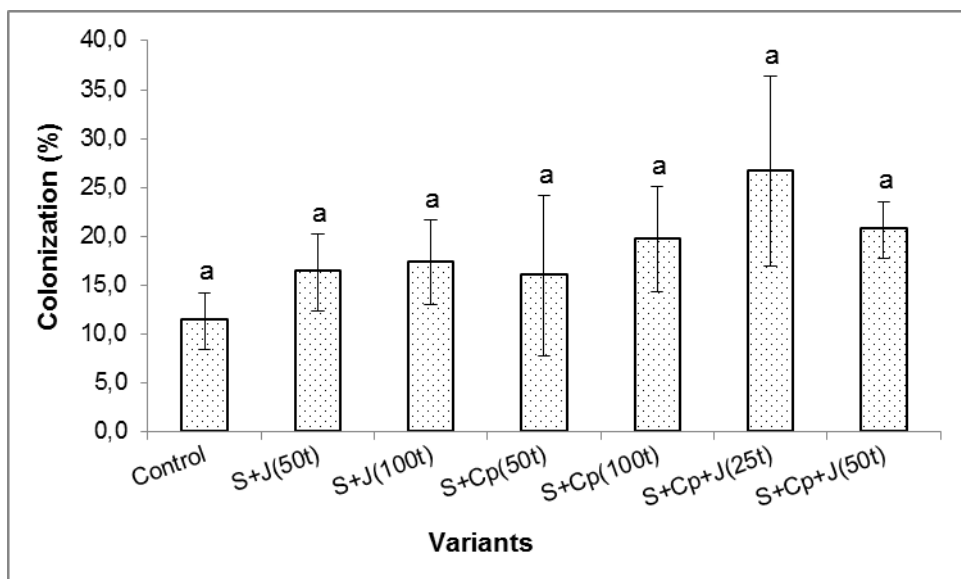


Fig. 2 Colonization of *Lactuca sativa* roots by AM fungi in soil (mean values  $\pm$  standard error,  $n = 3$ , different letters indicate a significant differences at the level 0.05 – ANOVA,  $P < 0.05$ )

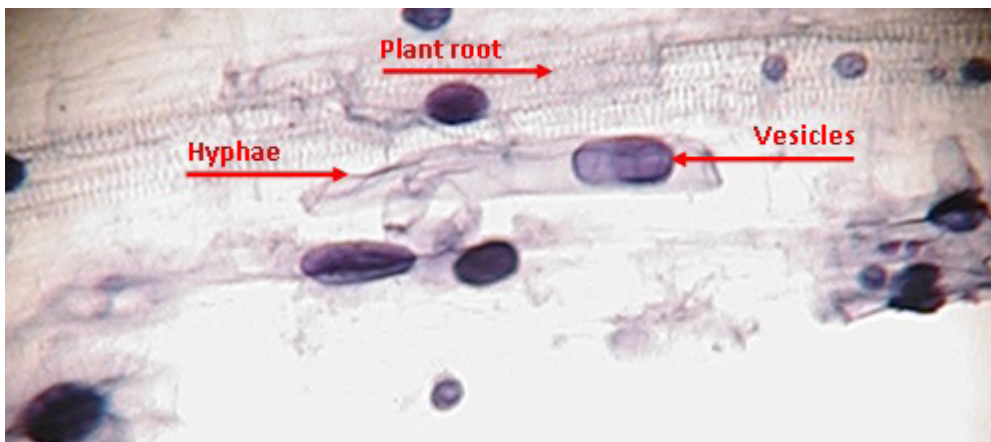


Fig. 3 Colonization of *Lactuca sativa* L. roots by AFM (variant S+C<sub>p</sub>+J 25 t)

Nitrogen (N) is a key element for all living organisms because it is an essential component of proteins and nucleic acids. Although the element nitrogen is extremely abundant, making up 78 % of the Earth's atmosphere, it exists mainly as unreactive di-nitrogen. Reactive nitrogen forms are needed to be useable by most plants and animals. These include oxidized and reduced nitrogen compounds such as nitric acid, ammonia, nitrates, ammonium and organic nitrogen compounds. All of those substances are normally scarce in the natural environment. The most important form of reactive nitrogen in the soil is the mineral nitrogen which is formed by nitrate and ammonium nitrogen (SUTTON 2011).

MIAN *et al.* (2009) state that: It has long been widely assumed that ammonium-N deposition to soils and/or ammonium-N produced in situ in soil is highly immobile, especially when compared to nitrate-N. Leaching of nitrate-N from (agricultural) soils is discussed comprehensively and well known (KIRSTENSEN, MCCARTY 1999, BURGER, JACKSON 2003, GALLOWAY *et al.* 2003, GENXU *et al.* 2004, ONDRIŠÍK *et al.* 2009, SUTTON 2011). Although there is a list of 5 fates of ammonium-N, namely appropriation by microorganisms, plant uptake, inter-layer fixation, volatilization to the atmosphere, and nitrification, there is no information on leaching of ammonium. Nitrate-N leaching is extensively considered in texts on soil management as well, but potential ammonium losses by leaching are again generally ignored. There-

fore, we focused on the movement of both forms of nitrogen: nitrate-N and ammonium-N. The results of the ammonium-N leaching are presented.

Data presented in the Fig. 4 indicate significant differences in the leaching of ammonium-N in particular variants. The highest loss of ammonium-N was found in variant S+J 100 t (52 mg/m<sup>2</sup>) and the second highest loss was observed again in variant with addition of JCL in variant S+J 50 t (29 mg/m<sup>2</sup>). These values are significantly (ANOVA, P<0.05) higher in comparison with other variants. On the other hand, there are not differences among the remaining variants (control, S+C<sub>p</sub> 50 t, S+C<sub>p</sub> 100 t, S+C<sub>p</sub>+J 25 t and S+C<sub>p</sub>+J 50 t). Increased value of ammonium-N loss in variants S+J 100 t and 50 t was caused by application of JSC. BRITTAINE, LUTALADIO (2010) confirm that the application of JSC has direct effect on soil fertility and thus on content of both forms of mineral nitrogen in soil. Consider the Tab. 1 and 3, the JSC contains more (total) nitrogen than C<sub>p</sub>. Anyway, nitrogen contained in C<sub>p</sub> is present in organic form. This form of nitrogen is immobile and it may be slowly degraded by soil microorganisms. Positive effect of C<sub>p</sub> application on stored mineral nitrogen in rhizosphere zone and microbial activity was confirmed by WEBER *et al.* (2007) and NEVENS, REHEUL (2003). This results in increased functionality of organic-mineral sorption complex and thus in increased capacity

for the retention of mineral nitrogen by soil environment. Influence of addition of  $C_p$  and other type of organic matter was confirmed by WOLF,

SNYDER (2003) and DIAZ *et al.* (2007).

The role of composition of the used material (jatropha seed cake and organic waste compost) in

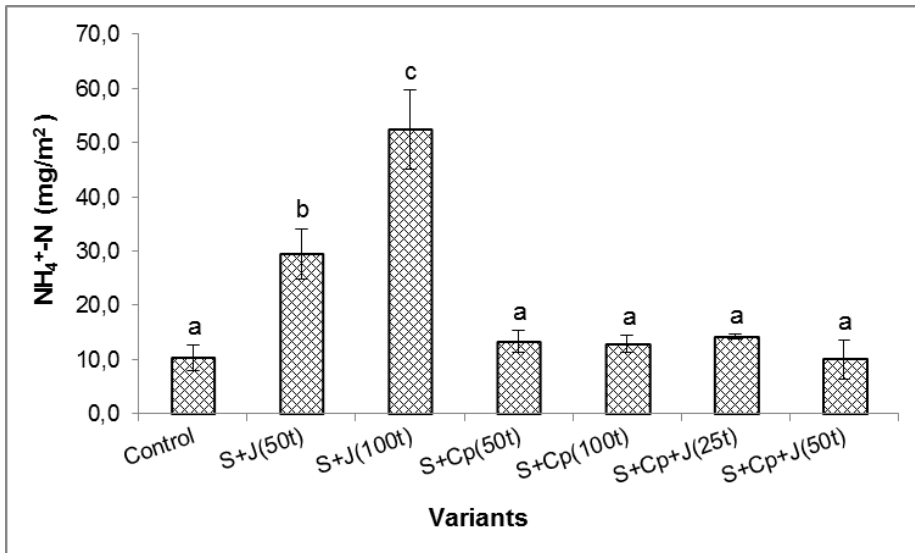


Fig. 4 Loss of ammonium nitrogen from rhizosphere soil (mean values  $\pm$  standard error, n = 3, different letters indicate a significant differences at the level 0.05 – ANOVA,  $P < 0.05$ )

system plant-(rhizosphere) soil and its influence on movement of ammonium-N in rhizosphere soil is very important for understanding the values that were measured in variants with addition of JSC (S+J 50 t and S+J 100 t). Arable soil used for our experiment contained only about 2.5 % of SOM which is a very low. Soils with a lack of organic matter are then the most vulnerable. Such soil has very low level of microbial activity and poor sorption complex. This causes that soil was unable to retain nutrients therefore, application of JSC resulted in increased loss of ammonium-N. JSC contain nitrogen in forms which may be quickly degraded by soil microorganisms, however these substances can be easily leached out of the soil due to lack of time for microorganisms to process it. Moreover, JSC contains fewer microorganisms than  $C_p$ . Effect of fertilization method – application of substances with content of nitrogen and carbon on increase in leaching of mineral nitrogen forms (ammonium-N and nitrate-N) from arable soil was confirmed by GALLOWAY *et al.* (2003), DECAU *et al.* (2003), ZÁHORA, MEJZLÍK (2007), SUTTON (2011) and ELBL *et al.* (2014).

## CONCLUSION

The changes in soil fertility and soil degradation, which are mainly due to loss of organic matter from soil, represent a potential threat for agriculture in both industrialized and developing countries. Therefore this study is focused on influence of application of two different types of organic matter on selected soil properties.

This study presents the part of results of a control laboratory experiment and therefore, these results must be interpreted with caution. The results of this study confirm that the application of organic waste compost mixed with jatropha seed cake positively affects retention of ammonium-N in rhizosphere soil and colonisation of roots by arbuscular mycorrhizal fungi. Based on the results, we can conclude that application of mixture of organic waste compost and Jatropha seed cake has big potential in order to improve of soil fertility and properties. These findings give support to new methods of fertilization, such as an application mixture of organic waste compost from domestic waste and jatropha seed cake. The

authors are aware that the experiment was conducted under laboratory conditions and it should be repeated as a field-experiment.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the IGA – Internal Grant Agency Faculty of Agronomy MENDELU No. IP 28/2015. And this work was supported by the National Agency for Agricultural research (NAZV), project: The possibilities for retention of reactive nitrogen from agriculture in the most vulnerable infiltration area of water resources, registration no. QJ 122007.

## REFERENCES

- BOT, A., BENITES, J. 2005. *The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 78 p. ISBN 92-510-5366-9.
- BRITTAINE, R., LUTALADIO, N. 2010. *Jatropha: a smallholder bioenergy crop : the potential for pro-poor development*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 114 p. ISBN 978-925-1064-382.
- BURGER, M., JACKSON, L. E. 2003. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, pp. 29 – 36.
- DECAU, M. L., SIMON, J. C., JACQUET, A. 2003. Fate of urine nitrogen in three soils through a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32, 4, pp. 1405 – 1413.
- DIAZ, L. F., DE BERTOLDI, M. 2007. *Compost science and technology*. Boston, MA: Elsevier. 364 p. ISBN 00-804-39600-8.
- ELBL, J., PLOŠEK, L., KINTL, A., PŘICHYSTALOVÁ, J., ZÁHORA, J., FRIEDEL, J. K. 2014. The effect of increased doses of compost on leaching of mineral nitrogen from arable land. *Polish Journal of Environmental*, 23, 3, pp. 697 – 703.
- GALLOWAY, J. N., ABER, D. J., ERISMAN, J. W., SEITZINGER, S. P., HOWARTH, R. W., COWLING, E. B., COSBY, J. B. The nitrogen cascade. *BioScience*, 53, 4, pp. 341 – 356.
- GENXU, W., HAIYAN, M., QIAN, J., CHANG, J. 2004. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China. *Soil Use and Management*, 20, pp. 32 – 39.
- GIOVANNETTI, M., MOSSE, B. 1980. An evaluation techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist*, 84, pp. 489 – 500.
- HARRISON-KIRK, T., BEARE, M. H., MEENKEN, E. D., CONDRON, L. M. 2014. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Changes in soil organic matter fractions and relationships with C and N mineralisation. *Soil Biology and Biochemistry*, 74, pp. 50 – 60.
- HIDAYAT, H., KEIJISERS, E. R. P., PRIJANTO, U., DAM J. E. G., HEERES, H. J. 2014. Preparation and properties of binderless boards from *Jatropha curcas* L. seed cake. *Industrial Crops and Products*, 52, pp. 245 – 254.
- KOSKE, R. E., GEMMA, J. N. 1989. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycological Research*, 92, pp. 486 – 505.
- KRISTENSEN, H. L., MCCARTY, G. W. 1999. Mineralization and immobilization of nitrogen in heath soil under intact *Calluna*, after heather beetle infestation and nitrogen fertilization. *Applied Soil Ecology*, 13, 187 – 198.
- MIAN, I. A., RIAZ, M., MALCOM S. C. 2009. The importance of ammonium mobility in nitrogen-impacted unfertilized grasslands: A critical reassessment. *Environmental Pollution*, 157, p. 1287 – 1293.
- ONDRIŠÍK, P., PORHAJAŠOVÁ, J., URMINSKÁ J., ŇARŠANSKÁ, M. 2009. The effect of agrotechnical interventions on seasonal changes of inorganic nitrogen content in the soil. *Journal of Central European Agriculture*, 10, 1, pp. 101 – 108.
- OPENSHAW, K. 2000. A review of *Jatropha curcas*: an oil plant of unfulfilled promise. *Biomass and Bioenergy*, 19, pp. 1 – 15.
- PAUL, E. A. 2007. *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Boston: Academic Press. 532 p. ISBN 978-0-12-546807-7.
- NEVENS, F., REHEUL, D. 2003. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *European Journal of Agronomy*, 19, 2, pp. 189 – 203.
- PEOPLES, M. B., FAIZAH, A. W., RERKASEM B., HERRIDGE, D. F. 1989. *Methods for evaluating nitrogen fixation by modulated legumes in the field*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research. 81 p. ISBN 09-495-1190-0
- PLOŠEK, L., STROBLOVÁ, M., ZÁHORA, J., ELBL, J., KINTL, A., HYNŠT, J. 2014. Respiration activity and development of arbuscular mycorrhiza in lysimetric experiment with different type of fertilization. *Ad Alta*, 4, pp. 90 – 92.
- POSTMA, J. W. M., OLSSON, P. A., FALKENGREN-GRERUP, U. 2007. Root colonisation by arbuscular mycorrhizal, fine endophytic and dark septate fungi across a pH gradient in acid beech forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, pp. 400 – 408.
- ŠREFL, J. 2012. Kompost je energie vrácená do půdy. *Biom.cz* [online], 2012-11-12 [cit. 2014-07-06].

- Available from WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/kompost-je-energie-vcracena-do-pudy>>.
- SUTTON, M. A. 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*. New York: Cambridge University Press. 612 p. ISBN 978-80-89128-96-9.
- WEBER, J., KARCZEWSKA, A., DROZD, J., LICZNAK, M., LICZNAK, S., JAMROZ, E., KOCOWICZ, A. 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, pp. 1294 – 1302.
- WOLF, B., SNYDER, G. H. 2003. *The place of organic matter in sustaining soils and their productivity*. New York: Food Products Press. 352 p. ISBN 15-602-2917.
- ZÁHORA, J., MEJZLÍK, L. 2007. The leaching of mineral nitrogen into underground water from soil environment of different ecosystems. *Ekológia Travného Porastu*, 7, pp. 170 – 174.

## SOUHRN

Moderní zemědělství musí čelit velkému množství problému, a to jak v rozvojových tak i ve vyspělých státech. Za nejvýznamnější problémy můžeme označit ztrátu orné půdy vodní a větrnou erozí, pokles půdní úrodnosti a celkovou degradaci orných půd. Půda je živý, dynamický ekosystém, který je nezbytný pro lidský život. Pouze zdravá orná půda může odolat uvedených negativním jevům a poskytnout nám dostatečnou úrodnost, která je základním předpokladem pro pěstování plodin. Jedním ze základních kamenů půdního ekosystému je organická hmota, její obsah a kvalita v orné půdě musí být neustále monitorovány a v případě potřeby upravovány.

Předkládaná práce se zabývá vlivem aplikace rozdílného typu organické hmoty na arbuskulární mykorhizu a ztrátu amonného-N z kořenové půdy (zóny). Tento vliv byl testován v laboratorních podmínkách za pomoci nádobového experimentu. Sedm variant s rozdílnými dávkami komunálního kompostu a odpadu vzniklého při zpracování *Jatropha curcas* L. (výlisky) bylo připraveno. Každá varianta měla tři opakování. Při vyhodnocování kolonizace kořenů indikační plodiny (*Lactuca sativa* L.) nebyly nalezeny žádné statisticky průkazné rozdíly v hodnotách arbuskulární mykorhizy. Nejvyšší úroveň arbuskulární mykorhizy byla zjištěna ve variantách s přidavkem směsi kompostu a výlisku (dávka

50 t/ha, poměr kompostu a výlisku 1:1). Naopak statisticky průkazné rozdíly byly nalezeny mezi jednotlivými variantami v úniku amonného-N. Nejvyšší ztráty amonného-N byly zjištěny ve variantách s přidavkem výlisku (dávka 100 a 50 t/ha). Na základě uvedených výsledků můžeme předpokládat, že: (1) složení použitého kompostu a výlisku může ovlivňovat míru arbuskulární mykorhizy (2) a může mít vliv na vyplavování amonného-N z orné půdy (3) aplikace směsi kompostu a výlisku v poměru 1:1 pozitivně ovlivňuje schopnost půdy zadržet v kořenové zóně amoniakální-N (4) samotná aplikace jatrovky bez přidavku dalších organických látek (kompost, hnůj, posklizňové zbytky apod.) negativně ovlivňuje vyplavování amonného-N z orné půdy.



# MÄKKÝŠE (MOLLUSCA) SEVERNEJ ČASTI POHORIA BRANISKO (SMREKOVICA)

MAREK ČILIAK – JOZEF ŠTEFFEK †

Katedra aplikovanej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, Masarykova 24, SK-96053, Zvolen, Slovenská republika, e-mail: ciliak.m@gmail.com

## ABSTRACT

(Čiliak, M., Šteffek, J.: **Molluscs (Mollusca) of the northern part of Branisko Mts. (Smrekovica)**)

We summarized all available data (published and unpublished) on Molluscs from the northern part of Branisko Mts. which along with Bachureň Mts. were considered to be the least known orographic units of Slovakia from the malacological point of view. We documented the occurrence of 96 mollusc species from this territory. Almost 60% of all recorded species were representatives of woodland species *sensu lato*. West Carpathian species (*Petasina unidentata* and *Trochulus villosulus*) encountered the species with the centre in eastern part of the Carpathians (*Perforatella dibothrion*, *Pseudalinda stabilis*, *Oxychilus orientalis* and *Vestia gulo*) in here. In older forest stands persist several typical primeval species – *Acicula parcelineata*, *Clausilia cruciata*, *Bulgarica cana* and *Macrogastrea latestriata*, all indicating undisturbance of forest habitats. Notable is the occurrence of Species of Community interest *Vertigo angustior* and endangered species *Pupilla alpicola*. Dolomite rocks significantly contribute to higher molluscan diversity – they host epilithic species *Chondrina clienta* and *Pyramidula pusilla* which reach herein the easternmost occurrence in Slovakia and relict steppe species *Pupilla triplicata* and *Pupilla sterrii*.

**Key words:** Mollusca, Slovakia, Branisko Mts., faunistics

## ÚVOD

Pohorie Branisko spolu so susedným pohorím Bachureň boli do roku 2009 z 93 orografických celkov evidovaných Databankou fauny Slovenska najmenej preskúmanými pohoriami z hľadiska malakofauny (VAVROVÁ 2009). Jedna z mála publikovaných prác z tohto územia pochádza od LOŽEKA (1964), zaoberajúca sa však predovšetkým fosilnými a subfosilnými formami mäkkýšov. Autor v nej uvádza miesta zberov ako „priestor medzi obcami Šindliar a Lipovec“, ktoré tvoria hranicu pohorí Branisko a Bachureň, z čoho vyplýva nejednoznačnosť priradenia lokalít tomu – ktorému pohoriu. LISICKÝ (1991) uvádza z mapovacieho štvorca 6991 DFS 42 druhov mäkkýšov. Do tohto štvorca však okrem severnej časti pohoria Branisko zasahujú aj celky Bachureň, Šarišská vrchovina, Levočské vrchy a z malej časti Hornádska kotlina. Z tohto

dôvodu nie je možné jednoznačne priradiť všetky uvedené druhy pohoriu Branisko.

V rokoch 2009 – 2011 prebehol v severnej časti Braniska a v susednom pohorí Bachureň intenzívny malakologický výskum. V rámci pohoria Branisko bola pozornosť venovaná predovšetkým jeho severovýchodnej časti, ktorú tvorí Lačnovský kaňon (NPR Kamenná Baba).

Výsledky z tohto výskumu boli publikované v práci ČILIAK, ŠTEFFEK (2011).

Z geomorfologického hľadiska je pohorie Branisko súčasťou Fatransko-tatranskej oblasti Vnútrotných Západných Karpát (MAZÚR, LUKNIŠ 1986). Sedlo Chvalabohu v priesmyku Branisko rozdeľuje pohorie na dva podcelky – severnejšiu a masívnejšiu Smrekovicu a južnejšiu Sľubicu. Z pohľadu mäkkýšov je geologická stavba priaznivejšia v severnej časti pohoria. Obidve časti sú síce kryštalinické, ale v severnej časti je na kryštalinické jadro nasunutý príkrov tvorený sivými

lavicitými a masívnymi dolomitmi stredného a vrchného triasu. Južne sa od tohto mezozoického obalu v severnej časti pohoria vyskytujú pre mäkkýše nevhodné migmatity, granodiority a kremence (GROSS et al. 1999).

Hlavným cieľom predloženého príspevku je zosumarizovať dostupné údaje (publikované aj nepublikované) a poskytnúť tak súhrnný obraz o malakofaune severnej časti pohoria Branisko (Smrekovica).

## MATERIÁL A METÓDY

Časť údajov pochádza z už publikovanej práce (viď úvod) a časť predstavuje vyhodnotenie nepublikovaných zberov viacerých zberateľov. Materiál bol odobieraný viacerými spôsobmi – kvadrátovou metódou (odber povrchovej vrstvy pôdy a rastlinného materiálu z plochy 50 cm x 50 cm), objemovou metódou (12 litrový zber z plochy 10 m x 10 m), individuálnym ručným zberom počas 1 hod. a odberom náplavov (2 litre). Odbery boli spracované štandardným spôsobom – po dokončení vysušenie preosiate cez sadu sít s rôzne veľkými okami. V prípade zberov z pramenísk, boli vzorky pred samotným vysušením po malých častiach premyté (HORSÁK 2003). Mäkkýše boli vyberané ručne pomocou pinzety, najmenšie frakcie boli prebrané pod binokulárnou lupou.

V príspevku uvádzame spolu 22 zberov, z toho 8 pochádza od prvého autora príspevku (nepublikované), 5 od J. Brabenca (nepublikované, ale niektoré zahrnuté do mapových príloh v monografii LISICKÝ (1991), 2 od druhého autora príspevku (nepublikované, ale zahrnuté do mapových príloh práce VAVROVÁ (2009), po jednom od M. Lisického (nepublikovaný, ale zahrnutý do mapových príloh v monografii LISICKÝ (1991), M. Horsáka a A. Lacinu (obidva nepublikované) a 4 publikované zbery z práce ČILIAK, ŠTEFFEK (2011). Vzhľadom k tomu, že odbery pochádzajú od viacerých zberateľov, ktorí použili rôzne spôsoby zberu materiálu, v práci uvádzame len kvalitatívne údaje o výskyte mäkkýšov. Zaradenie druhov do jednotlivých ekologických skupín je prevzaté podľa práce LISICKÝ (1991). Použitá nomenklatura je v zmysle práce HORSÁK et al. (2010).

### Zoznam lokalít:

Pri jednotlivých zberoch uvádzame (pokiaľ to bolo možné): typ biotopu, kataster, zemepisné súradnice lokality, meno zberateľa a dátum zberu. V prípade starších zberov, pri ktorých typ biotopu a súradnice nie sú známe, uvádzame popis lokality tak, ako je uvedený na kartotečných lístkoch zberateľov. Poloha lokalít v severnej časti Braniska je zobrazená na obr. 1.

L1 – zmiešaný les, Lipovce, 49°3'55,6", 20°54'17,6", lgt. Čiliak, 22. 9. 2010.

L2 – dolomitové skaly v Lačnovskom kaňone, Lipovce, 49°3'39,1", 20°55'43,2", lgt. Čiliak, 15. 9. 2010.

L3 – zmiešaný les, Šindliar, 49°2'38,8", 20°54'57,3", lgt. Čiliak, 14. 9. 2010.

L4 – pasienok, Lipovce, 49°3'51,8", 20°55'17,6", lgt. Čiliak, 15. 9. 2010.

L5 – zmiešaný les, Vyšný Slavkov, 49°4'16,1", 20°53'50,4", lgt. Čiliak, 23. 9. 2010.

L6 – dolomitové skaly v alúviu Lačnovského kaňona, Lipovce, 49°3'57,4", 20°55'37,8", lgt. Čiliak, 15. 9. 2010.

L7 – pramenisko v Kopytovskej doline, Lipovce, 49°3'14", 20°55'4,8", lgt. Čiliak, 14. 9. 2010.

L8 – lúka v Kopytovskej doline, Lipovce, 49°3'12,1", 20°55'3,8", lgt. Čiliak, 14. 9. 2010.

L9 – vápencové skaly, Vyšný Slavkov, lgt. Šteffek, 4. 6. 1997.

L10 – náplav potoka Svinka v blízkosti osady Branisko, Široké, lgt. Šteffek, 13. 9. 2004.

L11 – zber v Kopytovskej doline, pred odbočkou k skale Vrátnica, Lipovce, lgt. Brabenec, 9. 7. 1965.

L12 – zber na skale Vrátnica, Lipovce, lgt. Brabenec, 9. 7. 1965.

L13 – Lačnovský kaňon, Lipovce, lgt. Brabenec, 12. 7. 1965 a 10. 10. 1969.

L14 – zber pri ceste v južnom úbočí Smrekovice, lgt. Brabenec, 9. 7. 1965.

L15 – zber pri modro značenej ceste, asi 1 km nad Kopytovskou dolinou, východný svah Braniska, lgt. Brabenec, 9. 7. 1965.

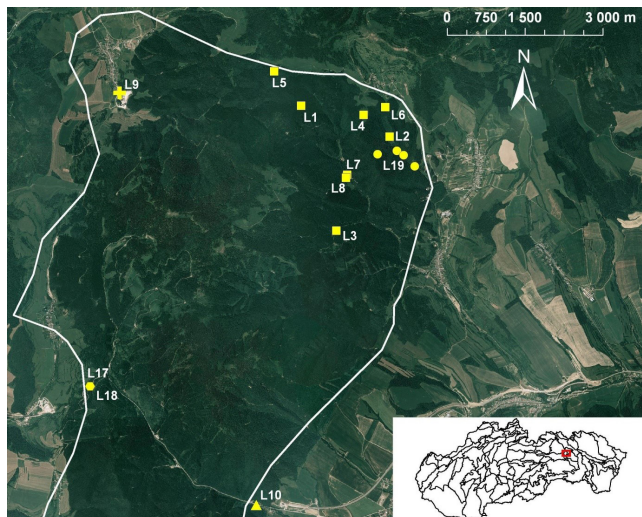
L16 – lokalita Beňov hrb – Šindliar (cestou zo sedla Branisko do Lipoviec), lgt. Lisický, 22. 6. 1979.

L17 – penovcové svahové pramenisko Chvála bohu, Korytné, 49°00'54", 20°51'11", lgt. Horsák, 29. 5. 2006.

L18 – vlhký les v okolí lokality L17, Korytné, lgt. Lacina, 29. 5. 2006.

L19 – zahrňuje 4 lokality z práce ČILIAK, ŠTEFFEK (2011).





Obr. 1 Rozmiestnenie lokalít v severnej časti pohoria Branisko. Číslovanie lokalít sa zhoduje s číslami lokalít uvedených v zozname. Lokalita L19 (krúžky) zahrňuje 4 publikované zbery (ČILIAK, ŠTEFFEK 2011). Lokality L11 – L16 nie sú zobrazené, nakoľko ich presná poloha nie je známa.

Fig. 1 The distribution of researched sites in the northern part of Branisko Mts. The site numbers correspond to numbers used in the list of sites. Site L19 (circles) includes 4 published sites (ČILIAK, ŠTEFFEK 2011). Sites L11 – L16 are not included in the figure, since their accurate position is unknown.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Sumarizáciou publikovaných a nepublikovaných zberov sme zo severnej časti pohoria Branisko doložili výskyt 96 druhov mäkkýšov a 1 rodu *Pisidium* sp. (Tab. 1). Zistili sme zástupcov všetkých 10 ekologických skupín, čo odráža biotopovú rozmanitosť skúmaného územia. V severnej časti pohoria mali najväčšie zastúpenie lesné druhy *sensu lato*, ktoré tvorili takmer 60 % všetkých zaznamenaných druhov. Je to však podmienené tým, že lesy zaberajú v pohorí najväčšie plochy, ako aj tým, že les je v našich podmienkach prevažujúcim klimaxovým spoločenstvom, takže lesné druhy sú dominantnou skupinou medzi terestrickými mäkkýšmi v rámci celej SR. V starších porastoch sa zachovalo niekoľko typických pralesných druhov – *B. cana*, *C. cruciata*, *A. parcelineata* a *M. latestriata*, indikujúce zachovalosť stanovišť. Dolomitový príkrov nasunutý na kryštalinické jadro v severnej časti Braniska priaznivo ovplyvňuje diverzitu mäkkýšov. Je to zjavné predovšetkým pri porovnaní lesných lokalít L1 a L5, ktoré sa nachádzajú na tomto príkrove a lesnej lokalite L3 situovanej južne od príkrova, ktorej geologický podklad tvoria kremence. Kým

na prvých dvoch lokalitách bolo zistených zhodne po 25 druhov, na lokalite L3 len 10 lesných a nenáročných mezofilných druhov mäkkýšov. LOŽEK, GULIČKA (1955) uvádzajú, že lesné stanovišťa na flyši (aké sú napr. v pohorí Bachureň) s jednotvárnou štruktúrou malakofauny sa výrazne odlišujú od rôznorodých biotopov v jadrových karpatských pohoríach. Rozdiel je ešte väčší v prípade výskytu vápencových príkrovov, čo sa prejaví aj v pestrom zložení malakofauny. A naopak, v Branisku bolo zistených dokonca viac lesných druhov *sensu lato* ako v susednej Bachurni, ktorej preskúmanosť je z hľadiska absolútneho počtu zberov viac ako trojnásobná. Dolomitové skaly vystupujúce na povrch sú okrem zdroja vápnika aj vhodným biotopom predovšetkým pre epilitticky žijúce ulitníky – *P. pusilla* a *Ch. clienta* a reliktné stepikolné druhy *P. sterrii* a *P. triplicata*. Prvý druh tu dosahuje svoj najvýchodnejší výskyt v rámci SR, aj vzhľadom k absencii podobných biotopov ďalej na východ. V prípade druhu *Ch. clienta* je to jeden z najvýchodnejších výskytov, východnejšie bol zaznamenaný len vo Vihorlatských vrchoch. Z rodu *Macrogastrea* boli v pohorí zaznamenané všetky druhy, vrátane druhu *M. ventricosa*, ktorý v susednom







celku Bachureň absentuje (ČILIAK, ŠTEFFEK 2013). Jeho jediný nález v náplave na lokalite L10 len podčiarkuje zriedkavosť tohto druhu v severovýchodnej časti Slovenska (ŠTEFFEK, LUČIVJANSKÁ 2005).

Osobitne je potrebné spomenúť nálezy ohrozeného druhu *P. alpicola* a druhu európskeho významu *V. angustior* na silne penovcovom svahovom prameniisku (lokalita L17).

Mimoriadne pozoruhodný je nález západoeurópskeho druhu *C. hortensis* v Lačnovskom kaňone (lokalita L13) z roku 1965. LISICKÝ (1991) vo svojej monografii zachytávajúcej stav rozšírenia mäkkýšov na Slovensku v období 1945 – 1981 neuvádza ani jednu lokalitu tohto druhu smerom od Banskej Bystrice ďalej na východ a VAVROVÁ (2009) z obdobia 1950 – 1982 len dve. *C. hortensis* sa až v poslednom desaťročí správa ako invázny druh, šíriaci sa predovšetkým intravilánmi miest. Z ďalších západoeurópskych druhov bol v pohorí zistený prevažne lesný *D. rotundatus* a skaly obývajúci druh *B. perversa*.

Karpatské druhy tvorili takmer 22 % všetkých zaznamenaných druhov, z nich sa tu na viacerých miestach spoločne stretli prvky západokarpatské (*P. unidentata* a *T. villosulus*) s prvkami s ťažiskom vo východnej časti Karpát (*P. dibothrion*, *P. stabilis*, *O. orientalis* a *V. gulo*). Podobne ako v susednom pohorí Bachureň (ČILIAK, ŠTEFFEK 2013), ani v Branisku neboli doposiaľ zistené východokarpatské druhy *Petasina bielzi* (E. A. Bielz, 1860) a *Carpathica calophana* (Westerlund, 1881).

Na záver je možné konštatovať, že severná časť pohoria Branisko predstavuje svojim pestrým zložením malakofauny faunisticky i ochranársky zaujímavé a hodnotné územie. Dolomitový príkrov v podobe vystupujúcich skál na povrchu obohacuje malakofaunu o epilittické a reliktné stepikolné druhy, zvyšujúce tak beta a v konečnom dôsledku aj gama diverzitu skúmaného územia.

Vďaka takýmto výskumom sa postupne vyplňajú „biele plochy“ na mape preskúmanosti Slovenska z hľadiska malakofauny, ktorými trpí predovšetkým severovýchod nášho územia.

#### Podakovanie

Za poskytnutie údajov ďakujeme J. Čačanému, J. Č. Hlaváčovi, M. Horsákovi a A. Lacinovi.

Výskum bol čiastočne podporený vďaka projektom IPA TUZVO č. 29/2010, VEGA č. 1/1190/12 a 1/0186/14.

## LITERATÚRA

- ČILIAK, M., ŠTEFFEK, J. 2011. Preliminary malacological survey of the site of community importance Kamenná Baba (Branisko – Bachureň). In *Folia faunistica Slovaca* 16(2), s. 85 – 89
- ČILIAK, M., ŠTEFFEK, J. 2013. Malakofauna pohoria Bachureň (východné Slovensko) [Malacofauna of the Bachureň Mts. (Eastern Slovakia)]. In *Malacologica Bohemoslovaca* 12, s. 1 – 13. Online serial at <<http://mollusca.sav.sk>> 17-Jan-2013.
- GROSS, P. et al. 1999. Geologická mapa Popradskej kotliny, Hornádskej kotliny, Levočských vrchov, Spišsko-šarišského medzihoria, Bachurne a Šarišskej vrchoviny. Regionálne geologické mapy Slovenska 1: 50 000. Bratislava: MŽP SR. ISBN 80-85314-97-5.
- HORSÁK, M. 2003. How to sample mollusc communities in mires easily. In *Malacologica Bohemoslovaca* 2, s. 11 – 14
- HORSÁK, M., JUŘIČKOVÁ, L., BERAN, L., ČEJKA, T., DVOŘÁK, L. 2010. Komentovaný seznam měkkýšů zjištěných ve volné přírodě České a Slovenské republiky [Annotated list of mollusc species recorded outdoors in the Czech and Slovak Republics]. In *Malacologica Bohemoslovaca* Suppl. 1, s. 1 – 37. Online serial at <<http://mollusca.sav.sk>> 10-Nov-2010.
- MAZÚR, E., LUKNIŠ, M. 1986. Geomorfologické členenie SSR a ČSSR. Časť Slovensko. Bratislava: Slovenská kartografia.
- LISICKÝ, M. J. 1991. *Mollusca Slovenska*. Bratislava: Veda. 344 s. ISBN 80-224-0232-X.
- LOŽEK, V. 1964. Výzkum ložisek přirozených hnojív na východním Slovensku. In *ZGV* 1963, s. 346 – 348
- LOŽEK, V., GULIČKA, J. 1955. Zoologický význam pralesní rezervace Stužica ve slovenských Východních Karpatech (Mollusca, Myriapoda). In *Ochrana přírody* 10, s. 202 – 209
- ŠTEFFEK, J., LUČIVJANSKÁ, V. 2005. Nové poznatky o mäkkýšoch severovýchodného Slovenska. In *Natura Carpatica* 46, s. 103 – 120
- VAVROVÁ, E. 2009. Ekosozologická typizácia malakofauny Slovenska s využitím GIS. Dizertačná práca. Zvolen: ÚEL SAV, 67 s.



## POROVNANIE DIVERZITY A HOSTITEĽSKEJ PREFERENCIE DREVOKAZNÝCH TRÚDNIKOV V INTRAVILÁNOCH SÍDEL JUŽNÉHO A STREDNÉHO SLOVENSKA

IVETA SLIACKA

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, IvetaSliacka@azet.sk

### ABSTRACT

Sliacka, I.: **Comparison of diversity and host preference of wood-decaying polypores in urban areas of southern and central Slovakia.**

Polypores are heterogeneous group of organisms that belongs to the kingdom *Fungi*. Polypores are growing cosmopolitan. Most research is carried out in Europe, research are focus mainly on discovering of new species and complementary data about mycogeography of polypores. A total were described around 1,500 species of polypores. In the study, we focused on the detection and comparison of diversity and host preferences of wood-decaying polypores in 2 areas: urban areas of towns in southern Slovakia and central Slovakia. We concluded that the level of diversity of polypores is based on the determination  $I_{div}$ , the same in the both areas. Higher number of taxa and findings of polypores we recorded in the urban areas of central Slovakia. Higher diversity of taxa of host plants have been recorded in urban areas in towns of southern Slovakia.

**Key words:** polypores, diversity, host woody plants, urban areas

### ÚVOD

Pojmom trúdniky sa súhrnne označuje skupina drevokazných húb, ktoré vytvárajú jednoročné, dvojročné alebo trváce plodnice. Pre túto skupinu húb je charakteristický rúrkovitý hymenofór (RYVARDEN, GILBERTSON 1993). U trúdnikov sa hymenofór vytvára zvyčajne na spodnej strane plodnice. Plodnice rastú prevažne geotropicky, čo uľahčuje vypadávanie spór z rúrok a ich šírenie na veľké vzdialenosti (až 1000km) (SCHWARZE et al. 2004). Vyznačujú sa tvrdými, či korkovitými plodnicami. Najčastejšie sa vyživujú saprotrofne.

Makroskopickým znakom na určenie druhov je aj povrch klobúka, ktorý môže byť hladký, chlpatý, plstnatý, lesklý – akoby lakovaný, lysý, šupinatý atď. Taktiež sa trúdniky vyznačujú vysokou farebnou variabilitou povrchu klobúka, ktorý je buď jednofarebný, viacfarebný alebo

pásikovaný. Plodnice sú buď sesilné (prisadnuté, nie je vytvorený hlúbik) alebo s hlúbikom, ktorý je umiestnený väčšinou excentricky (SCHMIDT 2006). Rad *Polyporales* sa delí na viacero čeľadí s desiatkami rodov (GAPER 2005).

Trúdniky a iné drevokazné huby rastú kozmopolitne, všade, kde majú vhodné stanovištné podmienky. Najviac výskumov bolo uskutočnených v Európe, tropické oblasti značne zaostávajú, hoci sú tu veľmi vhodné podmienky pre nové štúdie. V súčasnosti sa výskumy zameriavajú hlavne na objavovanie nových druhov a dopĺňajú sa údaje o mykogeografii trúdnikov.

Celkovo bolo popísaných okolo 1500 druhov trúdnikov. V súčasnosti sú stále popisované nové druhy a dopĺňujú sa údaje o ich rozšírení (KOUT 2009). Na území bývalej ČSFR bol zaznamenaný výskyt viac ako 212 druhov drevokazných trúdnikov (KOTLABA 1984).

Diverzita húb v sídlach je negatívne ovplyvňovaná abiotickými a biotickými faktormi, ako eutrofizácia pôdy, chemické vstupy z antropogénnych zdrojov, fragmentáciou habitatu, odstraňovaním vegetácie atď. (NEWBOUND et al. 2010). BELL, TRESHOW (2003) uvádzajú, že v mestskom prostredí látky, ktoré znečisťujú urbánne prostredie môžu napomáhať procesu infikovania rastliny drevokaznou hubou tým, že menia povrch hostiteľskej rastliny z hľadiska povrchových chemických vlastností, priepustnosti, alebo menia charakter listových výlučkov.

Výskumu drevokazných húb v sídlach sa na území SR venuje systematická pozornosť posledných 35 rokov, v ostatných krajinách Európy cca posledných 20. Údaje o ich výskyte sú roztrúsené vo viacerých publikáciách. Najvýznamnejšou skupinou drevokazných húb v mestskom prostredí sú trúdniky (SUPUKA et al. 1991).

SEEHANN (1979) identifikoval v uliciach a parkoch Hamburgu 38 hlavných pôvodcov hnilôb a za najčastejšie sa vyskytujúce trúdniky označil zástupcov rodu *Trametes*. LUSZCZYNSKI (1997) zaznamenal v Poľskom meste Kielce 63 druhov drevokazných trúdnikov. V Helsinkách zisťovali TERHO, HALLAKSELLA (2008) druhové spektrum trúdnikov viazaných na rody *Tilia*, *Betula* a *Acer*. U rodu *Tilia* sa najčastejšie vyskytovala *Ganoderma lipsiense* (Batsch.) G. F. Atk, u rodu *Betula* *Inonotus obliquus* (Ach. ex. Pers.) Pilát, *Piptoporus betulinus* (Bull.) P. Karst a *Cerrena unicolor* (Bull.) Murrill a u rodu *Acer* druh *Phellinus igniarius* (L.) Quél. KOTLABA (1984) dokumentuje výskyt 43 druhov trúdnikov na introdukovaných druhoch drevín v intravilánoch miest.

Na Slovensku sa problematikou diverzity, šírenia a ekológie trúdnikov v sídlach zaoberá predovšetkým GÁPER (1987, 1996, 1998). GÁPER (1987) vo vybraných modelových sídlach Slovenska zistil celkovo 43 druhov drevokazných húb, z toho 28 druhov trúdnikov. V ďalšej práci GÁPER (1996) identifikoval 63 druhov trúdnikovitých húb v intravilánoch slovenských miest na 38 alochtónnych druhoch hostiteľských drevín. V ďalších svojich štúdiách GÁPER (1998) uvádza druhy drevokazných trúdnikov najčastejšie viazaných na urbanizované prostredie napr. *Ganoderma australe* (Fr.) Pat., *Ganoderma resi-*

*naceum* Boud., *Inonotus hispidus* (Bull.) P. Karst, *Phellinus igniarius* (L.) Quél., *Phellinus pomaceus* (Pers.) Maire, *Bjerkandera adusta* (Willd.) P. Karst, *Cerrena unicolor* (Bull.) Murrill, *Daedaleopsis confragosa* (Bolton) J. Schröt., *Fomes fomentarius* (L.) J. Kickx f., *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill, *Oxyporus populinus* (Schumacher) Donk., *Trametes gibbosa* (Pers.) Fr., *Trametes hirsuta* (Wulfen) Lloyd atď.. GÁPER, SAGASTA (2005) uvádzajú, že druhy ako *Bjerkandera adusta* (Willd.) P. Karst, *Fomes fomentarius* (L.) J. Kickx f., *Phellinus igniarius* (L.) Quél., *Trametes versicolor* (L.) Lloyd, a niektoré ďalšie sú bežné v mestských oblastiach, ak je prítomný vhodný hositeľ.

## MATERIÁL A METÓDY

Pre realizáciu terénneho výskumu sme si zvolili 4 sídla v Banskobystrickom kraji. Pre oblasť južného Slovenska sme zvolili mestá Filákov a Lučenec, a pre oblasť stredného Slovenska okresné mestá Detva a Zvolen. Terénny výskum prebiehal výlučne v intravilánoch vybraných sídel v rozličných kategóriách urbánnej vegetácie. Pre lepšiu orientáciu sme pri výskume postupovali od centra mesta, t.j. od hlavného námestia, smerom do okrajových častí (individuálna bytová zástavba a sídliská). Počas terénneho výskumu nám boli nápomocné aj mapy, ktoré sme si pripravili za pomoci programu Google Earth 2012, nakoľko na ortofotosnímках je zreteľne viditeľná prítomnosť vegetácie v jednotlivých častiach sídel.

Počas terénneho výskumu sme odoberali nálezy drevokazných húb v 7 kategóriách urbánnej vegetácie: mestský park, menšie parkovo upravené plochy (zaradené aj námestia), vegetácia pri občianskej vybavenosti, uličné stromoradia, sídlisková vegetácia, vegetácia individuálnej bytovej zástavby a sprievodná a izolačná vegetácia vodných plôch a tokov (SUPUKA et al. 1991).

### Odber materiálu v teréne

Nálezy drevokazných húb sme odoberali v rokoch 2012 – 2013. Počas tohto intervalu sme uskutočnili 3 odbery nálezov v každom z modelových sídel. Harmonogram dosiaľ uskutočnených odberov bol nasledovný:



1. odber: október – november 2012,
2. odber: máj – jún 2013,
3. odber: október – november 2013.

Časový harmonogram terénneho výskumu sme prispôbili fruktifikácii drevokazných trídnikov, nakoľko na túto skupinu drevokazných húb sme zamerali našu pozornosť. Na jar a na jeseň je predpokladaný najvyšší výskyt plodníc, a taktiež najvyššia druhová diverzita zaznamenaných drevokazných húb. Odbery sme uskutočňovali opakovane na tých istých lokalitách. Zaznamenávali sme opätovný výskyt už zaznamenaných nálezov, a tiež nové nálezy na daných lokalitách.

Počas terénneho výskumu sme využili nasledovné pomôcky: zápisník; písacie potreby; GPS navigáciu; výškomer; digitálny fotoaparát (dokumentácia plodníc na nedostupných stanovištiach); pásmo na meranie obvodu kmeňa; nôž, orezávač a sekeru na odber plodníc; posuvné meradlo na určovanie rozmerov dutín a trhlín; papierové vrecká na uskladnenie a prenos odobratých vzoriek drevokazných húb.

Z hostiteľskej dreveniny sme vzorky drevokazných húb odoberali vždy s časťou substrátu, na ktorom sme plodnice zaznamenali. Snažili sme sa odberať dostatočne veľké vzorky, väčšie plodnice alebo viac plodníc, pre lepšiu následnú determináciu v laboratórnych podmienkach.

Pri odbere v teréne sme zaznamenávali základné charakteristiky nálezu, hostiteľskej dreveniny a stanovišťa, v ktorom hostiteľská drevenina rástla. Pri nálezoch drevokazných húb sme zaznamenávali druh drevokaznej huby, typ plodnice, počet plodníc a lokalizáciu plodníc na drevine. U hostiteľskej dreveniny sme zaznamenávali druh, obvod (následný prepočet na priemer), prípadné poškodenia konárov a kmeňa, prítomnosť dutín, zníženie vitality. Pri charakteristike stanovišťa sme hodnotili hlavne blízkosť chodníkov a ciest, vodných tokov, zdrojov znečistenia.

### **Spracovanie materiálu – determinácia a herbárovanie nálezov**

Nálezy sme v teréne uskladňovali v papierových vreckách, kvôli zachovaniu základných znakov odobratých plodníc. Následne sme vzorky v laboratórnych podmienkach očistili od zvyškov vegetácie a prípadných škodcov, ktoré by mohli plodnice znehodnotiť konzumáciou. Plodnice

sme uložili do označených otvorených krabičiek a následne sušili pri izbovej teplote niekoľko dní až týždňov, podľa stupňa nasiaknutia a veľkosti plodníc, až kým neboli plodnice tvrdé a krehké. Počas priebehu sušenia sme plodnice determinovali použitím determinačných kľúčov a atlasov (BALABÁN, KOTLABA 1970; HAGARA et al. 2005; HANSEN, KNUDSEN 1992; BREITENBACH, KRÄNZLIN 1986; JÜLICH 1984).

Usušené plodnice sme ukladali do špeciálnych mykologických obálok. Obálku sme označili štítkom s údajmi o druhu huby, lokalite, dátume nálezu, hostiteľskej drevine, zberateľovi a determinátorovi. Následne sme exsikáty ukladali do herbárových krabíc. Proti hmyzím škodcom sme použili nechemickú dezinfekciu t.j. do obálok sme pridali klinček voňavý *Caryophyllus aromaticus* (L).

### **Vyhodnocovanie dát získaných terénnym výskumom**

Pre vyhodnotenie údajov získaných terénnym výskumom sme vytvorili zo zápisov z terénu súhrnnú databázu. Pri vyhodnocovaní čiastkových výsledkov sme použili program Microsoft Excel 2007 na vypracovanie tabuliek a grafov, ktoré sú uvedené v kapitole Výsledky.

## **CHARAKTERISTIKA MODELOVÝCH SÍDEL**

### **Modelové sídla južného Slovenska**

Filakovo je druhým najväčším mestom južnej časti Banskobystrického samosprávneho kraja. Celková výmera katastrálneho územia mesta je 1617,69ha. Z geologického hľadiska je územie tvorené prevažne neogénnymi pieskovecami a vulkanitmi. Z pôd prevládajú hnedozeme, v menšej miere sa nachádzajú regozeme, kambizeme a pseudogleje, v údoliach aj fluvizeme. Filakovo má rozlohu 16,2km<sup>2</sup>, intravilán mesta má rozlohu 3,5km<sup>2</sup>. Zemepisná poloha mesta je N 48°16'E 19°50'. Stred mesta má nadmorskú výšku 193m n. m, výškové rozpätie v chotári je 185 – 350m n. m. Priemerná ročná teplota vzduchu vo Filakove je 8,4 – 9°C, priemerné januárové teploty sú –3,8 až – 4°C, a priemerné júlové teploty sú 20 až 21°C. Priemerný ročný úhrn zrážok v území

je 600 – 850mm (ESZTERGOMI 2005). Charakteristickou črtou územia je prelínanie sa horských, chladnomilných a panónskych teplomilných druhov. V dotknutom území sa pôvodne vyskytovali dubovo-cerové lesy a dubovo-hrabové lesy. Na skeletnatých pôdach sú lipovo-javorové sutinové lesy, v blízkosti tokov jelšové podhorské lesy, vzácné na výslnných skeletnatých stráňach aj teplomilné submediteránne dubové lesy (KALINČIAK 2012).

Lučenec leží v centrálnej časti Lučeneckej kotliny a je prirodzeným geografickým centrom južnej časti stredného Slovenska. Územie je charakterizované rovinným reliéfom poriečnej nivy. Na geologickej stavbe sa podieľajú litologické komplexy neogénu a kvartéru (MAZÚR, LUKNIŠ 1980). Rozloha katastrálneho územia mesta Lučenec je cca 5257 ha. Mesto sa nachádza v nadmorskej výške 194m n. m. Rozloha zastavaného územia mesta je 47,8 km<sup>2</sup> (KOLIMÁROVÁ et al. 2009). Teploty dosahujú v januári priemerne -2 až -5°C, v júli 17 až 21°C. Ide o pomerne suchú oblasť (550 – 750mm zrážok ročne) s vysokými hodnotami slnečného svitu (2100 až 2150 hod. ročne) (KOLIMÁROVÁ et al. 2009). Podľa údajov z územného plánu mesta Lučenec sa vykonáva meranie prашného spádu a meranie NO<sub>x</sub> a SO<sub>2</sub>. Namerané hodnoty sú 1,5 až 2 násobne vyššie ako najvyššie povolené limity. Z hľadiska dopravy boli cesty v meste Lučenec zaradené do skupiny ciest produkujúcich stredné množstvo plynných emisií (25 až 75 kg/km/deň). Potenciálna vegetácia sa vyznačovala zastúpením rôznych spoločenstiev s vysokou biodiverzitou. V dotknutom území sa pôvodne vyskytovali: lužné lesy jaseňovo-dubové a jelšové, dubovo-hrabové lesy, dubové a dubovo-cerové lesy. Dnešný stav vegetácie je pomerne odlišný. Územie je výrazne odlesnené a dominuje v ňom poľnohospodárska a sídelná urbanizovaná krajina. Rozsah pôvodných lesov a nelesných biotopov sa obmedzil len na roztrúsené refúgiá (PLESNÍK 2002).

### **Modelové sídla stredného Slovenska**

Detva sa nachádza na rozhraní pohoria a kotliny. Vyznačuje sa pestrým reliéfom. Geologickým základom väčšiny územia sú neogénne sopečné andezity a ich aglomeráty. Kotlina je vypl-

nená neogénnymi ílmi, pieskami a štrkami. Z pôdných typov sa tu vyskytujú ilimerizované pôdy, pseudogleje a na väčšine územia sa vyskytuje hnedá lesná pôda, kambizem (GREGOVÁ, DANKO 2011). Nadmorská výška stredu mesta je 400m n. m. Rozloha katastrálneho územia mesta Detva je 68,09 km<sup>2</sup> (ADAMKOVIČOVÁ et al. 2002). Územie mesta Detva patrí do oblasti mierne teplej klimatickej oblasti, s priemerne menej ako 50 letných dní v roku, kde priemerná teplota vzduchu v júli je od 16 do 25°C, v januári -1,6 až -4,5°C, priemerné ročné teploty dosahujú hodnoty 7 – 7,9°C. Priemerný ročný úhrn zrážok je 700mm (GREGOVÁ, DANKO 2011). V meste Detva sa na znečistení ovzdušia podieľajú rozhodujúcim dielom tuhé znečisťujúce látky, oxidy síry, oxidy dusíka, oxid uhoľnatý a organické látky v plynnnej fáze. Množstvo emisií vyprodukovaných stacionárnymi zdrojmi v tejto oblasti je nasledovné: tuhé znečisťujúce látky 244 t/rok, oxidy síry 201 t/rok, oxidy dusíka 84 t/rok a oxidu uhoľnatého 632 t/rok. Najvýznamnejším zdrojom CO v oblasti je cestná doprava (ADAMKOVIČOVÁ et al. 2002). Potenciálnu vegetáciu predstavovali jelšové lesy na nivách a podhorských a horských vodných tokov, na ktoré nadväzovali karpatské dubovo-hrabové lesy. Potenciálna vegetácia vplyvom osídľovania územia ustupovala. Rozsiahle pôvodné lesné spoločenstvá zanikali. Územie je výrazne zmenené ľudskou činnosťou, nachádzajú sa tu najmä rudé ľudské spoločenstvá (GREGOVÁ, DANKO 2011).

Zvolen leží v juhozápadnej časti Zvolenskej kotliny. Podklad tvoria pyroklastiká andezitov. Výplň kotliny tvoria bazálne zlepenec, tuftické íly a okruhliaky kryštalických druhohorných a paleogénných hornín. Prevládajúce pôdne typy tohto územia sú typické, pelické, glejové a arenické fluvizeme v nivách potokov, kambizeme typické, pseudoglejové, luvizemné a andozemné, luvizeme v nižších nadmorských výškach, pseudogleje a rankre. Celková rozloha katastra mesta je 9 869ha, z toho je 1 294ha intravilán mesta. Územie patrí do teplej až mierne teplej klimatickej oblasti. Priemerné januárové teploty sa pohybujú od -4 do -5°C, priemerné júlové teploty sú v rozmedzí 17 až 18,8°C. Priemerný ročný zrážkový úhrn vo Zvolene je 703mm. Priemerný počet dní so snehovou pokrývkou za rok pre Zvolen je 65 (CHOCHOLOVÁ et al. 2004). V meste Zvolen

sú najväčšími zdrojmi znečistenia ovzdušia tepláreň, drevársky podnik Kronospan s.r.o a doprava. Ovzdušie je znečisťované hlavne tuhými znečisťujúcimi látkami, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, CO a organickými látkami v plynnej fáze. V roku 2001 emisná situácia v meste bola Zvolen nasledovná: tuhé znečisťujúce látky 681 t/rok, oxidy síry 3598 t/rok, oxidy dusíka 890 t/rok a oxidu uhoľnatého 1608 t/rok. Najvýznamnejším zdrojom CO v oblasti je cestná doprava (ADAMKOVIČOVÁ et al. 2002). Geobotanická mapa rekonštruovanej prirodzenej vegetácie uvádza na území mesta Zvolen 6 nasledovných vegetačných jednotiek: lužné nížinné lesy, dubovo-hrabové lesy karpatské, bukové lesy kvetnaté, lužné lesy podhorském lužné lesy horské a dubovo-nátržníkové lesy ročný zrážkový úhrn vo Zvolene je 703mm. Priemerný počet dní so snehovou pokrývkou za rok pre Zvolen je 65 (CHOCHOLOVÁ et al. 2004).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

V období 2012 – 2013 sme uskutočnili 3 odbery v teréne. V intravilánoch modelových sídel sme inventarizovali dreviny a zaznamenávali vý-

skyt drevokazných húb. V tomto období sme zinventarizovali a skontrolovali výskyt húb na 4224 drevinách. V intravilánoch miest južného Slovenska sme zinventarizovali 1943 drevín (Fil'akovo 532, Lučenec 1411), v mestách stredného Slovenska sme skontrolovali 2281 drevín (Detva 503, Zvolen 1778). Najčastejšie sa vyskytovali z listnáčov *Acer campestre* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Fraxinus excelsior* L., kultivary *Acer platanoides* L. a *Acer pseudoplatanus* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Carpinus betulus* L., *Populus nigra* L. var. *italica* Koehne, *Cerasus serrulata* (Lindl.) G.Donk, *Sorbus aucuparia* L., *Negundo aceroides* L. atď. Z ihličnanov sme najčastejšie zaznamenali *Picea abies* (L.) Karsten, *Picea pungens* Engelm., *Abies alba* Mill., *Pinus strobus* L., *Pinus wallichiana* A.B.Jackson, *Pinus sylvestris* L., *Larix decidua* Mill., *Juniperus chinensis* L., *Juniperus media* ‚Mordigan Gold‘, *Juniperus squamata* ‚Blue Carpet‘, *Juniperus virginiana* ‚Tripartita‘, *Platycladus orientalis* (L.) Franco, *Thuja occidentalis* L. a *Thuja plicata* D. Don ex Lamb.

V tabuľke (tab. 1) uvádzame prehľad zaznamenaných taxónov drevokazných trúdnikov, ktoré sme excerptovali zo spektra drevokazných húb zaznamenaného terénnym výskumom. Tak-

Tab. 1 Druhové spektrum a počet nálezov drevokazných húb v intravilánoch modelov sídel.

Tab. 1 Species spectrum and the number of recorded findings of polypores in urban areas of model towns.

Taxón drevokazného Trúdnika	Počet nálezov			
	sídla južného Slovenska		sídla stredného Slovenska	
	Fil'akovo	Lučenec	Detva	Zvolen
<i>Antrodia serialis</i>	0	1	0	0
<i>Bjerkandera adusta</i>	13	11	13	4
<i>Cerrena unicolor</i>	9	7	7	18
<i>Daedalea quercina</i>	0	2	0	1
<i>Daedaleopsis confragosa</i>	0	2	0	1
<i>Fomes fomentarius</i>	0	14	1	6
<i>Ganoderma lipsiense</i>	1	3	1	4
<i>Ganoderma lucidum</i>	0	0	1	1
<i>Grifola frodosa</i>	0	0	1	0
<i>Inonotus dryadeus</i>	0	0	1	1
<i>Inonotus hispidus</i>	0	0	0	3
<i>Laetiporus sulphureus</i>	0	1	3	8
<i>Meripilus giganteus</i>	1	1	0	0
<i>Oxyporus obducens</i>	2	0	0	3
<i>Phellinus conchatus</i>	4	1	0	1
<i>Phellinus igniarius</i>	2	14	1	8
<i>Phellinus pomaceus</i>	1	9	3	20

Pokračovanie Tab. 1  
Continued Tab. 1

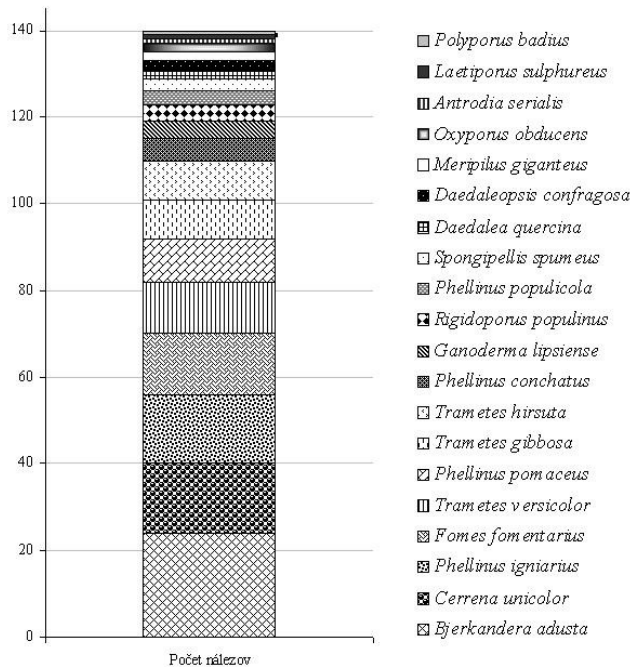
<i>Phellinus populicola</i>	1	2	0	0
<i>Polyporus badius</i>	1	0	0	0
<i>Pycnoporus cinnabarinus</i>	0	0	1	0
<i>Rigidoporus populinus</i>	1	3	2	0
<i>Spongipellis spumeus</i>	2	1	0	3
<i>Trametes gibbosa</i>	5	4	1	6
<i>Trametes hirsuta</i>	4	5	3	10
<i>Trametes versicolor</i>	4	8	7	6
<b>Počet nálezov</b>	51	89	46	104
<b>Počet taxónov</b>	15	18	15	18

tiež uvádzame počet nálezov taxónov. Najvyšší počet nálezov sme zaznamenali v intraviláne mesta Zvolen (104), najnižší v meste Detva (46). V mestách Zvolen a Lučenec sme zaznamenali po 18 taxónov a v mestách Fiľakovo a Lučenec po 15 taxónov. Následne sme vyhodnocovali získané údaje pre južné Slovensko (Fiľakovo a Lučenec) a stredné Slovensko (Detva a Zvolen). Údaje sme vyhodnocovali z hľadiska diverzity a hostiteľskej preferencie.

Relatívnu diverzitu drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel južného Slovenska uvádza-

me v grafe (obr.1).

V intravilánoch sídel južného Slovenska sme zaznamenali 140 nálezov drevokazných húb. V rámci zaznamenaného spektra sme určili 20 taxónov. Najvyššiu relatívnu frekvenciu výskytu sme určili u druhu *Bjerkandera adusta*, ktorá tvorila až 17,14% všetkých nálezov. Pomerne vysokú frekvenciu sme zaznamenali aj u druhov *Cerrena unicolor* (11,42%), *Phellinus igniarius* s.l. (11,42%), *Fomes fomentarius* (10%) a *Trametes versicolor* (8,57%). U ostatných zaznamenaných



Obr. 1 Relatívna frekvencia výskytu taxónov drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel južného Slovenska.

Fig. 1 The relative frequency of occurrence of polypore taxa in urban areas of model towns of southern Slovakia.

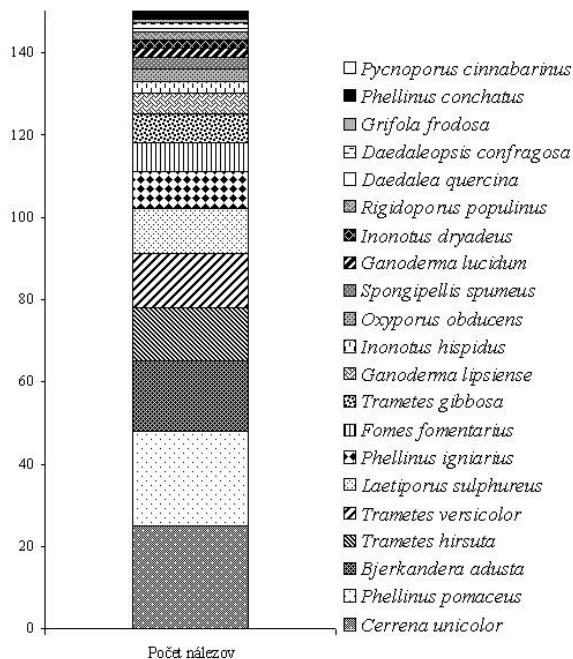
taxónov bola relatívna frekvencia výskytu nižšia ako 7,2%.

V intravilánoch sídel stredného Slovenska sme zaznamenali 150 nálezov drevokazných trúdnikov. Relatívnu frekvenciu výskytu taxónov drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel stredného Slovenska uvádzame v grafe (obr.2).

Najvyššiu relatívnu frekvenciu sme zaznamenali u druhu *Cerrena unicolor*, ktorá predstavovala 16,66% zaznamenaného spektra. Pomerne

často sme zaznamenali aj druhy *Phellinus pomaceus* (15,33%), *Bjerkandera adusta* (11,33%), *Trametes hirsuta* (8,66%), *Trametes versicolor* (8,66%) a *Laetiporus sulphureus* (7,33%). U ostatných zaznamenaných taxónov sme zaznamenali relatívnu frekvenciu výskytu nižšiu ako 6%.

V intravilánoch sídel južného Slovenska sme výskyt drevokazných trúdnikov zaznamenali na 29 taxónoch hostiteľských drevín. Relatívnu hostiteľskú



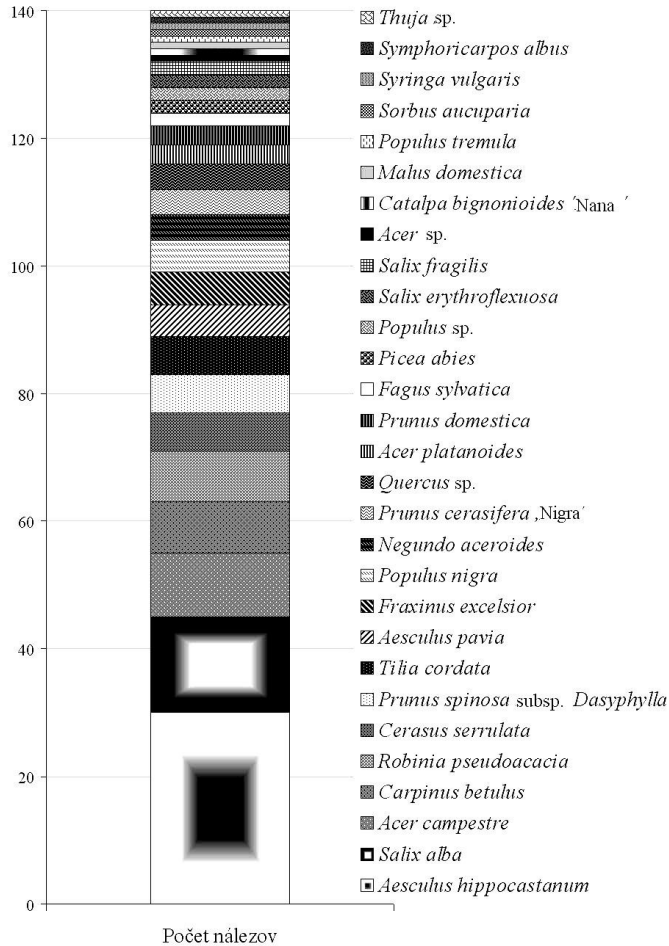
Obr. 2 Relatívna frekvencia výskytu taxónov drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel stredného Slovenska.  
Fig. 2 The relative frequency of occurrence of polypore taxa in urban areas of model towns of central Slovakia.

teľskú preferenciu drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel južného Slovenska uvádzame v grafe (obr. 3).

Ako je z grafu viditeľné najčastejšie sme výskyt trúdnikov zaznamenali na druhu *Aesculus hippocastanum*. Tento druh hostil až 21,43% zaznamenaných nálezov trúdnikov. Pomerne často sme trúdniky zaznamenávali aj na druhoch *Salix alba* (10,71%), *Acer campestre* (7,14%), ako aj na druhoch *Carpinus betulus*, *Robinia pseudoacacia* a *Cerasus serrulata* (5,71%). Relatívna hostiteľská preferencia drevokazných trúdnikov k ostatným druhom hostiteľských drevín je nižšia ako 4,5%.

V intravilánoch sídel stredného Slovenska sme drevokazné trúdniky zaznamenali na 23 taxónoch hostiteľských drevín. Relatívnu hostiteľskú preferenciu drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel stredného Slovenska uvádzame v grafe (obr. 4).

Najvyššiu relatívnu hostiteľskú preferenciu trúdnikov sme zaznamenali k druhu *Acer platanoides* (21,34%). *Cerasus serrulata* bola hostiteľskou drevinou pre 15,33%, *Salix fragilis* pre 8% a *Prunus spinosa* subsp. *Dasyphylla* 6,54%. U hostiteľských drevín druhov *Prunus domestica* a *Forsythia x intermedia* sme stanovili zhodnú relatívnu hostiteľskú preferenciu drevokazných



Obr. 3 Relatívna hostiteľská preferencia drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel južného Slovenska.  
Fig. 3 The relative host preference of wood-decaying polypores in urban areas of model towns of southern Slovakia.

trúdnikov 5,33%. U ostatných druhov bola nižšia ako 4%.

Následne sme diverzitu a hostiteľskú preferenciu drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel južného Slovenska porovnali s diverzitou a hostiteľskou preferenciou zaznamenanou v intravilánoch stredného Slovenska. Porovnanie uvádzame v grafe (obr. 5)

Ako je z grafu viditeľné v sídlach stredného Slovenska sme zaznamenali viac taxónov drevokazných trúdnikov ako v intravilánoch sídel južného Slovenska. Počet zaznamenaných nálezov drevokazných trúdnikov je taktiež v sídlach stredného Slovenska vyšší ako v sídlach južného Slovenska.

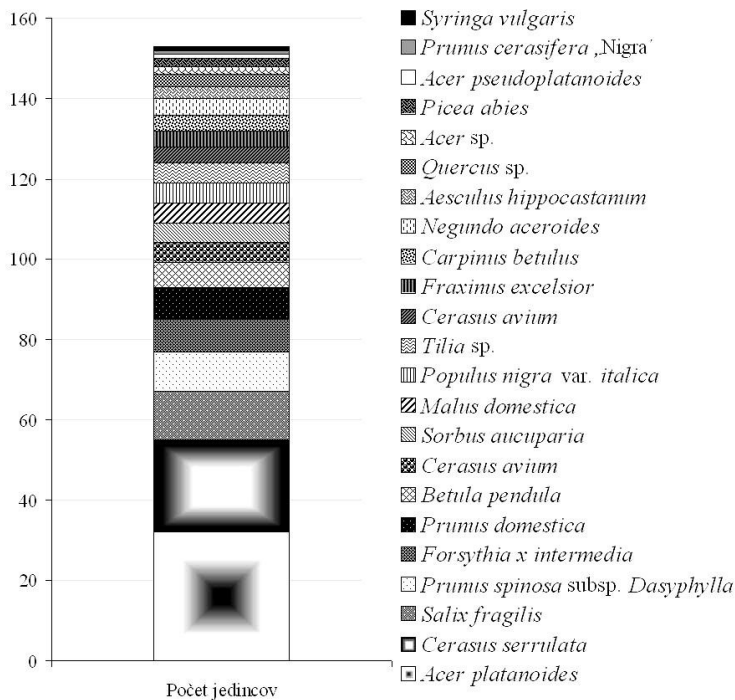
Na základe indexu diverzity podľa ODUMA (1977):

$$I_{div} = \text{počet druhov (S)} / \text{počet nálezov (N)},$$

sme určili, že v oboch sledovaných oblastiach má index hodnotu 0,14. Možno teda tvrdiť, že diverzita v oboch oblastiach je približne rovnako vysoká.

Počet taxónov hostiteľských drevín je v intravilánoch sídel južného Slovenska vyšší ako v sídlach stredného Slovenska. V sídlach južného Slovenska sme trúdniky odobrali zo spektra hostiteľských drevín, ktoré bolo o 6 taxónov väčšie, ako spektrum z ktorého sme odoberali trúdniky v sídlach stredného Slovenska.

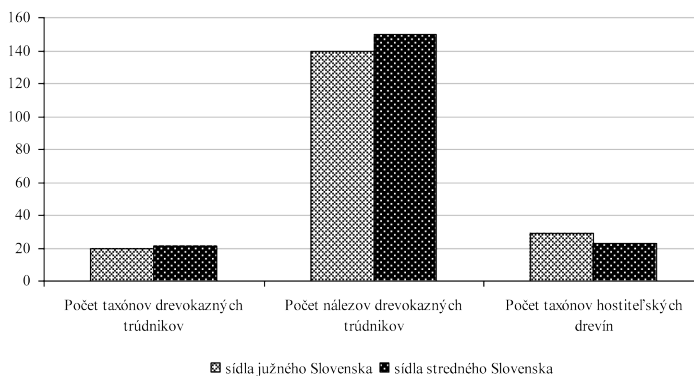
Vo výskume sme sa zamerali na štúdium



Obr. 4 Relatívna frekvencia výskytu taxónov drevokazných trúdnikov v intravilánoch sídel stredného Slovenska.  
Fig. 4 The relative host preference of wood-decaying polypores in urban areas of model towns of central Slovakia.

diverzity a hostiteľskej preferencie drevokazných trúdnikov v intravilánoch miest stredného a južného Slovenska. KOTLABA (1984) uvádza, že na území bývalej ČSFR bolo popísaných 212 druhov drevokazných trúdnikov. V intravilánoch miest dokumentuje výskyt 43 druhov trúdnikov. Počas výskumu sme v mestách južného Sloven-

ska zaznamenali 140 nálezov trúdnikov, v rámci tohto spektra sme identifikovali 20 taxónov. V intravilánoch miest stredného Slovenska sme zaznamenali 150 nálezov drevokazných trúdnikov a determinovali sme 21 taxónov. V intravilánoch sme zaznamenali častý výskyt *Trametes* spp., *Bjerkandera adusta*, *Phellinus igniarius*, *Phelli-*



Obr. 5 Porovnanie diverzity a hostiteľskej preferencie trúdnikov v intravilánoch sídel južného a stredného Slovenska.

Fig. 5 Comparison of diversity and host preference of polypores in urban areas of towns of southern and central Slovakia.

*nus pomaceus* a *Fomes fomentarius*, ktoré tak ako uvádzajú GÁPER, SAGASTA (2005) sú bežné v intravilánoch ak je prítomný vhodný hositeľ.

Trúdniky rástli na južnom Slovensku na 29 taxónoch a na strednom Slovensku na 23 taxónoch hositeľských drevín. Na ihličnatých drevinách sme výskyt drevokazných trúdnikov zaznamenali u 4 nálezov. SCHWARZE et al. (2004) uvádzajú, že väčšina drevokazných húb spôsobujúcich bielu hnilobu sa vyskytuje na listnáčoch, čo môžeme potvrdiť. Zistili sme, že ihličnaté dreviny sú odolnejšie voči infekcii drevokaznými trúdnikmi, väčšina nálezov sa nachádzala na listnáčoch. NILSSON (2011) poukazuje na skutočnosť, že starostlivosť o dreviny v mestskej zeleni by mala začínať už výberom druhu. V našich podmienkach je vhodné vysádzať dreviny pochádzajúce zo severských pobrežných oblastí, ktoré sú vystavované silným vetrom a soľným sprchám. Zistili sme, že často napádanými taxónmi drevín sú *Aesculus hippocastanum* a *Cerasus serrulata*. Vitalita týchto introdukovaných drevín je znížená hlavne mrazmi a produktmi antropogénnej činnosti. HUDEKOVÁ (2002) konštatuje, že napriek snahe o uplatnenie domácich drevín je ich využitie v mestskom znečistenom prostredí problematické. Často napádané boli druhy rodu *Acer*, a taktiež dreviny využívané pre sadovnícke a ovocinárske účely ako sú *Cerasus avium*, *Malus domestica*, či *Prunus spinosa* subsp. *Dasyphylla*.

BELL, TRESHOW (2003) poukazujú na skutočnosť, že v mestskom prostredí látky, ktoré znečisťujú prostredie môžu napomáhať procesu infikovania rastliny drevokaznou hubou tým, že menia povrch hositeľskej rastliny z hľadiska povrchovej chémie, priepustnosti, zmáčavosti, alebo menia charakter listových výlučkov. Miera znečistenie ovzdušia má často vplyv na druhové zloženie spoločenstiev húb. Do dneška však neboli tieto vzájomné interakcie dostatočne preskúmané.

## ZÁVER

Analýzou údajov získaných terénnym výskumom sme určili, že vyšší počet nálezov drevokazných trúdnikov sme zaznamenali v intravilánoch sídel stredného Slovenska (104). Taktiež sme v sídlach stredného Slovenska určili výskyt

vyššieho počtu taxónov drevokazných trúdnikov v rámci zaznamenaného spektra drevokazných húb (21). Následným využitím indexu diverzity podľa ODUMA (1977) sme dospeli k záveru, že diverzita v obidvoch oblastiach dosahuje zhodné hodnoty. Hodnota indexu diverzity pre obidve hodnotené oblasti bola 0,14. Z hľadiska hodnotenia hositeľskej preferencie drevokazných trúdnikov sme v sídlach južného Slovenska výskyt zaznamenali na vyššom počte taxónov hositeľských drevín. V intravilánoch sídel stredného Slovenska bolo spektrum taxónov hositeľských drevín užšie.

## Pod'akovanie

Autorka ďakuje agentúre KEGA za finančnú podporu pri riešení projektu 022UMB-4/2013, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

## LITERATÚRA

- ADAMKOVIČOVÁ, A. et al. 2002. *Správa o stave životného prostredia Banskobystrického kraja k roku 2002*. Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia, 16 pp., ISBN 80-888833-38-8.
- BALABÁN, K., KOTLABA, F. 1970. *Atlas drevokazných húb*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 133 pp., ISBN 07-028-70.
- BELL, J. N. B., TRESHOW, M. 2003: *Air Pollution and Plant Life*. 2. vydanie, Chichester: Vydavateľstvo Wiley, 468 pp., ISBN 0-471-49091-1.
- BREITENBACH, J., KRÄNZLIN, F. 1986: *Fungi of Switzerland. Non gilled fungi*. Lucerne: Vydavateľstvo Mykologia, 412 pp., ISBN 3856042202.
- ESZTERGOMI, Š. 2005. *Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja mesta Filakovo 2005 – 2013*. Filakovo: Agentúra pre regionálny rozvoj, 60 pp.
- GÁPER, J. 1987. Ekologické vzťahy vybraných húb a drevín v mestskom prostredí. In SUPUKA J. et al. 1991. *Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene*. Bratislava: VEDA, 308 pp., ISBN 80-224-0128-5.
- GÁPER, J. 1996. *Polypores affecting of woody plants in urban areas of Slovakia*. Vedecké štúdie 9/1996/A. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. 50 pp., ISBN 80-228-0565-3.
- GÁPER, J. 1998. *Trúdniky na území Slovenska a ich šírenie bazidiospórami*. [Polypores of Slovakia and their distribution of basidiospores]. Vedecké štúdie 6/1998/A. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. 75 pp., ISBN 80-228-0750-8.
- GÁPER, J. 2005. Biotic urban growing conditions – threats, pests and diseases. In KONIJNENDIJK, C. et al. (eds.). *Urban forests and trees*. Netherlands:



- Springer. 520 pp., ISBN 3-540-25126-X.
- GREGOVÁ, I., DANKO, D. 2011. *Protipovodňové opatrenia vo vodnom toku Detviasky potok v Detve – zámer*. Banská Bystrica, 53 pp.
- HAGARA, L. et al. 2005. *Velký atlas húb*. 2. vydanie, Praha: Ottovo vydavateľstvo, 432 pp., ISBN 978-80-7360333-5.
- HANSEN, L., KNUDSEN, H. 1992. *Nordic Macromycetes. Vol. 2. Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales*. Copenhagen: Vydavateľstvo Nord-svamp., 474 pp., ISBN 8798396102.
- HUDEKOVÁ, Z. 2002. *Ochrana stromov. Legislatívne podmienky a základy starostlivosti o dreviny*. Bratislava: Regionálne environmentálne stredisko Slovensko, 33 pp. ISBN 80-968850-0-6.
- CHOCHOLOVÁ, M. et al. 2004. *Územný plán mesta Zvolen*. Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia, 213 pp.
- JÜLICH, W. 1984. Die Nichtblätterpilze, Gallerpilze und Bauchpilze. Aphylophorales, Heterobasidiomycetes, Gastromycetes. In GAMS. H. (eds.) *Kleine Kryptogamenflora 2B(2)*, Stuttgart – New York: Vydavateľstvo Gustav Fischer Verlag, 626 pp., ISBN 3-437-20282-0.
- KALINČIAK, J. 2012. *Prírodné hodnoty – všeobecná charakteristika*. [online] [cit. 2013.12.02]. Dostupné na internete: [http://www.filakovo.sk/index.php?option=com\\_contentview=article&id=116&Itemid=85&lang=sk](http://www.filakovo.sk/index.php?option=com_contentview=article&id=116&Itemid=85&lang=sk).
- KOLIMÁROVÁ, Ž. et al. 2009. *Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja mesta Lučenec 2009 – 2013*. Lučenec: Oddelenie regionálneho rozvoja, 98 pp.
- KOTLABA, F. 1984. *Zeměpisné rozšíření chorošů (Polyporales s.l.) v Československu*. Praha: Vydavateľstvo Academia, 194 pp., ISSN 0009-0476.
- KOUT, J. 2009. *Výzkum chorošů se zaměřením na populační strukturu vybraných druhů*. [dizertačná práca], České Budějovice, The University of South Bohemia, 79 pp.
- LUSZCZYNSKI, J. 1997. Interesting macromycetes found in the Kielce town (Central Poland). In *Acta Mycologica*, Vol. 32, No.2, p. 207-228, ISSN 0001-625X.
- MAZÚR, E., LUKNIŠ, M. 1980. *Atlas Slovenskej socialistickej republiky*. Bratislava: Vydavateľstvo SAV, 296 pp., ISBN 79-625-80.
- NEWBOUND, M. et al. 2010: Fungi and the urban environment: A review. In *Landscape and Urban Planning*, Vydavateľstvo Elsevier, Vol. 96, p. 138 – 145, ISSN 0169-2046.
- NILSSON, K. et al. 2011. *Forests, Trees and Human Health*. Londýn: Vydavateľstvo Springer, 427 pp. ISBN 978-90-481-9805 4.
- ODUM, E. P. 1977. *Základy ekologie*. Praha: Vydavateľstvo Academia, 733 pp., ISBN 509-21-857.
- PLESNÍK, P. 2002. Fytogeograficko-vegetačné členenie. In *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava: Ministerstvo životného prostredia SR, 113 pp., ISBN 80-88833-27-2.
- RYVARDEN, L., GILBERTSON, R. L. 1993. *European Polypores Part 1: Abortiporus-Lindtneria*. Oslo: Synopsis 6. Fungiflora, 387 pp., ISBN 8290724128.
- SEEHANN, G. 1979. Holzzerstörende Pilze an Strassen und Parkbaumen in Hamburg. In *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*. Vol.71, p. 193-321, ISBN 978-3-86446-046-3.
- SCHMIDT, O. 2006. *Wood and tree fungi. Biology, damage, Protection and Use*. Berlin: Vydavateľstvo Springer, 335 pp. ISBN 3-540-32138-1
- SCHWARZE, F. W. M. R. et al. 2004. *Fungal strategies of wood decay in trees*. Berlin: Vydavateľstvo Springer, 195 pp., ISBN 3-540-67205-2.
- SUPUKA J. et al. 1991. *Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene*. Bratislava: VEDA, 308 pp., ISBN 80-224-0128-5.
- TERHO, M., HALLAKSELA, A. M. 2008. Decay characteristics of hazardous *Tilia*, *Betula*, and *Acer* trees felled by municipal urban tree managers in the Helsinki City Area. In *Forestry*, No.81, p.151 – 159, ISSN 0015-752x..



# DATA BÁZA ABIOTICKÝCH KOMPLEXOV AKO KRAJINNO-EKOLOGICKÝ PODKLAD PRE INTEGROVANÝ MANAŽMENT KRAJINY V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

ERIKA KOČICKÁ<sup>1</sup> – DUŠAN KOČICKÝ<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Katedra UNESCO pre ekologické vedomie a trvalo udržateľný rozvoj, Fakulta ekológie a environmentalistiky, TU vo Zvolene, T. G. Masaryka 27, 960 53, Zvolen, kocicka@tuzvo.sk

<sup>2</sup> Esprit s.r.o., Pletiariska 2, 969 01 Banská Štiavnica, kocicky@esprit-bs.sk

## ABSTRACT

Kočická, E., Kočický, D.: **Database of abiotic complexes as a landscape-ecological basis for integrated landscape management in the Slovak Republic**

The real tool for achieving of sustainable development is an integrated landscape management. It was defined by Agenda21. It means an integrated approach to planning and to management of landscape resources. In the Slovak Republic the concept of integrated landscape management overcame development on the theoretical-methodological, conceptual and implementational sites. Current is the integrated landscape management defined in the legislation and desired and implemented by several spatial planning processes. A necessary condition for application of the integrated landscape management is existence of reliable landscape ecological base. Since 2000 is built and fulfillment an extensive database of spatial data, so-called „Landscape-ecological base of the integrated landscape management“. Basis of this databases represent the abiotic complexes.

**Key words:** abiotic complexes, landscape ecological basis, integrated landscape management, Slovak Republic

## ÚVOD

Významné miesto v súčasných smeroch komplexnej starostlivosti o krajinu zaujíma integrovaný manažment krajiny (IMK). Pojem „integrovaný manažment krajiny“ sa objavil už v AGENDE 21 (1992). Zdôvodnenie potreby, ako aj vysvetlenie podstaty integrovaného prístupu ku krajine, uvádza kapitola 10 pod názvom: „Integrovaný prístup k plánovaniu a hospodáreniu so zdrojmi krajiny“. Dokument definuje zásady IMK ako významného nástroja udržateľného rozvoja: na to, aby krajina mohla naďalej plniť všetky svoje funkcie a zároveň uspokojovať novodobé potreby ľudskej spoločnosti v zmysle koncepcie trvalo udržateľného rozvoja (TUR), musí byť integrovaná manažovaná. Zachovanie prírodných systémov v krajine pre budúce generácie vyžaduje cieľave-

domé ovplyvňovanie vzťahov (interakcií) medzi socioekonomickým rozvojom krajiny a stavom životného prostredia a túto komplexnú politiku TUR je možné v jednotlivých krajinách zabezpečiť jedine integráciou politík relevantných rezortov prostredníctvom IMK. IMK je tak v pozícii reálneho nástroja na dosiahnutie TUR.

V podmienkach Slovenskej republiky (SR) prekonala koncepcia IMK vývoj po teoreticko-metodickej, pojmovej aj realizačnej stránke – od komplexného hodnotenia krajiny a výrazného obdobia rozvoja krajinno-ekologického plánovania LANDEP (LANDscape Ecological Planning) (RUŽIČKA, MIKLÓS, 1979, 1982, 1990) a integrovaného manažmentu prírodných zdrojov (AGENDA 21, 1992), cez koncepcie krajinných syntéz, ekologizáciu územno-plánovacích procesov a integráciu krajinno-ekologického plánova-

nia do územného plánovania, integráciu LANDEP a územných systémov ekologickej stability (ÚSES) do environmentálnej legislatívy, cez implementáciu integrujúcich nástrojov až po súčasné chápanie a realizáciu integrovaného manažmentu krajiny.

Nevyhnutnou podmienkou uplatňovania integrovaného riadenia krajiny prostredníctvom reálnych nástrojov, ktorými sú jednotlivé priestorové plánovacie procesy, je existencia spoľahlivých krajinnno-ekologických podkladov. V SR, vychádzajúc z aktuálnej legislatívy, dostupných podkladov a z potrieb spoločenskej praxe, je už niekoľko rokov budovaná a napĺňaná rozsiahla databáza priestorových údajov, ktorá má slúžiť ako tzv. „krajinnno-ekologická základňa integrovaného manažmentu krajiny (KEZ IMK)“.

## INTEGROVANÝ PRÍSTUP KU KRAJINE V SR

Integrovaným prístupom ku krajine, ako uvádzajú MIKLÓS (2009), MIKLÓS, KOČICKÁ et al. (2011), je možné z krajinnno-ekologického hľadiska zabezpečiť komplexný, celostný manažment celého územia a pre všetky činnosti, ktoré v danom území majú byť. Vysvetlenie vychádza zo základných téz o krajine a jej využívaní:

- priestor je len jeden, žiaden iný nemáme, preto sa všetky činnosti musia zmestiť do toho istého priestoru (Zem, kontinent, región, katastrálne územie);
- tento priestor je vyplnený hmotnými entitami geosféry (môžu sa nazývať akokoľvek, napr. komplexy, geosystémy), ide teda o systém integrovanej jednoty priestoru, polohy a všetkých ostatných vzájomne prepojených hmotných zložiek (prvkov) geosystému;
- ak nejaká činnosť poškodí jednu zložku geosystémov, narušia sa aj ostatné. Zmení sa aj celkové fungovanie, ekologická rovnováha a stabilita krajiny, následne aj potenciál krajiny plniť požiadavky a potreby spoločnosti. Zároveň však platí aj téza:
- ak uplatníme optimálne opatrenia na organizáciu a využívanie krajiny, ktoré vychádzajú z integrovaného prístupu, chránime krajinu ako celok, teda aj všetky jej zložky naraz (napr. ak uplatníme optimálne umiestnenie

a obhospodarovanie vegetácie, lúk, pasienkov, chránime tým súčasne biodiverzitu, kvalitu vody, pôdy pred eróziou, akumuláciu materiálu, mikroklimu).

Za vedecké východisko integrovaného prístupu ku krajine je považovaná definícia krajiny ako geosystému: „Krajina je komplexný systém priestoru, polohy, georeliéfu a ostatných navzájom funkčne prepojených hmotných prirodzených a človekom pretvorených aj vytvorených prvkov, najmä geologického podkladu a pôdotvorného substrátu, ovzdušia, vodstva, pôdy, rastlinstva a živočíšstva, umelých objektov a prvkov využitia územia, ako aj ich väzieb vyplývajúcich zo sociálno-ekonomických javov v krajine. Krajina je životným prostredím človeka a ostatných živých organizmov“ (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 1997, Zákon č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku, v znení Zákona NR SR č. 237/2000 Z. z...). Takéto chápanie umožňuje aj reálnu využiteľnosť koncepcie krajiny v legislatívnych nástrojoch aj v plánovacej praxi.

V priestorovo-plánovacej praxi je veľmi dôležitým aspektom geosystémového prístupu ku krajine charakteristika štruktúry krajiny. Štruktúra krajiny predstavuje zákonité priestorové rozloženie kvantitatívnych javov a kvalitatívnych vlastností krajiny, ktoré sa spájajú do komplexných fyziognomicko-ekologických alebo funkčných celkov (ŠTEFFEK et al, 2008). Štruktúra krajiny tvorí základ aj pre triedenie krajiny, či už je to typizácia, klasifikácia alebo regionalizácia (RUŽIČKA et al., 1978, RUŽIČKA, 2000). Štruktúru krajiny ako geosystému podľa genézy, fyzického charakteru a vzťahu k využívaniu krajiny človekom členíme na tri subštruktúry (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 1997; MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (EDS.) ET AL., 2002; MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 2011):

- primárna (pôvodná, prvotná) štruktúra krajiny (PKŠ) – predstavuje súbor tých zložiek krajiny a ich vzťahov, ktoré tvoria pôvodný a trvalý základ pre ostatnú štruktúru. Patria sem:
  - abiotické prvky geosystému: geologický podklad a substrát, pôdy, reliéf, vodstvo, ovzdušie,
  - pôvodná prirodzená vegetácia a živočíšstvo, ktoré sa však v reálnej krajine objavujú len zriedka.

- sekundárna (druhotná) štruktúra krajiny – zahŕňa rozmanitý súbor tých hmotných prvkov krajiny, ktoré v súčasnej dobe vyplňajú zemský povrch. Tvoria ju súbory človekom ovplyvnených prirodzených a človekom čiastočne alebo úplne pozmenených dynamických systémov, ako aj novovytvorených umelých prvkov (RUŽIČKOVÁ, RUŽIČKA, 1973). Prvky druhotnej štruktúry krajiny možno charakterizovať z hľadiska:
  - spôsobu využitia zeme (fyzické formy využitia zeme – land-use) alebo ako krajinná pokrývka (land-cover) – fyziognomicko-funkčné hľadisko;
  - ich biotického obsahu (reálna vegetácia a živočíšstvo) – fyziognomicko-ekologické hľadisko;
  - ich priestorovej štruktúry – štruktúrno-priestorové hľadisko (MIKLÓS, ŠPINEROVÁ, 2011).

Medzi druhotnou štruktúrou krajiny a využívaním krajiny existuje veľmi úzky vzťah, druhotná štruktúra je priestorovým prejavom aktivít využívania krajiny. Pre krajinnno-ekologické hodnotenia má význam uvažovať s tzv. súčasnou krajinnou štruktúrou (SKŠ), pod ktorom rozumieme súčasný stav krajinnnej pokrývky. Druhotná štruktúra krajiny je podmienená zložkami (RUŽIČKOVÁ, RUŽIČKA, 1973) prvej štruktúry krajiny a zároveň sa na ňu viažu prvky terciárnej štruktúry krajiny. Druhotná štruktúra krajiny je sféra, o ktorú má človek najbezprostrednejší záujem, je výsledkom zmien štruktúry krajinného prostredia človeka (DRDOŠ ET AL., 1996).

- terciárna (socioekonomická) štruktúra krajiny (TKŠ) je súbor nehmotných prvkov a javov charakteru záujmov, prejavov a dôsledkov jednotlivých odvetví v krajine, ktoré sú krajinnnoekologicky relevantné a majú priestorový prejav (DRDOŠ ET AL., 1996), viažu sa na hmotné prvky prvej a druhotnej štruktúry krajiny, vyplývajú z ich väzieb a vzájomných vplyvov s činnosťami a na činnosti človeka. Konkrétne prvky TKŠ označujeme termínom socio-ekonomické javy/faktory v krajine (SEJ). Sú definované v predpisoch právneho charakteru – v zákonoch, vyhláškach, smerniciach, normách, metodických pokynoch, konvenciách, ako aj v dokumentoch koncepcného charakteru, ako sú plány, projekty, v rozvojových dokumentoch ako sú Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja (PHSR) obcí, Miestna AGENDA 21, v dokumentoch územných systémov ekologickej stability (ÚSES), v rezortných rozvojových koncepciách a pod.. Priestorový prejav SEJ má charakter zón, úsekov, pásiem, oblastí, oblastí, chránených území, ktoré sú vymedzené zákonom alebo inými dokumentmi rôzneho stupňa záväznosti. Vzťahujú sa na tie oblasti činností človeka, ktoré majú priestorové nároky. SEJ sú nositeľmi usmernení, obmedzení a zákazov voči ľudským činnostiam (MIKLÓS, ŠPINEROVÁ, 2011).

Prvky a zložky jednotlivých štruktúr tvoria jeden celok úzko previazaný tokmi hmoty, energií a informácií. Kľúčovým aspektom geosystémového prístupu je charakteristika a určenie úlohy prvej, druhotnej a terciárnej štruktúry krajiny pre priestorové plánovacie procesy.

## NÁSTROJE INTEGROVANÉHO MANAŽMENTU KRAJINY V SR

Princípy integrovaného prístupu ku krajine a k manažmentu prírodných zdrojov sa v SR presadzujú úspešne a na relatívne dobrej úrovni. Sú podporované metodickými aj legislatívnymi nástrojmi. Niektoré sú v kompetencii rezortu životného prostredia, iné v kompetencii ďalších rezortov. V podmienkach SR aktuálne naplňajú princípy IMK nasledovné inštitucionalizované odvetvové priestorovo-plánovacie manažmentové nástroje IMK:

- ochrana prírody a krajiny;
- územné plánovanie (vrátane krajinnno-ekologického plánovania – LANDEP a územných systémov ekologickej stability – ÚSES);
- manažment riečnych povodí – vodné plánovanie;
- protipovodňová ochrana;
- pozemkové úpravy;
- lesné hospodárske plánovanie.

Z príbuzných nástrojov je to integrovaná prevencia a kontrola znečisťovania (IPKZ) a posudzovanie vplyvov na životné prostredie (Environ-

mental Impact Assessment – EIA a Strategic Environmental Assessment – SEA).

Uvedené nástroje majú v SR legislatívnu podporu v podobe zákonov (Zákon NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov, Zákon Federálneho zhromaždenia Československej socialistickej republiky č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku (stavebný zákon) v znení neskorších predpisov, Zákon Národnej rady (NR) SR č. 364/2004 Z. z. o vodách (vodný zákon) v znení neskorších predpisov, Zákon NR SR č. 7/2010 Z. z. o ochrane pred povodňami, Zákon Slovenskej národnej rady (SNR) č. 330/1991 Zb. o pozemkových úpravách... v znení neskorších predpisov, Zákon NR SR č. 326/2005 Z. z. o lesoch (lesný zákon) v znení neskorších predpisov, Zákon NR SR č. 39/2013 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania (IPKZ), Zákon NR SR č. 24/2006 Z. z. o posudzovaní vplyvov na životné prostredie (EIA/SEA) v znení neskorších predpisov, vrátane súvisiacej legislatívy, z ktorých explicitne vyplýva potreba pre vykonávanie IMK.

Najviac sa princípy IMK v rámci právnych nástrojov SR v súčasnosti objavujú v zákone o územnom plánovaní a stavebnom poriadku (stavebnom zákone) v podobe aktuálne platnej novely – Zákona NR SR č. 237/2000 Z. z. a v Zákone NR SR č. 7/2010 Z. z. o ochrane pred povodňami. „Územným plánovaním sa sústavne a komplexne rieši priestorové usporiadanie a funkčné využívanie územia, určujú sa jeho zásady, navrhuje sa vecná a časová koordinácia činností ovplyvňujúcich životné prostredie, ekologickú stabilitu, kultúrno-historické hodnoty územia, územný rozvoj a tvorbu krajiny v súlade s princípmi trvalo udržateľného rozvoja“ (§1 ods. 1 stavebného zákona). Všetky činnosti, definované v súvislosti s ochranou pred povodňami, majú charakter IMK.

Aktuálny stav podmienok vykonávania IMK na Slovensku uvádza práca MIKLÓS, KOČICKÁ et al. (2011) nasledovne: „Slovenská republika pristúpila k väčšine medzinárodných environmentálnych dohôdov a ich vykonávacích protokolov, ktoré súvisia s IMK. Tak isto možno povedať, že Slovensko má vyhovujúcu bázu pre tento trend, teda potrebné právne predpisy, koncepčné dokumenty, informačné nástroje, ako aj základ-

né inštitucionálne predpoklady pre plnenie medzinárodných záväzkov SR podporujúcich IMK. Napriek dlhodobej politickej, vedeckej a právnej podpore, sa pre rôzne príčiny IMK u nás nevykonáva. Hlavný problém jeho aplikácie do reálnej praxe spočíva v rôznom chápaní integrovaného prístupu v rôznych odvetviach, resp. nepochopenie podstaty integrovaného prístupu“.

## KRAJINNO-EKOLOGICKÁ ZÁKLADŇA IMK

Jednou z rozhodujúcich a nevyhnutných podmienok rozvoja integrovaných prístupov je vybudovanie integrovaného priestorového informačného systému, ktorý poskytuje jednotnú, pre všetky sektory prístupnú priestorovo-informačnú bázu o krajine – krajinno-ekologická základňa integrovaného manažmentu krajiny, KEZ IMK.

Európska Smernica INSPIRE 2007/2/EC (INSPIRE – INFrastructure for SPatial InfoR-mation in Europe) zaväzuje členské štáty EÚ prevádzkovať priestorový informačný systém na jednotnom kartografickom základe, s mnohými zjednotenými informáciami na báze technológií geografických informačných systémov (GIS).

Pre racionálne využívanie krajiny slovenská legislatíva (priamo Zákon NR SR č. 3/2010 Z. z. o národnej infraštruktúre pre priestorové informácie – NIPI) predpisuje krajinno-ekologickú základňu integrovaného manažmentu krajiny. Podstatou je integrované spracovanie prvotnej, druhotnej aj terciárnej štruktúry krajiny (geo)systémovým prístupom, ako ich vyjadrenie vo forme priestorových komplexov. Ministerstvo životného prostredia (MŽP) SR od roku 2000 zabezpečuje vytvorenie KEZ IMK. Využívanie KEZ IMK je priamo zachytené tiež v zákone o ochrane pred povodňami (Zákon NR SR č. 7/2010 Z. z.), ktorý KEZ IMK priamo definuje.

Kartografickú bázu KEZ IMK tvoria geodetické a kartografické diela a tzv. Základná báza pre geografické informačné systémy (ZB GIS). Systém dopĺňujú vecné informácie v rámci KEZ IMK, informácie zhromaždené v rámci GEOFOND-u, ale aj rôzne atlasové diela, katalógy a ďalšie priestorové informácie z rôznych rezortov.

Krajinno-ekologickou základňou pre IMK v zmysle vyššie uvedeného sú geosystémy, rôznych pomenovaní, niekoľkých hierarchických úrovní, niekoľkých typov podľa vnútornej štruktúry a niekoľkých postupov na ich vyčleňovanie. Priestorovými jednotkami (geosystémami) s najširším využitím v súčasných krajinno-ekologických hodnoteniach a priestorových plánovacích procesoch v SR sú abiotické komplexy (abiokomplexy, ABK). Možno ich stotožniť so základom KEZ IMK.

Abiotický komplex je vo všeobecnosti chápaný ako zložitý, časovo-priestorový, látkovo-energeticko-informačný, priestorovo ohraničený relatívne homogénny geosystém skladajúci sa z krajinných prvkov abiotickej povahy zjednotených vzájomnými väzbami. Takáto jednotka vytvára existenčné podmienky pre rastlinstvo, živočíšstvo, ľudskú spoločnosť, jej socioekonomické aktivity a produkty, s ktorými vstupuje do intenzívnej interakcie. Prakticky orientovanú definíciu ABK podáva KOČICKÁ (2004): Abiokomplexy sú kvázi homogénne priestorové jednotky z hľadiska všetkých uvažovaných parametrov všetkých uvažovaných vlastností prvkov abiotickej časti prvotnej štruktúry krajiny, ako aj procesov a javov prebiehajúcich v hraniciach týchto jednotiek. Svojou homogenitou dávajú takéto komplexné jednotky rovnakého typu rovnaké predpoklady pre správanie sa procesov v rámci nich a predpoklady pre rovnaké spoločenské využitie, čo z týchto jednotiek robí najpoužívanejšiu informačnú priestorovú databázu pre väčšinu aplikovaných krajinno-ekologických výskumov. Na rovnakej úrovni ako ABK možno vyčleniť tzv. biotické komplexy (z prvkov krajiny biotickej povahy) a socio-ekonomické komplexy (tvorené prvkami socio-ekonomického charakteru). K ABK možno priradiť akúkoľvek doplnujúcu charakteristiku, z primárnej, sekundárnej či terciárnej štruktúry krajiny (potenciálna prirodzená vegetácia, využitie zeme, biotopy, socio-ekonomické javy atď.) a vytvárať tak niekoľko typov geosystémov podľa ich vnútorného obsahu (fyzicko-geografické komplexy, krajinno-ekologické komplexy, integrované geosystémy a pod.). Všetky takto vymedzené geosystémy sú kvázi homogénnymi priestorovými jednotkami vyčlenenými na základe vybraných vlastností krajiny,

možno ich rôznym spôsobom interpretovať, hodnotiť, aplikovať. Táto vlastnosť robí z abiokomplexov vhodný podklad pre akékoľvek odvetvové priestorové plánovanie v rámci IMK.

Databáza sa stala podkladom pre spracovanie aktualizácie niekoľkých projektov regionálnych územných systémov ekologickej stability, bola tiež využitá v rámci riešenia niekoľkých projektov miestnych územných systémov ekologickej stability, spracovaných predovšetkým v rámci projektov pozemkových úprav.

Existujúca databáza abiotických komplexov je využívaná aj v rámci napĺňania koncepcie tzv. reprezentatívnych potenciálnych geoeosystémov (REPGES). Spracovanie máp REPGES je súčasťou projektov miestnych ÚSES. Na celoslovenskej úrovni, na úrovni mapovej mierky 1 : 500 000, boli spracované REPGES autormi Miklós, Kočická, Kočický v Atlase krajiny SR (MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et al., 2002). Na území SR tak bolo vyčlenených celkovo 120 typov potenciálnych REPGES. Tieto boli východiskom pre ich ďalšie rozpracovanie. Knižne bola koncepcia vydaná pod názvom „Atlas reprezentatívnych potenciálnych geoeosystémov“, ktorý vyšiel v dvoch vydaniach (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ et al., 2005, 2006). Príklad regionálneho spracovania uvádza publikácia „Model reprezentatívnych geoeosystémov na regionálnej úrovni“ (IZAKOVIČOVÁ, Z., MIKLÓS, L., MOYZEOVÁ, M., et al., 2011). V súčasnosti sa pracuje na prípravách aktualizácie REPGES na úrovni SR na podklade údajov KEZ IMK.

## METODIKA A POSTUP

Databáza abiokomplexov bola/je spracovávaná od r. 2003 spoločnosťou Esprit, s.r.o., Banská Štiavnica v rámci priebežne riešených úloh. Databáza bola spočiatku napĺňaná v podobe tradične chápaných abiotických komplexov pre potreby rôznych aplikovaných krajinno-ekologických postupov, predovšetkým ako súčasť projektu „Komplexný program protieróznej ochrany a návrh opatrení na zvýšenie retenčnej schopnosti územia SR v členení podľa čiastkových povodí – povodia tokov Hron, Ipeľ, Rimava, Slaná, Poprad-Dunajec, Bodva, Bodrog, Hornád“ (KOČICKÝ, D. et al., 2004 – 2007). Systematickejšie rozpra-

covanie nadobudla priestorová databáza v rámci riešenia geologickej úlohy „Zostavovanie Geologických máp v mierke 1 : 50 000 pre potreby Integrovaného manažmentu krajiny“ (MALÍK et al., 2007) zastrešovanej Štátnym geologickým ústavom Dionýza Štúra (ŠGÚDŠ). Komplexnú podobu nadobudla databáza v r. 2011 v rámci ďalšej úlohy ŠGÚDŠ „Komplexná geologická informačná báza pre potreby ochrany prírody a manažmentu krajiny (GIB-GES)“ (MALÍK et al., 2011). V rámci tohto projektu bola prehodnotená existujúca databáza abiokomplexov, boli spracované doplňujúce charakteristiky (expozícia, nadmorská výška, oslnenie, klimatický typ, polohové a regionálne charakteristiky horizontálnej a vertikálnej členitosti), revízia priebehu hraníc geomorfologických jednotiek na úrovni mierky 1 : 50 000, vyčlenenie polohových jednotiek georeliéfu s využitím dovedy uskutočnených prác v rámci geologickej úlohy 03 03 „Zostavovanie geologických máp v mierke 1 : 50 000 pre potreby integrovaného manažmentu krajiny“ (MALÍK et al., 2007). Výstupom projektu bolo vytvorenie multifunkčných využiteľných morfologických a geologických podkladov primárnej krajinej štruktúry, doplnených údajmi o hladinách o smeroch prúdenia podzemných vôd.

Konštrukcia abiokomplexu (aj ostatných geosystémových jednotiek) vychádza zo systémového prístupu ku krajine (krajina ako geosystém). Abiokomplexy sú vytvárané metódou postupnej superpozície (overlaymap) relevantných analytických podkladov, pri súčasnom využití metódy vedeckeho faktora (prvku), čo znamená preferovanie prvku krajiny, ktorého priestorová diferenciácia je vysoká, ľahko pozorovateľná, vierohodným spôsobom získavaná a existujú významné korelácie medzi priestorovou diferenciáciou tohto prvku a priestorovou diferenciáciou parametrov ďalších uvažovaných prvkov. Všetky uvedené predpoklady najlepšie spĺňa georeliéf. Navyše georeliéf je jedným z rozhodujúcich prirodzených diferenciálnych faktorov v krajine a zásadne ovplyvňuje horizontálny aj vertikálny tok látky z energie v krajine. Postup vychádza z koncepcie geoekologickej syntézy a regionalizácie, rešpektuje zákonité vertikálne väzby medzi prvkami krajiny tak, aby vytvorené jednotky boli vnútorne konzistentné.

V krajine chápanej ako geosystém fungujú

dva základné typy väzieb, a to vertikálne a horizontálne:

Syntéza podľa vertikálnych väzieb je výsledkom rozčlenenia územia na spomínané relatívne homogénne areály s presne určeným súborom topických vlastností (abiokomplexy, fyzicko-geografické komplexy, krajinnno-ekologické komplexy a pod.).

Syntéza podľa horizontálnych väzieb rozčleňuje územie na priestorovo-štruktúrne územné jednotky chorického charakteru. HRNČIAROVÁ, MIKLÓS (1984), MIKLÓS, HRNČIAROVÁ, KOZOVÁ (1984) a následné práce definujú tzv. elementárne gravitačné areály – na základe smeru gravitácie. Doplňujúcou informáciou k digitálnej databáze abiokomplexov sú dve „horizontálne“ charakteristiky – prispievajúca plocha a zaradenie do tzv. podrobného hydrologického povodia.

Databáza abiokomplexov bola vypracovaná na podklade základných topografických máp S-JTSK\_Krovak\_East\_North v mierke 1:10 000. Pri zostavovaní a naplňaní databázy boli využívané existujúce možnosti prostredia GIS, so snahou zachytiť najnovšie trendy využívania relevantných GIS nástrojov. Jednalo sa o prácu s rozsiahlymi databázami, za použitia metód modelovania, boli využívané metódy analytické, syntetické, simulačné i geoštatistické.

Vyčlenenie abiokomplexov bolo (s prihliadnutím na reálne možnosti) uskutočnené na základe údajov o georeliéfe, horninách a pôde. Informácie boli doplnené podľa digitálnej geologickej mapy Slovenska 1:50 000 (KÁČER et al., 2005, aktualizovaná), digitálnej mapy genetických typov a hrúbok kvartéru v mierke 1:50 000 (MALÍK et al., 2007), digitálnej mapy pôdnych typov 1:50 000 (MALÍK et al., 2007), digitálnej mapy geomorfologických jednotiek 1:10 000 zostavenej na základe mapy geomorfologického členenia v Atlase krajiny SR (Mazúr, Lukniš, 1986, upravená, In: MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et al., 2002), mapy geomorfologických pomerov SR v mierke 1:500 000 (Mazúr, Činčura, Kvitkovič, 1980, upravená In: MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et al., 2002), mapy Morfologicko-morfometrické typy reliéfu (Tremboš, Minár, In: MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et al., 2002), mapy klimatickogeografických typov z Atlasu



SSR (Tarábek in: MAZÚR et al., 1980), digitálneho modelu georeliéfu s rozlíšením 20m (DMR 20-SK), satelitných snímok LANDSAT a niektorých syntetických máp v mierke 1: 500 000 v Atlase krajiny SR (typy abiotických komplexov, krajinnokoekologické komplexy, územný systém ekologickej stability autorov Miklós, Kočická, Kočický, In: MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et. al., 2002) a pod. Informácie o ďalších abiotických krajinných prvkoch (vodstva a ovzduší) boli doplnené na základe interpretácie reliéfovo-horninovo-pôdneho komplexu a interných materiálov inštitúcií spravujúcich príslušné údaje.

Z mapy geomorfologického členenia 1 : 500 000 (MAZÚR, LUKNIŠ, 1986) bolo prebrané hierarchické členenie jednotiek. Hranice jednotiek boli upravované na základe ZB GIS, digitálneho modelu terénu a z neho odvodených morfometrických charakteristík, digitálnej geologickej mapy 1 : 50 000, digitálnej mapy riečnej siete, máp horizontálnej a vertikálnej členitosti a satelitných snímok, tak aby rešpektovali geomorfologické, geologické a tektonické pomery územia vyjadrené v príslušnej mierke. Takto ohraňované jednotky boli potom štatisticky vyhodnotené a charakterizované sumárnymi ukazovateľmi. Pre potreby následnej regionalizácie boli jednotlivé areály abiokomplexov zaradené do zodpovedajúcich geomorfologických jednotiek.

Tvorba digitálnej databázy metodicky vychádzala z mnohých prác. Spracovanie morfometrických reliéfnych charakteristík sa opieralo o viaceré teoretické práce venujúce sa tejto problematike: KRCHO, 1973; KRCHO, 1983; KRCHO, 1991; MIKLÓS et al., 1990; HOFIERKA, 1997; HOFIERKA, ŠŪRI, 1996 a pod. Geomorfologickej regionalizácii, vymedzovaniu elementárnych foriem reliéfu, problémom mierky a hierarchickému rádu geomorfologických foriem sa vo svojich prácach rozsiahlo venoval Minár (MINÁR, 1992; MINÁR, 1994; MINÁR, 1998). Pre vymedzenie polohových jednotiek reliéfu bola podkladovou mapou spracovaná digitálna verzia mapy geomorfologického členenia SR autorov MAZÚRA a LUKNIŠA (1986) a doplnkovým podkladom mapa Morfológicko-morfometrických typov reliéfu SR autorov Tremboša a Minára (In: MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et. al., 2002) a digitálny model reliéfu (DMR) Slovenskej re-

publiky v rastrovom formáte s rozlíšením 20x20m. Spracovanie podkladov prebiehalo v prostredí ArcGIS 9.3.

Základná údajová vrstva – morfograficko-morfometrické typy georeliéfu – bola vytvorená počítačom podporovanou vizuálnou on screen interpretáciou morfometrických vlastností reliéfu (digitalizácia na základe podkladových vrstiev) s ohľadom na definíciu morfografických typov a polohových foriem reliéfu, rešpektujúca polohovú presnosť ZB GIS. Na základe uvedených vlastností boli ohraňované tzv. elementárne formy georeliéfu – morfotopy. Na báze hraníc boli jednotkám priradené hodnoty atribútu morfograficko-morfometrického typu reliéfu podľa MINÁR (1998). Pri postupe konštrukcie morfograficko-morfometrických sa metodicky vychádzalo z koncepcie elementárnych foriem (kontrastného georeliéfu).

Interpretované morfometrické vlastnosti (nad-morská výška, sklonitosť, orientácia

voči svetovým stranám, vertikálna, horizontálna, celková členitosť, oslnenie, ...) boli vygenerované z DMR 20x20 a jednotlivým polygónom abiokomplexov priradené v priemernej, resp. prevládajúcej hodnote (pracovne aj v minimálnej a maximálnej). Pre spracovanie digitálnej mapy horizontálnej, vertikálnej a celkovej členitosti boli analyzované viaceré metódy a parametre výpočtu vertikálnej, horizontálnej a celkovej členitosti uvádzané v literatúre. Tieto metódy boli algoritimizované a naprogramované do prostredia ArcGIS. Výsledné digitálne vrstvy boli vytvorené kombináciou viacerých algoritmov, pri zohľadnení najvýraznejších morfologických hraníc, ktoré tvoria hranice diskontinuity, tak, aby čo najlepšie vyjadrovali charakter územia. Hodnoty boli následne priradené jednotlivým areálom abiokomplexov.

Digitálny model reliéfu 20x20 (DMR) bol odvodený z vektorových reprezentácií výškového poľa a „kostry“ reliéfu. Výškové pole bolo reprezentované líniovým vyjadrením (vrstevnice) a bodovým poľom (kóty) v priestorovej presnosti ZM 1 : 10000. Kostra georeliéfu bola definovaná ako zorientovaná riečna sieť (riečna sieť rešpektujúca pravidlá sieťovej topológie) v polohovej presnosti zodpovedajúcej ZB GIS.

Vychádzajúc z potrieb krajinného plánovania bola spracovaná vlastná vrstva tzv. geologicko-substrátového komplexu vyjadrujúca celoplošne (aj v oblastiach, kde nebol mapovaný kvartér) vlastností prívvrchovej zvetralinovej zóny. Atribúty boli na základe vytvorenej logickej schémy vychádzajúcej z vlastností reliéfu, genetického typu kvartérnych sedimentov a geologického podkladu priradované jednotlivým polygónom abiokomplexov. Následne bola táto klasifikácia využívaná pri typizácii abiokomplexov.

Hrúbky kvartérnych sedimentov boli odvodené na základe izolínií hrúbok kvartérnych uloženín. Pre jej zostavovanie bola použitá komplexná geologická preskúmanosť celého územia SR, ktorá bola doplnená databázou údajov z hydrogeologických (HG) a inžiniersko-geologických (IG) vrto, sond a iných zemných technických prác vrátane ich súradníc, hrúbok kvartéru, celkovej hĺbky a stručného litologického opisu formou symbolov. Okrem tejto databázy boli použité tiež údaje z geofyzikálnych a kvartérno-geologických rezov. Izolínie hrúbok boli digitálne spracované intervalovo spracované, aby čo najlepšie zodpovedali geologickej stavbe kvartéru Slovenska. Vrstva rešpektuje aktuálny DMR, ako aj hranice plôch výskytu príslušných genetických typov sedimentov.

V krajinnoeologických štúdiách sa, vzhľadom na obtiažnosť experimentálneho hodnotenia mikroklimatických podmienok na veľkých plochách, využíva ako ukazovateľ teplotného režimu geosystémov tzv. oslnenie, preto bola spracovaná táto vrstva ako základný mikroklimatický parameter. Pre vytvorenie modelu oslnenia bola použitá nadstavba SpatialAnalyst fungujúca nad GIS systémom ArcMap, obsahujúca modul na výpočet dĺžky a intenzity slnečnej radiácie. Dopad slnečného žiarenia na územie bol vyhodnotený pre rôzne definované časové intervaly, pričom berie do úvahy atmosférické vplyvy, zemepisnú šírku a nadmorskú výšku, sklon svahu, orientáciu voči svetovým stranám, dennú a sezónnu zmenu deklinácie Slnka, ako aj vplyv zatienenia okolitou topografiou. Vstupom do modelu bol digitálny model terénu s rozlíšením 20x20m odvodený z vrstevnicovej mapy 1 : 10 000, riečna sieť a vodné plochy. Výstupom modelu je tok globálneho žiarenia (priame žiarenie + difúzne žiarenie) vy-

jadrený vo Wh.m<sup>-2</sup> pre jednotlivé mesiace a celý rok. Prebehlo spresnenie hraníc klimatickogeografických typov (Tarábek, In: MAZÚR ET AL., 1980) na podklade DMR 1 : 10 000, klimatické charakteristiky boli superpozíciou priradené jednotlivým areálom abiokomplexov, boli prehodnotené ich kombinácie s nadmorskými výškami a morfológicko-polohovými typmi georeliéfu. Syntézou boli získané morfoklimatopy homogénne z hľadiska klimatických podmienok.

Charakteristika pôdnych subtypov bola prebratá z digitálnej mapy pôdnych typov 1:50 000 (MALÍK et al., 2007). Pôdy boli klasifikované v zmysle Morfogenetického klasifikačného systému pôd ČSFR (HRAŠKO et al., 1991; KOLEKTÍV, 2000). Vrstva pôdnej zrnitosti vznikla na základe vstupných dát obsiahnutých v pôdnych sondách (zrnitostné frakcie – piesok-prach-il v zmysle textúrneho trojuholníka). Na odvodenie mapy pôdnej zrnitosti bola použitá viacnásobná lineárna regresia a interpolácia v geograficky homogénnom prostredí s dostatočnou hustotou vstupného bodového poľa. Do geoštatistickej analýzy vstupovali dáta faktorov, ktoré ovplyvňujú pôdnu zrnitosť (substrátový komplex a vlastnosti reliéfu – sklon svahu, dĺžka svahu, topografický index, prispievajúca plocha, absolútna nadmorská výška, podiel erózie a akumulácie). Stanovili sa jednotlivé podiely zrnitostných frakcií, na základe ktorých sa pomocou štruktúrneho trojuholníka pôdnej zrnitosti stanovili kategórie pôdnej zrnitosti, resp. pôdne druhy. Pre lesné územia sa uvažovalo aj s informáciou z mapy lesných pôd. Odvodené hydrofyzikálne vlastnosti pôd sa vypočítali pomocou modelu SPAW. Všetky pôdne charakteristiky boli prepočítané na kvázi homogénnu jednotku – morfotop. Charakteristiky hĺbka pôdy a skeletnosť pôdy boli stanovené ako odvodené charakteristiky s využitím poznania zákonitých väzieb medzi priestorovou diferenciáciou pôdneho pokryvu a ostatných prvkov krajiny.

Následne boli prehodnotené nelogické kombinácie na základe poznania zákonitých vertikálnych väzieb medzi týmito parametrami navzájom, ako aj ich vzťahu ku klimatickým, hydrologickým a biogeografickým faktorom. Pri tejto činnosti boli uplatnené základné znalosti o povahe a intenzite vzájomných väzieb, charaktere v krajine prebiehajúcich procesov a z nich vyplývajúcich zá-

konitostiach priestorovej diferenciácie. Tieto jednotky nemožno vytvoriť len superpozíciou, nakoľko, vzhľadom na nepresnosti a kartografickú nejednotnosť jednotlivých podkladov, vznikajú nelogické kombinácie vlastností krajiny, malé nereálne plochy, tvary a poloha areálov. Syntetické jednotky bolo preto potrebné upraviť podľa logických funkčných vzťahov v rámci abiotických komplexov a problémové areály overiť v teréne.

Výškové hydrogeologické informácie – údaje o úrovniach hladín podzemných vôd pod terénom – boli získavané z archivovaných hydrogeologických vrtov (so záznamom o hĺbke hladiny podzemnej vody ich bolo v čase riešenia spolu 16 784) a zo spracovaných inžinierskogeologických sond (spolu 17 169)(Geofond ŠGÚDŠ). Z uvedeného počtu hydrogeologických vrtov boli vylúčené vrty s napätou (artézskou) hladinou podzemnej vody, do spracovania tak vstúpilo 16 380 bodových údajov z hydrogeologických vrtov. V Geofonde ŠGÚDŠ je archivovaných niekoľko desiatok tisíc správ inžiniersko-geologického charakteru, ktoré popisujú niekoľko stotisíc (podľa odhadov až 700 000 – MALÍK et al., 2011) inžiniersko-geologických vrtov. Boli vybrané sondy obsahujúce údaj o hĺbke hladiny podzemnej vody a také, ktoré bolo možné lokalizovať minimálne v systave S-JTSK a výškovom systéme Balt po vyrovnaní (B.p.v.) mierke 1:50000. Bolo potrebné vytvoriť jednotnú štruktúru dát, pozostávajúcu z maximálne zjednodušeného rámca dát o súradniciach sondy, jej nadmorskej výške, jej označenia, hĺbke a údajov o narazenej a statickej hladine podzemnej vody, resp. údaj, či bola podzemná voda sondou vôbec zastihnutá, aj dátum narazenia a ustálenia, ak takéto údaje existovali. Údaje o inžinierskogeologických sondách boli ukladané pomocou tabuľkového editora MS Excel. Prenesených údajov z archivovaných správ bolo celkovo 4734, čo predstavovalo 29,55% všetkých údajov o hĺbke hladiny podzemnej vody. Pre ostatné územia, nedotknuté požadovanými údajmi a v územiach budovaných horninovým prostredím typu hydrogeologického masívu bola vykonaná korelácia dát s morфометrickými charakteristikami reliéfu v abiokomplexoch. Na základe predpovede priemernej úrovne hladiny podzemnej vody pre každý polygón abiokomplexu podľa hodnoty hydromorfometrického koncentračného indexu boli

dáta extrapolované na úroveň rastra 200x200 m. Pre krasovatejúce horniny, resp. abiokomplexy tvorené z geologického hľadiska stredotriasovými a vrchnotriasovými vápencami a dolomitmi bol skúmaný ich vzťah k miestnej eróznej báze, pričom predpokladaný priebeh hladiny podzemnej vody bol explicitne stanovený na úroveň 2 m nad lokálnou eróznou bázou. Aj takto stanovené úrovne hladín podzemnej vody v krasovatejúcom horninovom prostredí boli následne extrapolované do gridu s rozmermi 200x200 m. Abiokomplexom bol priradený zodpovedajúci obehový typ podzemnej vody. Takto boli vyčlenené jednotlivé zóny, pre ktoré bola stanovovaná hĺbka hladiny samostatne metodikou najlepšie vystihujúcou zákonitosti obehu podzemnej vody v danom obehovom type zvodnenca a zohľadňujúcou zároveň početnosť hustotu vrtov v jednotlivých zónach. Týmto postupom bol pripravený finálny súbor validovaných vrtov s celkovým počtom 27 688 bodov. Pre tieto body bol s využitím digitálneho modelu reliéfu (DMR) vypočítaný atribút nadmorskej výšky vrtu. Odčítaním hĺbky hladiny pod terénom od nadmorskej výšky vrtu bola pre každý vrt stanovená nadmorská výška hladiny podzemnej vody. Bola spracovaná analýza počtu sond v regiónoch s rôznym obehovým typom a bol generovaný raster hladiny podzemnej vody pre jednotlivé regióny podľa obehových typov zvodnencov (Bahnová, Kočický, Malík, Mareta, In: MALÍK et al., 2011). Generovanie rastra hladiny podzemnej vody pre jednotlivé regióny podľa obehových typov zvodnencov prebehlo nasledujúcimi piatimi spôsobmi: 1) interpolovaním hladín podzemnej vody pre aluviálne územia a pre vybrané územia v susedstve alúvií (koncové formy georeliéfu); 2) interpolovaním hladín podzemných vôd pre nivy horských tokov; 3) interpoláciou hladín podzemnej vody na ostatných územiach s dostatočnou hustotou hydrologických vrtov; 4) interpolovaním hladín podzemnej vody oblastiach s obehovým typom hydrogeologického masívu pre horniny kryštalinika, neovulkanitov a flyšových sedimentov; 5) interpoláciou hladín podzemnej vody oblastiach s krasovým a krasovo-puklinovým obehom podzemných vôd.

Následne boli identifikované generálne smery prúdenia podzemných vôd. Postupy spočívali

v hodnotení základných črt hydrogeologických pomerov, v stanovení rozsahu tzv. efektívnych zrážok (rozdiel zrážkových úhrnov a reálnej evapotranspirácie v území), rozsahu dopĺňania podzemných vôd, identifikácii oblastí odvodňovania podzemných vôd a analýze identifikovaných smerov prúdenia v rámci existujúcich výskumov. Na výpočet reálnej evapotranspirácie boli uplatnené postupy reziduálneho (detrendované) krigovania, lineárna kroková regresia (napr. THORNTON et al., 1997; SITKOVÁ, 2000; TVEITO, 2002). Bola uplatnená kalkulácia potenciálnej evapotranspirácie podľa THORNTHWAITA (1984). Rastrová mapa podzemného odtoku kompilovaná z rastra efektívnych zrážok, na základe porovnania hydrogeologických pomerov územia s mapou odtoku podzemnej vody (KRÁSNÝ et al., 1981). Tieto informácie boli korelované a kalibrované (Malík, Švasta, In: MALÍK et al., 2011). Mapy smerov prúdenia podzemnej vody (smerových hydrogeologických dát) boli vytvárané extrapolovaním informácií obsiahnutých v hydrogeologických mapách všetkých úrovní (predovšetkým však 1:200 000 a 1:50 000) – základných hydrogeologických máp, účelových hydrogeologických máp generovaných v rámci vyhľadávacích a podrobných hydrogeologických prieskumov, archivovaných v Geofonde ŠGÚDŠ, ako aj účelových hydrogeologických máp, ktoré sú súčasťou komplexu máp geofaktorov životného prostredia. Pri ich spracovaní bolo potrebné pristúpiť k rektifikácii mapových podkladov, ich georeferencovaniu, vektorizácii hydroizohýps a vektorizácii v mapách uvádzaných smerov prúdenia podzemných vôd. V príslušnej štruktúre údajovej vrstvy sa ako atribúty okrem výšok hladín (pre hydroizohypsy) a azimutov (pre smery prúdenia) uvádzali aj referencie na príslušnú záverečnú správu, jej autora, rok odovzdania a archívne číslo, pod ktorým je táto správa uložená v Geofonde ŠGÚDŠ. Konečná forma smerov prúdenia vznikla potom doplnením a porovnaním údajov o odtoku podzemných vôd (podzemnom odtoku) kompilovaných z rastra efektívnych zrážok a porovnaných s mapou odtoku podzemnej vody (KRÁSNÝ et al., 1981). Mapa smerov prúdenia podzemnej vody pre celé územie SR z uvedených podkladových dát bola projektovaná tiež ako vektorové pole pre úroveň rastra 200x200 m

s využitím digitálneho modelu reliéfu (DMR) (MALÍK et al., 2011).

Doplnenie údajov o hladine podzemnej vody pre územie celého Slovenska bolo jedným z najvýznamnejších prínosov citovaného projektu. Uvedení autori upozorňujú prípadných užívateľov údajov o výškových úrovniach podzemných vôd pod povrchom terénu, že sa jedná o sumarizačné údaje zostavované s cieľom získania celoslovenského prehľadu o úrovniach hladín podzemných vôd pod terénom. V žiadnom prípade nie je možné použiť tieto dáta pre štúdie na užšej regionálnej alebo lokálnej úrovni – v takomto prípade je potrebné pristúpiť k zapracovaniu dostupných doplnkových údajov z ďalších (inžinierskogeologických) sond a najmä zohľadniť časové zmeny hladín podzemnej vody súvisiace s klimatickým cyklom na našom území.

Prispievajúca plocha bola odvodená v GIS z DMR a rastrovej reprezentácie smerov odtoku. Pre potreby výpočtu boli odvodené dve vrstvy reprezentujúce všesmernú orientáciu v rozsahu (0–360°) a osemsmernú orientáciu odtoku. Prispievajúca plocha bola počítaná algoritmom výsledného vektora – Dinf (TARBOTON, 1997) a to tak, aby z nej generovaná riečna sieť rešpektovala aktuálny priebeh riečnej siete ZB GIS. Priebeh riečnej siete sa zabezpečil integrovaním zrasterizovanej vrstvy reprezentujúcej riečnu sieť tak, aby toky nižších rádoz nezasahovali svojimi hodnotami (hodnotami pixlov) do tokov vyšších rádoz. Samotný výpočet bol počítaný nad rastrami vo formáte GeoTIFF v programe Taudem, ktorý umožňuje multivláknový výpočet nad veľkými rastrovými datasetmi. Výpočet bol nastavený tak, aby na svahoch (kde je vyžadovaný difúzný povrchový tok) bol použitý algoritmus Dinf a v riečnych korytách zas algoritmus D8, ktorý zabezpečuje konvergenciu toku (zabraňuje difúzii tam, kde má byť tok koncentrovaný).

Podrobné povodia boli ohraničené počítačom podporovanou vizuálnou on screen interpretáciou vodohospodárskej mapy 1: 50 000 a následne topologicky upravené podľa výškopisu, riečnej siete a ďalších relevantných objektov (hrádze, cestná sieť, vodné plochy a pod.) ZB GIS. Pre jednotlivé povodia bola stanovená hierarchická identifikácia (Hydrologické číslo povodia). Vytvoreným vrstvám hydrologických povodií boli následne pri-

radené atribúty charakterizujúce ich geometrické a hydrologické vlastnosti. Boli stanovené maximálna a minimálna nadmorská výška, priemerný sklon, plocha, tvar. Použité boli nástroje priestorových analýz GIS (Spatial Analyst).

Vrstva geodynamické javy je spracovaná vo vektorovej forme. Abiokomplexom boli priradené atribúty reprezentujúce geodynamické javy (svahové deformácie, výmoľová erózia, seizmicita, neotektonika a pod.) v prípade ich významnejšej prítomnosti a z hľadiska náchylnosti geologického prostredia na ne (krasovatenie, presadavosť). Hodnoty atribútov sa naplňali podľa zdrojových dát archivovaných v databáze ŠGÚDŠ: atlasu máp stability svahov, registra zosuvov, digitálnej geologickej mapy, mapy IG rajonizácie, registra svahových deformácií, neotektonickej mapy Slovenska. Výmoľová erózia je charakterizovaná z hľadiska prítomnosti erózných výmoľov v abiokomplexe.

Celoslovenská priestorová databáza abiotických komplexov bola spracovaná po jednotlivých čiastkových povodiach (Hron, Ipel', Rimava, Slaná, Poprad-Dunajec, Bodva, Bodrog, Hornád) ako samostatné triedy prvkov v rámci geodatabázy, preto bolo potrebné jednotlivé časti zjednotiť do celoslovenskej dátovej vrstvy. Následne bolo potrebné odstrániť topologické chyby na styku jednotlivých povodí. Takisto boli obsahovo plošne zjednotené polygóny na stykoch povodí. Vznikla jednotná priestorová databáza, pokrývajúca celé územie Slovenska, slúžiaca pre ďalšie kroky ako východisková priestorová báza (MALÍK et al., 2011).

V zmysle metodiky LANDEP sa jednalo o analýzy a syntézy. Krajinnno-ekologická analýza je v metodike LANDEP chápaná ako získavanie a homogenizácia informácií o prvotnej (pôvodnej), druhotnej (súčasnnej) a terciárnej (socioekonomickej) štruktúre krajiny, vytváranie vhodne konštruovanej priestorovej databázy – komplexných máp (abiokomplexy) je náplňou krajinnno-ekologických syntéz.

## RÁMCOVÁ CHARAKTERISTIKA ABIOKOMPLEXOV

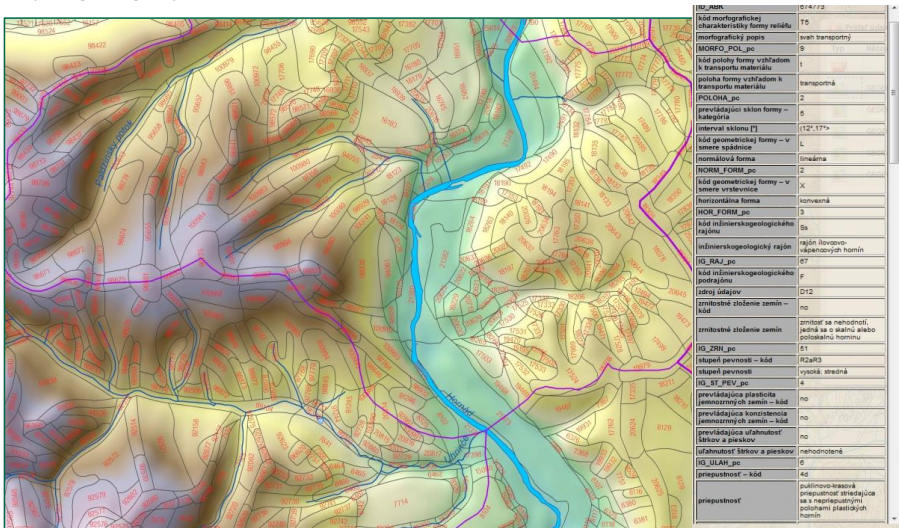
Vymedzené priestorové jednotky charakteru abiokomplexov obsahujú množstvo primárnych aj

odvodených informácií o krajine. Takáto priestorová databáza je rozsiahla, je spracovaná celoplošne pre územie Slovenska (cca 49 030 km<sup>2</sup>), na území Slovenska bolo vymedzených 925 506 areálov abiokomplexov. Tieto jednotky majú jednotne definovanú náplň, umožňujúcu čitateľnosť, jednoduché spracovanie a autorizáciu podkladových vstupných údajov. Každý ohraničený areál má jedinečný kód a je charakterizovaný súborom vybraných abiotických atribútov, pričom je zabezpečená logická nerozpornosť hodnôt systémovo súvisiacich atribútov v rámci každého areálu.

Jednotky výslednej digitálnej databázy abiokomplexov (MALÍK et al., 2011) sú tvorené a popísané parametrami, charakterizujúcimi hodnoty jednotlivých ukazovateľov vybraných vlastností krajiny:

- Topické charakteristiky reliéfu:
  - morfograficko-polohový typ abiokomplexu (morfografický popis, poloha vzhľadom k transportu materiálu);
  - prevládajúci sklon abiokomplexu;
  - prevládajúca orientácia abiokomplexu voči svetovým stranám;
  - normálová geometrická forma abiokomplexu;
  - horizontálna geometrická forma abiokomplexu;
  - morfologicko-morfometrický typ abiokomplexu;
  - minimálna nadmorská výška v abiokomplexe;
  - maximálna nadmorská výška v abiokomplexe;
  - priemerná nadmorská výška v abiokomplexe;
- Charakteristiky geologického podkladu:
  - litologicko-genetický opis abiokomplexov (genetické zloženie abiokomplexov, litologické zloženie abiokomplexov);
  - inžinierskogeologické vlastnosti abiokomplexu (inžiniersko-geologický rajón a podrajón; prevládajúce zrnitostné zloženie zemín, s prioritou vrchných horizontov, zatriedenie skalných a poloskalných hornín podľa stupňa pevnosti, prevládajúca plasticita jemnozrnných zemín,

- prevládajúca konzistencia jemnozrnných zemín, prevládajúca uľahnutosť štrkov a pieskov v zmysle vtedy platnej STN 72 1001, správanie sa hornín a zemín v styku s vodou – typ a intenzita priepustnosti, namŕzavosť, kapilárne vztlanie, objemové zmeny v zmysle vtedy platnej STN 72 1002 (zmrašťiteľnosť, napúčavosť, rozbriedavosť) a náchylnosť na presadavosť sprašových sedimentov podľa vtedy platnej STN 73 1001);
- geodynamický opis abiokomplexov (výskyt geodynamických hazardov (hrozieb) alebo náchylnosť územia k ich tvorbe – prítomnosť výmolevej erózie, seizmické zaťaženie stavieb územia podľa vtedy platnej STN 73 0036, prítomnosť krasových javov, neotektonická aktivita, informácia o prítomnosti a druhu svahových deformácií (roztrhanie masívu, rozvoľnenie masívu, blokové rozpadliny, blokové polia, zosuvy, svahové prúdy, skalné zrútenia, poddolované zosuvy, poddolované bloky a ich kombinácie) + informácia o prítomnosti skládok odpadov, ich druhu a počte;
  - Hydrogeologické charakteristiky abiokomplexu:
    - hydrogeologický index s charakterom
      - horniny;
      - koeficient prietochnosti;
      - koeficient filtrácie;
      - koeficient zásobnosti voľnej hladiny;
      - priemerná hĺbka hladiny podzemnej vody;
  - Charakteristiky kvartéru a geologicko-substrátového komplexu:
    - genetický typ kvartérnych sedimentov;
    - hrúbka kvartérneho pokryvu;
    - geologicko-substrátový komplex;
  - Charakteristiky pôdneho pokryvu:
    - pôdny typ a subtyp abiokomplexu;
    - pôdny druh;
    - hydrofyzikálne charakteristiky pôd (hĺbka pôdy, percentuálny podiel skeletu, percentuálny obsah humusu, bod vädnutia rastlín, koeficient filtrácie v nasýtenej zóne, poľná vodná kapacita, retenčná kapacita pôdy);
  - Klimatickogeografické charakteristiky:
    - tok globálneho žiarenia (oslnenie reliéfu);
    - klimatickogeografický typ a subtyp;
  - Geoeologická typizácia a regionalizácia:
    - hierarchický kód typu abiokomplexu;
    - polohová charakteristika geoeologického typu;



Obr. 1 Výrez z digitálnej vrstvy abiokomplexov s pripojenou databázou / zdroj: Malík et al., 2011/  
Fig. 1 Cutout from the digital abiocomplexes layer with connected database / source: Malík et al., 2011/

- členitosť geoeologického typu;
- charakteristika geoeologického subtypu.

Abiotický komplex charakterizovaný vyššie uvedenými parametrami je základnou priestorovou jednotkou (geosystémom), kostrou krajinnno-ekologickej základne pre IMK v SR.

V podobe samostatných údajových vrstiev boli predovšetkým pre potreby hodnotenia odtokových pomerov (integrovanej manažment povodí) spracované dve chorické charakteristiky reliéfu:

- prispievajúca plocha;
- číslo najmenšieho hydrologického povodia.

## ZÁVER

Pri vytváraní digitálnej mapy abiotických komplexov sa vychádzalo z vyššie uvedených teoretických princípov. Zároveň sa pri ich konštrukcii vychádzalo z potrieb environmentálnej a krajinnno-plánovacej praxe, tak, aby výsledná digitálna mapa čo najviac obsahovo vyhovovala požiadavkám metodík a priestorovo-plánovacích postupov uplatňovaných v rámci jednotlivých nástrojov IMK, prípadne, aby bol jej obsah jednoducho transformovateľný pre ich potreby. Spracovaná priestorová databáza abiokomplexov má presne definovaný súbor atribútov, takže je jednoduché implementovať ju do jednotlivých informačných systémov (napr. GEOIS, KEZ IMK), a tak ju sprístupniť odborne i širokej verejnosti. Spracované databázy vychádzajú z podkladov ZM 1 : 10 000, čo je v súčasnosti najpresnejší celoslovenský kartografický poklad. Zostavenie uvedených databáz je významným krokom k štandardizácii krajinnnoekologických podkladov (Malík, Kočický, IN: MALÍK et al., 2011).

Vytvorené údaje môžu byť pre nástroje IMK záväzným podkladom. Definovaná základňa umožní riadiť a rozhodovať prakticky vo všetkých čiastkových výstupoch IMK, v rámci všetkých aktuálnych inštitucionálnych nástrojov IMK v podmienkach SR (územné plánovanie, pozemkové úpravy, lesohospodárske plánovanie, vodné plánovanie, protipovodňové plánovanie, ale aj posudzovanie vplyvov na životné prostredie, strategické plánovanie, integrovaná prevencia a kontrola znečisťovania a pod). Takto získaná

databáza bola, je a predpokladáme, že aj neustále bude aktualizovaná a dopĺňaná podľa požiadaviek inštitúcií, výskumu, či praxe, ako aj odozva na rozvoj informačných technológií.

Okrem databázy abiotických komplexov sú na Slovensku dostupné aj ďalšie celoplošné digitálne databázy v podobnej podrobnosti spracovania – databáza potenciálnej prirodzenej vegetácie, vybraných vlastností súčasnej a terciárnej štruktúry krajiny. Databázy boli/sú, rovnako ako databáza abiokomplexov, tvorené a napĺňané spoločnosťou Esprit s.r.o., Banská Štiavnica ako súčasť komplexného informačného systému pre IMK, v rámci niekoľkých riešených úloh. Databáza abiotických komplexov je dostupná, okrem spoločnosti Esprit, s.r.o. Banská Štiavnica, v archíve odboru Geofondu ŠGÚDŠ, Mlynská dolina 1, Bratislava. Uvedené výsledky (okrem iných) boli zakomponované do prostredia Geologického informačného systému (GEOIS), aktuálne budovaného na ŠGÚDŠ. Aktuálne sa pripravuje využitie existujúcich databáz KEZ IMK pre potreby Povodňového varovného a predpovedného systému SR (POVAPSYS), ktorý buduje Slovenský hydrometeorologický (SHMÚ) atď.

## Pod'akovanie

Autori ďakujú agentúre VEGA za finančnú podporu pri riešení projektu VEGA č. 1/1138/12, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

## LITERATÚRA

- AGENDA 21 1992: *United Nations Conference on Environment and Development*. Rio de Janeiro (United Nations), A/Conf. 151/ 4.
- BELAŇOVÁ, E. 2014: *Krajinnno-ekologické aspekty integrovaného manažmentu krajiny v územnom pláne a v projekte pozemkových úprav*. Dizertačná práca, Zvolen : FEE TU, 120 s. (nepubl.).
- DRDOŠ, J. et al. 1996: *Metodická príručka k zákonu NR SR č.127/1994 Z.z. o posudzovaní vplyvov na ŽP, časť Ekologická únosnosť*. Bratislava : MŽP SR, 68 s.
- HOFIERKA, J. 1997: *Modelovanie prírodných javov v prostredí GIS*. Dizertačná práca, Bratislava : PRIF UK, 80 s. (nepubl.).
- HOFIERKA, J., ŠŮRI, M. 1996: *Modelling spatial and temporal changes of soil water erosion*. GEOGRAFICKÝ ČASOPIS, 48, Bratislava, s. 255-269.
- HRAŠKO, J, LINKEŠ, V., NĚMEČEK, J., NOVÁK,

- P., ŠALY, R. A ŠURINA, B. 1991: *Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR*. 2. vyd., Bratislava : VÚPÚ, 106 s., ISBN 80-85361-05-1.
- HRNČIAROVÁ, T., MIKLÓS, L. 1984: *Predpokladaná dynamika svahu z hľadiska vodnej erózie (Dolná Malanta)*. Záverečná správa, Bratislava : ÚBE CBEV SAV, 22 s. (nepubl.).
- IZAKOVIČOVÁ, Z., MIKLÓS, L., MOYZEOVÁ, M., ŠPILÁROVÁ, I., KOČICKÝ, D., HALADA, L., GAJDOŠ, P., ŠPULEROVÁ, J., BARÁNKOVÁ, Z., ŠTEFUNKOVÁ, D., KENDERESSY, P., ŠATALOVÁ, B., DOBROVODSKÁ, M., HRNČIAROVÁ, T., DAVID, S., KRŇÁČOVÁ, Z. 2011: *Model reprezentatívnych geoekosystémov na regionálnej úrovni*. Bratislava : ÚKE SAV, 96 s. + prílohy, ISBN 978-80-89325-20-7.
- KÁČER, Š. (ed.), POLÁK, M., BEZÁK, V., HÓK, J., TEŤÁK, F., KONEČNÝ, V., KUČERA, M., ŽEC, B., ELEČKO, M., HRAŠKO, I., KOVÁČIK, M., PRISTAŠ, J., KÁČER, Š., ANTALÍK, M., LEXA, J., ZVARA, I., FRITZMAN, R., VLACHOVIČ, J., BYSTRICKÁ, G., BRODIANSKA, M., POTFAJ, M., MADARÁS, J., NAGY, A., MAGLAY, J., IVANIČKA, J., GROSS, P., RAKÚS, M., VOZÁROVÁ, A., BUČEK, S., BOOROVÁ, D., ŠIMON, L., MELLO, J. 2005: *Slovenská republika – digitálna geologická mapa v M 1:50 000 a 1:500 000*. Bratislava : ŠGÚDŠ, Manuskript – archív odboru Geofondu, 42 s.
- KOČICKÝ, D., MAĐAR, D., MARETTA, M., HRONČEK, S., FOLTÁN, M., ŠVEC, P., IVANIČ, B., KOČICKÁ, E., KOVAČOVIČOVÁ, Z., ŠPILÁROVÁ, I., SZOLGAY, J., HLAVČOVÁ, K., KOHNOVÁ, S., PARAJKA, J., SKALOVÁ, J., KUBEŠ, R., ZVOLENSKÝ, M., JAROŠ, B., DANÁČOVÁ, M., SVETLÍKOVÁ, D., TEGELHOFFOVÁ, M., DANIHLÍK, R., PAPÁNKOVÁ, Z., HORVÁT, O., GAÁL, L.) 2004 – 2007: *Komplexný program protieróznej ochrany a návrh opatrení na zvýšenie retenčnej schopnosti územia SR v členení podľa čiasťkových povodí – povodia tokov Hron, Ipel', Rimava, Slaná, Poprad-Dunajec, Bodva, Bodrog, Hornád*. Záverečné správy + prílohy, Banská Štiavnica : Esprit s.r.o.
- KOČICKÁ, E. 2004: *Stanovenie ekologickej únosnosti na základe hodnotenia citlivosti krajiny na acidifikáciu*. Dizertačná práca, Zvolen : FEE TU, 125 s. + prílohy (nepubl.).
- KOLEKTÍV, 2000: *Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia*. VÚPaOP, SPS, Bratislava, 74 s.
- KRÁSNÝ, J. (ed.), DAŇKOVÁ, H., HANZEL, V., KNĚŽEK, M., MATUŠKA, M., ŠUBA, J. 1981: *Mapa odtoku podzemní vody ČSSR*. Český hydrometeorologický ústav, Kartografie, n.p. Praha. Mapa 1 : 1 000 000.
- KRCHO, J. 1973: *Morphometric analysis of the relief on the basis of geometrical aspect of field theory*. ACTA GEOGRAPHICA UNIVERSITATIS COMENIANAE (Bratislava), Geogr.-physica, No.1, Bratislava : PRIF UK, s. 3-233.
- KRCHO, J. 1983: *Teoretická koncepcia a interdisciplinárne aplikácie komplexného digitálneho modelu reliéfu pri modelovaní dvojdimenzionálnych polí*. GEOGRAFICKÝ ČASOPIS, No. 35, Bratislava, s. 265-291.
- KRCHO, J. 1991: *Georelief as a subsystem of landscape and the influence of morphometric parameters of georelief on spatial differentiation of landscape-ecological processes*. Bratislava : ECOLOGY (CSFR), 10, 2, s. 115-158.
- MALÍK, P., BAČOVÁ, N., HRONČEK, S., IVANIČ, B., KÁČER, Š., KOČICKÝ, D., MAGLAY, J., MARSINA, K., ONDRÁŠIK, M., ŠEFČÍK, P., ČERNÁK, R., ŠVASTA, J., LEXA, J. 2007: *Zostavovanie geologických máp v mierke 1 : 50 000 pre potreby integrovaného manažmentu krajiny*. Bratislava : ŠGÚDŠ, Manuskript – archív Geofondu, 552 s.
- MALÍK, P., BAHNOVÁ, N., IVANIČ, B., KOČICKÝ, D., MARETTA, M., ŠPILÁROVÁ, I., ŠVASTA, J., ZVARA, I. 2011: *Komplexná geologická informačná báza pre potreby ochrany prírody a manažmentu krajiny*. Bratislava : MŽP SR, ŠGÚDŠ.
- MAZÚR, E. et al. 1980: *Atlas Slovenskej socialistickej republiky*. Slovenská akadémia vied, Slovenský úrad geodézie a kartografie. Bratislava : VEDA, 296 s.
- MAZÚR, E., LUKNIŠ, M. 1986: *Geomorfologické členenie SSR a ČSSR. Časť Slovensko*. Bratislava : Slovenská kartografia.
- MIKLÓS, L. 2009: *Integrovaný manažment krajiny a jeho nástroje*. ŽIVOTNÉ PROSTREDIE, Vol. 43, No. 6, s. 315-322.
- MIKLÓS, L., HRNČIAROVÁ, T., KOZOVÁ, M. 1984: *Priestorová štruktúra hydrologických systémov na vybranom území VSN*. Sborník prací GÚ, 6, Brno : ČSAV, s. 54-59.
- MIKLÓS, L., KRCHO, J., HRNČIAROVÁ, T., MAŤEČNÝ, I., KOZOVÁ, M. 1990: *Interpretácia morfometrických vlastností reliéfu v krajinnoekologickom plánovaní LANDEP*. Bratislava : ÚKE SAV, 94 s.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. 1997: *Krajina ako geosystém*. Bratislava : VEDA, 152 s.
- MIKLÓS, L., HRNČIAROVÁ, T. (eds.) et al. 2002: *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava : MŽP SR, 344 s., ISBN 80-88833-27-2.
- MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, Z., BOLTIŽIAR, M., DIVIAKOVÁ, A., GROTKOVSKÁ, L., HRNČIAROVÁ, T., IMRICHOVÁ, Z., IZAKOVIČOVÁ, Z., KOČICKÁ, E., KOČICKÝ, D., KENDERESSY, P., MIKLÓS, L., MOJSES, M., MOYZEOVÁ, M., PETROVIČ, F., ŠPINEROVÁ, A., ŠPULEROVÁ, J., ŠTEFUNKOVÁ, D., VALKOVCOVÁ, Z., ZVARA, I., HREŠKO, J., LAUKO, V., DAVID, S.



- 2005: *Atlas reprezentatívnych potenciálnych geoeosystémov Slovenska*. Bratislava : ÚKE SAV, MŽP SR, MŠ SR, 123 s., ISBN 80-969272-4-8.
- MIKLÓS, I., IZAKOVIČOVÁ, Z., BOLTIŽIAR, M., DIVIAKOVÁ, A., GROTKOVSKÁ, L., HRNČIAROVÁ, T., IMRICHOVÁ, Z., IZAKOVIČOVÁ, Z., KOČICKÁ, E., KOČICKÝ, D., KENDERESSY, P., MIKLÓS, L., MOJSES, M., MOYZEOVÁ, M., PETROVIČ, F., ŠPINEROVÁ, A., ŠPULEROVÁ, J., ŠTEFUNKOVÁ, D., VALKOVCOVÁ, Z., ZVARA, I., HREŠKO, J., LAUKO, V., DAVID, S. 2006: *Atlas of representative geoeosystems of Slovakia*. Bratislava : ÚKE SAV, II. Doplnené vydanie, 124 s. + 6 máp, ISBN 80-969272-5-6.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. et al. 2011: *Geografický informačný systém povodia Ipl'a. Katalóg GIS a výber máp*. Bratislava: Ústav krajinej ekológie SAV, 144 s., ISBN 978-80-89325-23-8.
- MIKLÓS, L., KOČICKÁ, E., DIVIAKOVÁ, A., BELAŇOVÁ, E. 2011: *Integrovaný manažment krajiny. Inštitucionálne nástroje*. Harmanec : VKÚ, a.s., 102 s. + prílohy, ISBN 978-80-8042-633-0.
- MIKLÓS, L., ŠPINEROVÁ, A. 2011: *Krajinnó-ekologické plánovanie LANDEP*. Harmanec : VKÚ, a.s., 158 s., ISBN 978-80-8042-634-7.
- MINÁR, J. 1992: *The principles of the elementary geomorphological regionalization*. ACTA FACULTATIS RERUM NATURALIUM UNIVERSITATIS COMENIANAE, Geographica, No.33, Bratislava : PRIF UK, s. 185-198.
- MINÁR, J. 1994: *Niektoré teoreticko-metodologické problémy geomorfológie vo väzbe na tvorbu komplexných geomorfologických máp*. Kandidátska dizertačná práca, Bratislava : PRIF UK, 214 s. (nepubl.).
- MINÁR, J. 1998: *Georeliéf a geoeologické mapovanie vo veľkých mierkach./Habilitačná práca/*, Bratislava : PRIF UK, 166 s. (nepubl.).
- RUŽIČKA, M. 2000: *Krajinnóekologické plánovanie – LANDEPI*. (Systémový prístup v krajinnóej ekológii). Združenie BIOSFÉRA. Bratislava.
- RUŽIČKA, M., RUŽIČKOVÁ, H., ŽIGRAI, F. 1978: *Landscape components, elements and structure in biological planning*. Questiones geobiologicae, 23, s. 9 – 57.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. 1979: *Teoretické a metodologické základy biologického plánovania krajiny*. Záverečná správa úlohy VI-3-5/1. Bratislava : ÚEBE SAV, 221 s.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. 1982: *Landscape-ecological Planning (LANDEP) in the Process of Territorial Planning*. EKOLÓGIA (ČSSR), Vol.1, No. 3, s. 297-312.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. 1990: *Basic Premises and Methods in Landscape Ecological Planning and Optimization*. In *Changing landscapes: An Ecological Perspective*. Edited by Zonneveld, I. S., Forman, R. T. T., New York : Springer – Verlag, s. 233 – 260.
- RUŽIČKOVÁ, H., RUŽIČKA, M. 1973: *Druhotná štruktúra krajiny ako kritérium biologickej rovnováhy*. Questiones geobiologicae, 12, Bratislava, s. 23-62.
- SITKOVÁ, Z. 2000: *Metodické aspekty priestorového rozloženia klimatických prvkov v horskej oblasti*. Bioklimatológia a životné prostredie. XIII. Bioklimatická konferencia SBkS a ČBkS, Košice, 10 s.
- Smernica INSPIRE 2007/2/EC (Infrastructure for Spatial Information in Europe).
- ŠTEFFEK, J., GALLAY, I., GALLAYOVÁ, Z., KUNCA, V., LEPEŠKA, T., OLAH, B., ŠKVARENINOVÁ, J., UJHÁZY, K., UJHÁZIOVÁ, M., WIEZIK, M., KRIŽANOVÁ, Z. 2008: *Krajinnóekologický výskum : teória, metódy a prax*. Zvolen : FEE TU, 222 s., ISBN 978-80-228-1861-2.
- TARBOTON, D. G. 1997: *A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models*. Water Resources Research, Vol. 33, Issue 2, s. 309 – 319.
- THORNTHWAITE, C.W. 1948: *An approach toward a rational classification of climate*. Geograph. Rew. 38, s. 55 – 94.
- THORNTON, P.E., RUNNING, S.W., WHITE, M.A. 1997: *Generating surfaces of daily meteorological variables over large regions of complex terrain*. Journal of Hydrology, 190, s. 214-251.
- TVEITO, O.E. 2002: *Spatial distribution of winter temperatures in Norway related to topography and large-scale atmospheric circulation*. Predictions in Ungauged Basins: PUB Kick-off (Proceedings of the PUB Kick-off meeting held in Brasilia, 20–22 November 2002). IAHS Publ. 309, 2007.
- Zákon FZ ČSR č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku (stavebný zákon) v znení neskorších predpisov
- Zákon SNR č. 330/1991 Zb. o pozemkových úpravách, usporiadaní pozemkového vlastníctva, pozemkových úradoch, pozemkovom fonde a o pozemkových spoločenstvách v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 364/2004 Z. z. o vodách (vodný zákon) v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 326/2005 Z. z. o lesoch (lesný zákon) v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 24/2006 Z. z. o posudzovaní vplyvov na životné prostredie v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 3/2010 Z. z. o národnej infraštruktúre pre priestorové informácie – NIPI v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 7/2010 Z. z. o ochrane pred povodňami v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 39/2013 Z. z. o IPKZ v znení neskorších predpisov
- STN 72 1001 Klasifikácia zemín a skalných hornín (zrušená).

STN 72 1002 Klasifikácia zemín pre cestné komunikácie (zrušená).

STN 73 1001 Geotechnické konštrukcie. Zakladanie stavieb (zrušená).

STN 73 0036 Seizmické zaťaženia stavebných konštrukcií (zrušená).

# DYNAMIKA VÝVOJA A VARIABILITA DEŠTRUKČNÝCH MORFOGENETICKÝCH FORIEM POVRCHU NAD HORNOU HRANICOU LESA (na príklade doliny Rybô, Slovenská republika)

TOMÁŠ LEPEŠKA<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Katedra aplikovanej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, e-mail: tomaslepeska@yahoo.com

<sup>2</sup> Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Cesta na amfiteáter 1, 947 01 Banská Bystrica

## ABSTRACT

Lepeška, T.: **The dynamics and variability of destructed morphogenic forms of surface above the timber line**

The conclusion of the Rybô valley is significant avalanche area. The model territory of area of 34 ha is clearly destructed by avalanches, water erosion and cryogenic erosion as well as anthropogenic erosion. An irrational management of the model territory in last five centuries led to developing of different forms of surface destruction. On the base of aerial photographs taken in 1961, 2003, 2009 and 2012 we have mapped forms of destruction in scale of 1: 200. Total area of destructed morphogenetic forms (DMF's) was 5.5780 ha in 1961, 4.0650 ha in 2003, 4.5752 ha in 2009 and 4.9431 ha in 2012. The DMF's had reached the peak in 1961. In the mid- 60 's of the twentieth century there were ambitions for re-forestation of highest parts of the model territory what led to decrease of DMF's and development of vegetation. Present exogenous geomorphologic processes causes gradual increase of total DMF area.

**Key words:** surface destruction, geomorphologic processes, soil erosion, Rybô valley, Slovakia

## ÚVOD

Špecifické geoekologické podmienky oblasti nad hornou hranicou lesa (HHL) spôsobujú vysokú citlivosť zložiek prostredia a ekosystémov ležiacich v subalpínskom a alpínskom stupni na prírodné, či antropogénne narušenia. Vo vzťahu k týmto oblastiam azda najvypuklejšie vystupuje ohrozenie stability vegetačnej pokrývky a pôdy (SMITH et al. 1994). Výrazné znižovanie prirodzenej HHL a kosodreviny spojené s tvorbou antropo-zoogénnych foriem deštrukcie mačinovej pokrývky (až pôdneho plášťa), viedli k tvorbe spustnutých pôd (PLESNÍK 1971, MIDRIAK 1983). Za spustnuté pôdy pokladáme intenzívne erodované pôdy (až po štádium denudácie podložja), ku ktorých vzniku prispel akceleráciou antropo-zoogénnych procesov človek. Sú typické horizon-

tálnou alebo vertikálnou diskontinuitou pôdneho plášťa, u nás najčastejšie deštruovaného vodnou eróziou alebo svahovými pohybmi. Nemali by sme však vynímať ani ostatné exogénne reliéfovotvorné činitele vo svojej eróznej forme, teda gravitáciu, vodu, vietor, sneh, mráz – pôdny ľad, organizmy a človeka (BALLANTYNE 1989, MIDRIAK et al. 2011). Deštrukčnými procesmi bol na nich odstránený, stenčený, alebo fyzikálne značne pozmenený pôdny plášť s výrazným príspevom diferencovanej expozičnej klímy (MIDRIAK 2011).

Vplyvom odlesnenia a následnej pastvy dobytky bola znížená HHL vo Veľkej Fatre o 300 m, maximálne o 400 m. Výsledkom boli výrazné zásahy do smrekového stupňa, miestami bola hranica lesa stlačená až do bukového lesného vegetačného stupňa (MIDRIAK 1979). Celková výmera hôľných oblastí Veľkej Fatry predstavuje výmeru

2684,11 ha. Redukcia pôvodného vegetačného krytu prispela k zníženiu plnenia funkcií lesných porastov a poskytla priestor pre vznik širokého spektra deštruktívnych javov nad HHL. MIDRIAK (1983) uvádza, že formy totálnej deštrukcie pôdy postihujú 11 % plochy hôľnej časti Veľkej Fatry.

Pre analýzu dynamiky vývoja deštrukcie povrchu vo Veľkej Fatre bola vybraná lokalita v závere doliny Rybô o rozlohe 34ha. Ide o kotlinku Koryto, ktorá predstavuje jednu z najtypickejších lokalít permanentného výskytu lavín celej snehovej pokrývky, resp. základových lavín v našich podmienkach. Dolina je ukončená relatívne mohutným lavínovým kotlom, ktorý je preťatý siedmimi lavínovými žľabmi. Pod nimi sa vytvárajú štrkové dejekčné kužele s čiastočne spevnenými depozitmi. V kotle sa zhromažďujú ohromné snehové masy, ktoré pri zmene poveternostných pomerov a za vetra nadobúdajú skoro každoročne aj viackrát (najmenej však raz za šesť rokov) povahu lavín (BUKOVČAN 1960). Permanentné lavínové ohrozenie a relatívne časté zosuvy lavín až do priestoru osady Rybô, podnietili vytvorenie projektov pre biologické a technické protilavínové opatrenia. V dvadsiatych rokoch minulého storočia vypracoval na návrh prof. Skatulu Krajský úrad v Bratislave, prvý detailný projekt protilavínovej ochrany, ktorý však kvôli nedostatku financií nebol realizovaný v plnej miere. Úspešne realizované projekty boli až v šesťdesiatych rokoch minulého storočia, kedy bolo v lavínovom území postavených 196 ks zemných terás a niekoľko malých kamenných terás. Rovnako boli vybudované technické zábrany na ovplyvnenie akumulácie snehovej pokrývky v pásme zalesnenia (snehové ploty – plnostenné, predúvavé s vertikálnou alebo horizontálnou výplňou; snehové terče) ako aj kolovanie na brzdenie posúvania (plazenia alebo zosunu) snehovej pokrývky. Následne došlo k zalesneniu v pásme 1300 – 1400 m n. m. kosodrevinou, limbou, smrekom a vrbou sliezskou (MIDRIAK et al. 2011).

Lokalita je deštruovaná v prevažnej miere nivačnogravitáčnymi a vodnogravitáčnymi procesmi. Medzi typické formy deštrukcie patrí nivačné

obrusovanie vplyvom lavín i kĺzania a plazivého pohybu snehu. Kritickým miestom deštrukcie povrchu je tektonický zlom v rozpätí nadmorských výšok 1300 m n. m a 1400 m n. m., kde nastávajú najväčšie napätia v snehovej pokrývke. Modelové územie má dobré predpoklady aj pre kryogénne deštruktívne procesy. V povrchových vrstvách obnaženej pôdy dochádza vplyvom ihlicovitého pôdneho ľadu k zdvihom jemnozrnných zvetralín až o 94 mm (MIDRIAK 1983).

## MATERIÁL A METÓDY

Objektom výskumu a predmetom analýz boli deštruktívne morfogenetické formy nad HHL v závere doliny Rybô. Ich výmeru v jednotlivých časových obdobiach sme zisťovali z ortofotomáp a leteckých snímok. Interpretáciou leteckých snímok (ortofotomáp a pod.) možno získať informácie, ktoré sú terénymi meraniami a mapovaním takmer nedosiahnuteľné, a to zvlášť v nedostupnom vysokohorskom teréne (FERANEC et al. 1997).

Vstupnými kartografickými podkladmi boli letecká meračská snímka modelového územia zobrazujúca stav z roku 1961 (Topografický ústav Banská Bystrica 2012), ortofotosnímky (r. 2003) z programu Google Earth<sup>®</sup> a ortofotosnímky zachycujúce stav z rokov 2009 a 2012, z katastrálneho webu mesta Banská Bystrica (Gisplan 2013). Tieto sme georeferencovali pre potreby ich ďalšieho spracovania v programe ArcGis 9.3. V prostredí ArcGis boli vektorizované útvary deštruktívnych morfogenetických foriem (DMF) v mierke 1 : 200 podľa rozdelenia MIDRIAKA (1983):

- povrch ohrozený nivačným obrusovaním (povrch svahu vystavený pôsobeniu lavín, avšak viac–menej porastený súvislou mačínovou pokrývkou bez zrejmych znakov deštrukcie),
- plocha v iniciálnom štádiu deštrukcie (porušený vegetačný kryt s obnaženým podložím do 30 % rozlohy plochy),
- povrch s čiastočne obnaženým podložím (výrazne deštruovaný povrch na 31 – 70 % rozlohy plochy, fragmenty mačiny),

- povrch s totálne obnaženým podložím (súvislý vegetačný kryt takmer úplne chýba, obnažené podložie tvorí 71–100 % rozlohy plochy),
- totálne nivačne obrúsené eróznolavínové žľaby (7 výrazne vyhlbených eróznolavínových žľabov s totálnou absenciou pôdy),
- eróznolavínové žľaby so sutinami (eróznolavínové žľaby vyplnené najmä nespevnenými a čiastočne spevnenými sutinami, s prítomnosťou pôdy a vegetačného krytu),
- sutinami pokrytá plocha (plochy s navrstvenými sutinami mimo eróznolavínových žľabov).

Rovnako sme sa sústredili na zvyšok povrchu skúmaného územia, ktorý je v súčasnosti tvorený drevinovou vegetáciou a mačínovým krytom, ktoré sú vystavené permanentnému pôsobeniu polygenetických procesov deštrukcie povrchu, viazaných na lavínové kotly. V rámci kategórie vegetácie boli hodnotené aj hole, ktoré boli v roku 1961 ešte nezalesnené.

Detailnejší obraz o súčasných geomorfologických procesoch môžu podať podrobné analýzy jednotlivých kategórií DMF. Ich premeny na ine kategórie hovoria o spomalení alebo zintenzívnení deštrukčných procesov. Premeny kategórií boli sledované medzi rokmi 1961–2003, 2003–2009 a 2009–2012. V každej kategórii DMF sme hodnotili zmenu na iný typ, ktorú sme vyjadrili podiellovo. Pre tento účel sme vrstvy DMF jednotlivých období previedli na raster. Veľkosť bunky bola zvolená na 1 dm<sup>2</sup>, čo malo prispieť k presnejším výsledkom zmien.

Zvláštny zreteľ sme venovali siedmim lavínovým žľabom a ich charakteristikám. Naším cieľom bola analýza ich zmien v rovnakých časových horizontoch ako bola skúmaná plošná dynamika vývoja jednotlivých DMF. Predmetom výskumu boli zmeny ich dĺžok, ktoré môžu podávať informáciu o intenzite súčasných geomorfologických procesov. V prostredí ArcGis 9.3 sme vektorizovali ich najväčšiu dĺžku od záhlavia lavínového žľabu až po posledný spojitý deštruovaný útvar v ich gravitačnej jednotke.

Pre pochopenie dynamiky vývoja deštrukčných morfo-genetických foriem v závere doliny

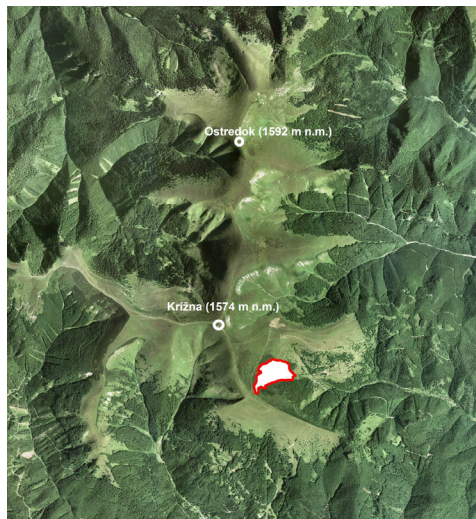
Rybô, je nevyhnutné podrobne analyzovať údaje o reliéfe, expozícii, geologickom podloží a pôdnych typoch. Preto sa prvá časť príspevku týka prevažne abiotických charakteristík modelového územia. Informácie o reliéfe sme získali analýzou digitálneho modelu reliéfu s rozlíšením 10 m. Z neho sme získali mapu sklonov a expozície. Mapa geologického podložia v mierke 1:50 000 (POLÁK et al. 1997) bola prevzatá zo stránok Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra. Charakteristiku pôdnych typov v mierke 1:500 000 (ŠÁLY, ŠURINA 2002) sme prevzali z Atlasu krajiny SR (MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (eds.) et al. 2002).

Za základ hodnotenia dynamiky DMF sme zvolili leteckú meračskú snímku zobrazujúcu stav lavínového kotla v roku 1961. Poskytuje údaje o plošne najväčšom rozšírení DMF v závere doliny Rybô tesne pred vysadením protilavínovej drevinovej vegetácie a biologicko-technických opatrení. Súčasné geomorfologické procesy reprezentujú ortofotosnímky z rokov 2003, 2009 a 2012. Rok 2003 sme zvolili zámerne, aby sme zachytili vývoj DMF približne 40 rokov od vykonania protilavínových opatrení. Za ten čas prebrala vysadená drevinová vegetácia v hrubých rysoch protilavínovú funkciu a jej vplyv by sa mal výrazne prejavovať na intenzite pôdodeštrukčných procesov.

## Modelové územie

Hodnotené územie leží v rozpätí nadmorských výšok 1090 – 1510 m n. m. Jeho hornú polovicu tvorí pásmo nad čiarou odtrhu lavín, ktoré je v súčasnosti zalesnené prevažne kosodrevinou, borovicou limbou a smrekom obyčajným. Sklon tejto časti územia je relatívne mierny, len výnimočne prekračuje 25°. Dolnú polovicu predstavuje transportné pásmo lavín s deštruovanými plochami. Sklon svahov je v intervale od 26° do 55°, lokálne do 70°. Modelové územie je orientované na východ (60 % svahov), menej na severovýchod a juhovýchod (25 %, resp. 11 %). Záverom doliny Rybô prechádza výrazný tektonický zlom, ktorý vedie horninami mráznického súvrstvia. Tie sú tvorené menej odolnými slienitými vápenkami, slieňmi, slieňovcami, ale najmä zelenkavými a šedými slienitými bridlicami. V akumuláčnej

časti sú svahy tvorené kvartérnymi prevažne hlinito-kamenitými svahovinami a sutinami (POLÁK et al. 1997). rozlišovať kvartér od starších hornín Celá lokalita vzhľadom na plytké rendziny, ktoré sa vytvorili na strmých svahoch, je charakteristická mozaikovitým rozrušením celistvosti pôd a vegetačného krytu. Na mnohých miestach vystupuje na povrch obnažené podložie hornín mráznického súvrstvia. Denudačné procesy dosiahli najväčšiu intenzitu v lavinových žľaboch a ich blízkosti. Hladké úseky svahov medzi žľabmi sa rozlične deštruuujú vplyvom obrusovania pri padaní lavín alebo pri pohybe snehovej pokrývky. Na tieto činitele nadväzuje deštruktívne pôsobenie procesov vodnej erózie v letnom období a čiastočne aj kryogénne procesy v regelačnom období, ktoré v tomto území môže trvať až 70 dní (MIDRIAK 1983).



Obr. 1 Lokalizácia modelového územia  
Fig. 1 Position of the model territory

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Rozloha modelového územia situovaného v závere doliny Rybô je 34 ha. Deštruované útvary v skúmanom území boli vygenerované z mapových podkladov vo forme polygónov v štyroch časových horizontoch (1961, 2003, 2009, 2012) a zatriedené podľa deštruktívnych morfogenetic-

kých foriem. Detailné informácie o výmerách a percentuálnom zastúpení jednotlivých deštruktívnych morfogenetic- kých foriem vo vybraných časových horizontoch podávame v tabuľke 1. Priestorové znázornenie hodnotených kategórií v jednotlivých rokoch je ilustrované na obrázkoch 2 a 3.

Tab. 1 Výmera a percentuálne zastúpenie jednotlivých deštruovaných útvarov v modelovom území – záver doliny Rybô  
Tab. 1 Area and percentage representation of individual destroyed forms in the model area – end of the Rybô valley

Deštruktívne morfogenetické formy (DMF)	1961		2003		2009		2012	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Erózne-lavinové žľaby so sutinami	0,0824	0,24	0,1261	0,37	0,1715	0,51	0,1605	0,47
Totálne obrúsené erózne-lavinové žľaby	0,8890	2,61	0,8555	2,52	0,9054	2,66	1,0465	3,08
Nivačným obrusovaním ohrozený povrch	8,4091	24,73	9,5774	28,17	8,6979	25,58	8,6633	25,48
Plochy s totálne obnaženým podložíom	0,7929	2,33	0,2978	0,88	0,3980	1,17	0,4809	1,41
Plochy s čiastočne obnaženým podložíom	1,9012	5,59	1,7363	5,11	2,0730	6,10	2,2195	6,53
Plochy v iničiálnom štádiu deštrukcie	1,7806	5,24	0,8019	2,36	0,8481	2,49	0,9347	2,75
Sutinami pokrytá plocha	0,1228	0,36	0,2474	0,72	0,1792	0,53	0,1010	0,30
Drevinová vegetácia spolu	20,022	58,90	20,3576	59,87	20,7269	60,96	20,3936	59,98
Σ	34,00	100,0	34,00	100,0	34,00	100,0	34,00	100,0
Deštruktívne morfogenetické formy Σ	5,5689	16,38	4,0650	11,96	4,5752	13,46	4,9431	14,54

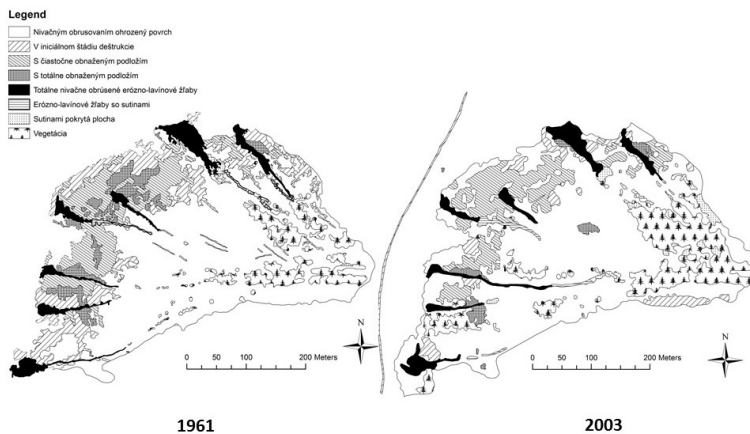
Najväčšie rozšírenie DMF sme zaznamenali na základe leteckej meračskej snímky z roku 1961. Z analýzy deštruovaných útvarov v roku 2003 vyplýva, že ich celková výmera sa znížila o 27 %. Výrazné zníženie rozlohy DMF je výsledkom vykonaných biologicko-technických protilavinových opatrení (MIDRIAK et al. 2011). Výsledky z ostatných časových horizontov ukazujú

postupné rozširovanie DMF, až na takmer 90 % stavu v roku 1961. Postupné zväčšenie výmery deštruovaných plôch je výsledkom najmä klimatických faktorov (VOJTEK 2010). Drevinová vegetácia nad lavinovým kotlom, je tvorená prevažne kosodrevinou a smrekom. Je vo veku, kedy začína plniť protilavinovú funkciu (BADRÉ 1974, SALM 1978), no nemôže zabrániť odtrhom a vzni-

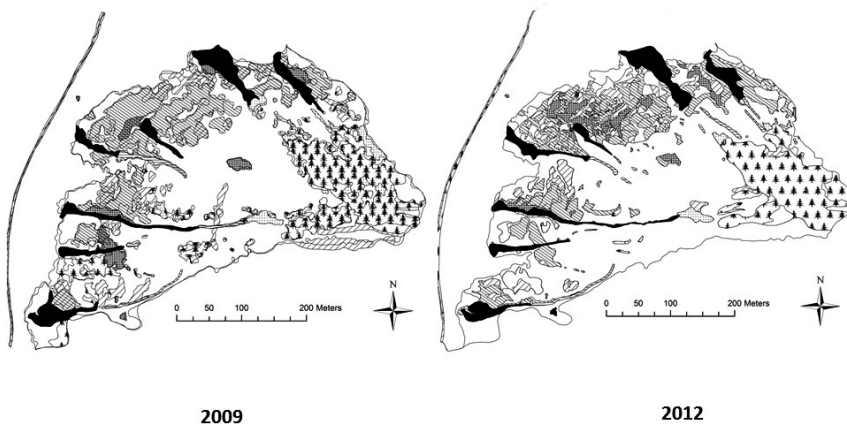
ku lavín pri veľkej výške snehovej pokrývky. Pre úplné plnenie protilávínovej funkcie drevinovej vegetácie však porasty nad odtrhovou čiarou nemajú ešte štruktúru zodpovedajúcu prirodzenej štruktúre lesa v oblasti HHL. Dreviny stromovitého vzrastu zatiaľ nedosahujú dostatočnú hrúbku kmeňa (MIDRIAK et al. 2011), čo znižuje protilávínovú účinnosť vegetácie. Výsledky analýzy deš-

trukcie povrchu za ostatných 10 rokov naznačujú trend rozširovania plochy DMF.

Monitoring faktorov, ktoré priamo vplyvajú na morfoγένézu povrchu vysokých pohorí, sa vykonáva už niekoľko desiatok rokov (MIDRIAK 1983, 1996), ich nepriame vplyvy na geomorfologické a teda aj na sedimentárne procesy sú menej známe (KEILER et al. 2010). Meranie meteo-



Obr. 2 Priestorové znázornenie hodnotených kategórií DMF, mačiny a drevinovej vegetácie v rokoch 1961 a 2003  
Fig. 2 Spatial representation of the evaluated categories of DMF, sod and woody vegetation between 1961 and 2003



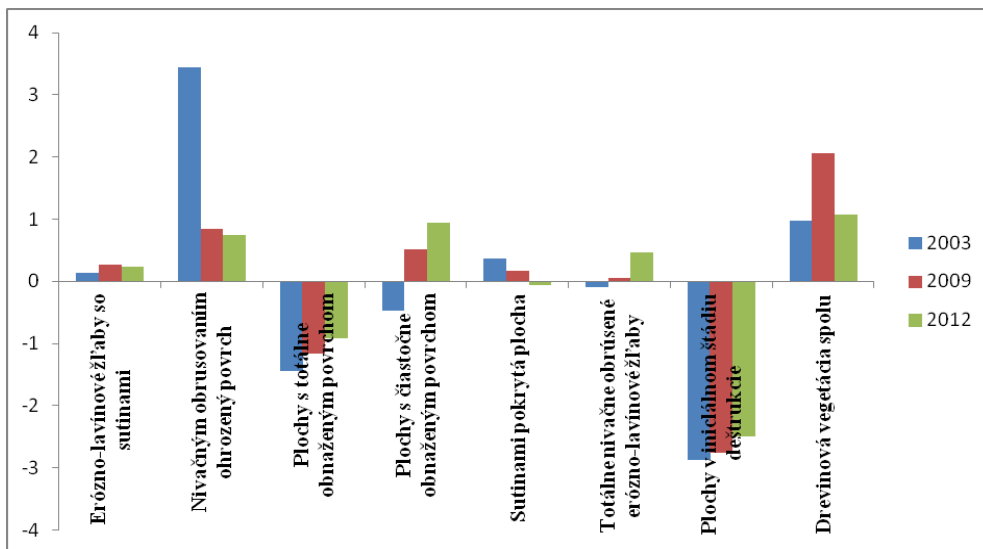
Obr. 3 Priestorové znázornenie hodnotených kategórií DMF, mačiny a drevinovej vegetácie v rokoch 2009 a 2012  
Fig. 3 Spatial representation of the evaluated categories of DMF, sod and woody vegetation between 2009 and 2012

rologických faktorov (výška snehovej pokrývky, úhrn a intenzita zrážok, teplota vzduchu, rýchlosť vetra a pod.) a ich prejavov v závislosti od geologických vlastností monitorovaného územia (vlastností snehovej pokrývky *in situ*, lokálne danosti mezo- až makroreliefu a pod.), je problematické najmä kvôli extrémnym podmienkam a ich

značnej priestorovej a časovej variabilite (MARKS et al. 1992). Alpínske geomorfologické hazardy ako sú lavíny, zosuvy, úšusty a iné prejavy nestability svahov, môžu vyplývať z ľudskej činnosti a variability klimatických faktorov, pôsobiace samostatne alebo v kombinácii (GHRIG-FASEL et al. 2007). Zatiaľ čo manažment krajiny a ľudských

aktivít sú dôležité z hľadiska možnosti antropického dosahu na nežiaduce prejavy prírodných hazardov, klimatické faktory zohrávajú významnejšiu úlohu pri tvorbe geomorfologických hrozieb tým, že ovplyvňujú všetky krajinné prvky (STORFEL et al. 2008).

Pri detailnom pohľade do tabuľky 1 môžeme postrehnúť postupné rozširovanie DMF v kategórii plôch s totálne a čiastočne obnaženým povrchom, plôch s iniciálnym štádiom deštrukcie pôdy aj vegetácie a rovnako aj nárast výmery totálne nivačne obrúsených eróžno-lavínových žľabov so



Obr. 4 Percentuálna zmena jednotlivých kategórií DMF v rokoch 2003 – 2012 v porovnaní s rokom 1961  
Fig. 4 Percentage change in individual categories of DMF in the years 2003 – 2012 compared to 1961

sutinami. Ich spoločným menovateľom je (obrázok 4), že ich výmera bola v roku 2003 nižšia než v roku 1961, no postupne sa zvyšuje. V prípade plôch s čiastočne obnaženým povrchom a úplne nivačne obrúsených eróžno-lavínových žľabov je od roku 2009 dokonca vyššia ako v prvom monitorovanom stave v roku 1961.

*Totálne nivačne obrúsené eróžno-lavínové žľaby.* Už z prvého monitorovaného stavu v roku 1961 bolo zjavné, že medzi najviac deštruované povrchy bude patriť séria siedmich lavínových žľabov. V druhom pozorovanom časovom období (2003) sa ich výmera znížila o 335 m<sup>2</sup>, no vplyvom polygenetických deštrukčných procesov narástla do roku 2009 o 449 m<sup>2</sup> a súčasný stav je väčší až o 1575 m<sup>2</sup> oproti roku 1961. Nárast výmery lavínových žľabov je prevažne v smere gravitácie, no významné rozšírenie badať v ich horných častiach – zberných oblastiach, lievikovite sa zvažujúcich do žľabov.

Zväčšenie výmery tejto kategórie DMF mož-

no pripisovať najmä vodnogravitačným a nivačnogravitačným procesom. Porasty, vysadené nad odtrhovou čiarou za vyše štyridsať rokov prebrali protilavínovú funkciu (MIDRIAK et al. 2011) a prevažná časť snehovej pokrývky *in situ* ostáva fixovaná v ich priestore. Z nivačnogravitačných procesov spôsobujú deštrukciu žľabov najmä základové lavíny (t.j. lavíny celej snehovej pokrývky), ktoré vznikajú po prekonaní trenia medzi snehovou pokrývkou a podkladom. Zaťaženie snehovej tabule a iniciácia lavíny v žľaboch môže byť spôsobená ďalšími zrážkami alebo materiálom z nespevnenej snehovej pokrývky z vyšších častí svahu. Relatívne veľké masy snehu sa koncentrujú na malej ploche žľabov a spôsobujú totálne obrúsenie ich povrchu. Vysvetliť ich prítomnosť v modelovom území i po zalesňovacích prácach, môžu pozorovania klimatických trendov v horských oblastiach počas rokov 1981/82-2007/08 (VOJTEK 2010). Viedli k zisteniu, že vo výškovom pásme 1000 – 1500 m n. m. výrazne klesá podiel



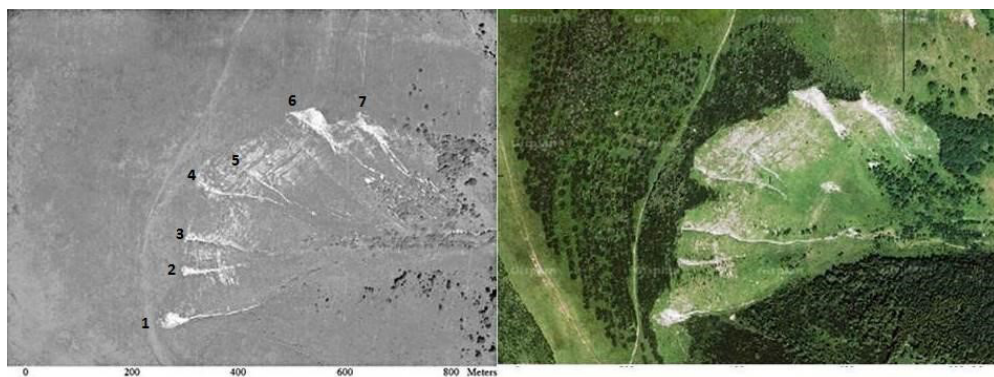
tuhej zložky zrážok na úkor zmiešaných foriem. Výsledkom je ťažšia a hustejšia snehová pokrývka, ktorú po odtrhnutí označujeme ako základovú lavínu (MIDRIAK 1979).

Kotol v závere doliny Rybô je vnímaný hlavne cez prizmu lavínových udalostí. Pre súčasný vývoj povrchu tejto oblasti (obdobie od stabilizácie protilavínovo účinnej vegetácie), možno ako významné označiť vodnogravitačné procesy. Tieto naberajú na vážnosti najmä v teplom polroku, kde sa ich deštruktívne sily prejavujú ako procesy splash erózie, sústredeným povrchovo odtekajúcim odtokom (z dažďových zrážok a topiaceho sa snehu – ZACHAR 1982). Javy, ktoré sa viažu na pôsobenie tečúcej vody v podmienkach chladnej klímy, sú v skutočnosti polygenetickými formami deštrukcie povrchu (MIDRIAK 1983, KORUP, RIXEN 2014). Sú vytvorené súčasne vodou z rozpúšťajúceho sa snehu i z dažďových zrážok, soliflukciou, pôdnym ľadom a napokon aj vetrom. Preto je ťažké oddeliť prejavy vlastnej

vodnej erózie od ostatných erózných i gravitačno-erózných procesov a objektívne určiť jej podiel na deštrukcii pôdy. Isté je však, že povrchový odtok je v súčasnosti dominujúcim činiteľom deštrukcie povrchu (MIDRIAK 1983).

V priebehu pozorovaných časových horizontov sa menila nielen plocha žľabov, ale aj ich dĺžka. Geomorfologické procesy vytvorili v závere doliny Rybô sedem výrazných lavínových žľabov, z ktorých v súčasnosti (r. 2012) najdlhší dosahuje dĺžku 366 m. Ich bližšie charakteristiky v jednotlivých rokoch uvádzame v tabuľke 2. Lavínové žľaby (obrázok 5) sme očíslovali v smere zospodu nahor.

Z tabuľky 2 je zrejmé, že zmenám vplyvom súčasných geomorfologických procesov, najviac podlieha žľab č. 3. Jeho momentálna dĺžka sa v porovnaní s rokom 1961 predĺžila takmer trojnásobne. Sčasti to ide na vrub lokálnym deštruktívnym procesom, ktoré viedli k odkrytiu čiastočne



Obr. 5 Zobrazenie modelového územia a lavínových žľabov v rokoch 1961 a 2012 (© snímky: VKÚ, Google Earth Inc.)

Fig 5 Display the model area and avalanche troughs between 1961 and 2012

Tab. 2 Zmeny dĺžky jednotlivých lavínových žľabov v rokoch 1961, 2003, 2009 a 2012

Tab. 2 Changes of length of each avalanche trays in 1961, 2003, 2009 a 2012

Poradové číslo žľabu	dĺžka (m)			
	1961	2003	2009	2012
1	204	241	251	256
2	131	142	141	146
3	132	353	346	366
4	180	194	192	198
5	101	84	81	84
6	123	126	123	125
7	161	122	120	129

spevnených deluviálnych sedimentov v spodnej časti žľabu (DE SCALLY et al., 2001). Významný podiel pri identifikácii dĺžky žľabov má maskovacia funkcia vegetácie. Bujná vegetácia dokáže relatívne úzke formy deštrukcie povrchu prekryť a znemožniť ich presnú identifikáciu z ortofotosnímky. Tým pádom bolo viditeľné kvázi predĺženie žľabu na snímke z roku 2003. V tejto ryhe sa geomorfologickými procesmi taktiež zahlbuje dno. To je v porovnaní s okolitým svahom vrezané v najhlbšom mieste až o 12 m. Ak uvažujeme, že oblasť Krížnej bola odlesnená v 15. storočí (najneskôr začiatkom 16. stor. – SKLADANÝ, TOMÉČEK 2000), tak priemerná intenzita vertikálnej erózie žľabu počas 500 – 600 ročnej absencie lesa je 20 – 24 mm.r<sup>-1</sup>. Nižšie hodnoty denudácie v rovnakej lokalite (priemerne 16,74 mm.r<sup>-1</sup>), vo svojej práci uvádza MIDRIAK (1983). Údaje o vyššej rýchlosti zahlbovania erózných rýh pozoroval MIDRIAK (1996) v oblasti Kopského sedla v Belianskych Tatrách, ktoré má porovnateľné geologické podmienky ako modelové územie.

*Erózne-lavínové žľaby so sutinami.* Ide o erózne ryhy, ktoré ležia na menej strmých svahoch a kde dochádza prevažne k akumulácii materiálu (KORUP, RIXEN 2014). Ich rozloha sa od prvého pozorovacieho obdobia mierne zväčšuje, v posledných rokoch (2009 a 2012) môžeme hovoriť o ich stagnácii. Ich ďalší vývoj silne závisí od nasledujúcich klimatických podmienok (LUCKMAN 1977). V prípade dlhšieho obdobia bez výrazných lavínových udalostí a bez lejakovitých zrážok môžeme očakávať ich zotrvalý stav, prípadne slabé zníženie ich rozlohy. Druhou možnosťou je ich plošné zväčšenie vplyvom intenzívnych deštrukčných procesov prebiehajúcich v záhlaví lavínových žľabov, teda ich zasutenie. Tretia eventualita predstavuje zníženie ich výmery na úkor kategórie *totálne nivačne obrúsených erózne-lavínových žľabov*, resp. ich presun v smere svahu.

*Sutinami pokrytá plocha.* Podobne ako pri predchádzajúcej kategórii, aj v tomto prípade je výrazná neistota ich ďalšieho vývoja. Z tabuľky 1 je zrejмый nárast ich výmery v roku 2003 a pokles v následných rokoch. V súčasnosti (rok 2012) je ich výmera nižšia o 218 m<sup>2</sup> v porovnaní so začiatkom pozorovacieho obdobia.

Zníženie rozlohy sutín vysvetľujeme zarastaním vegetáciou. Je to hlavne výsledok úspešne

vykonaných protilavínových opatrení, ktoré eliminujú vplyvy najväčších deštrukčných činiteľov – lavín. Následne vytvárajú priaznivejšie podmienky pre rast vegetácie, najmä drevinovej. Prítomnosť vegetácie (zarastanie sutín) oproti roku 1961 indikuje prítomnosť vyššieho podielu živín a pôdnej zložky v sutinách. Tieto sa sem dostali zo záhlavia lavínových žľabov, kde sú aktívne pôdodeštrukčné procesy. Výzdvih pôdy ihlicovitým ľadom v kombinácii s nivačnými a vodnogravitáčnými procesmi spôsobuje narušenie súdržnosti pôdy a jej následný transport žľabmi do priestoru sutín (KORUP, RIXEN 2014).

*Nivačným obrusovaním ohrozený povrch.* Patria sem svahy pod čiarou odtrhu lavín pokryté mačinou, bez viditeľných známkov narušenia. Ich rozloha dosahuje v pozorovanom období rokov 1961 – 2012 maximum v roku 2003. Rozloha tohto typu povrchu sa znižuje na úkor rozpínajúcich sa deštruovaných útvarov zaradených do kategórií deštrukcie povrchu v rôznych štádiách. Z tabuľky 1 je zrejмый výrazné zväčšenie rozlohy (nárast o 1,1683 ha – rok 2003) tejto kategórie po vykonaní protilavínových opatrení. Po zmierení vplyvov rozhodujúceho modelujúceho činiteľa – lavín, dochádza k deštrukcii povrchu vplyvom plazenia snehu, ľadom a vodou indukovanou eróziou. Trend zvyšovania hustoty snehovej pokrývky (SCHERRER et al. 2004) a jej intenzívnejšieho topenia koncom zimnej sezóny (VOJTEK 2010), zrejмый prispel k postupnému rozšíreniu DMF s plošnými formami deštrukcie povrchu. Hladké úseky medzi žľabmi nie sú ohrozené iba deštrukciou vplyvom obrusovania lavínami alebo pohybom snehovej pokrývky (GARDNER 1983). Na tieto modelačné činitele nadväzuje deštrukčné pôsobenie procesov vodnej erózie v jarno-letnom období a kryogénne procesy v regelačnom období (CARONI, TROPEANO 1981, MIDRIAK 1983). Skúmaná oblasť patrí z hľadiska potenciálnej vodnej erózie pôdy medzi veľmi exponované územia. Priemerná intenzita potenciálnej erózie pôdy tečúcou vodou je 7,2 mm.rok<sup>-1</sup> (MIDRIAK 1979). Namerané zdvihy obnaženej pôdy vplyvom kryogénnych procesov na tejto lokalite, dosiahli hodnotu 94 mm, kým pod nenarušenou mačínovou pokrývkou len 8 mm (MIDRIAK 1983). S týmito javmi úzko súvisí mrazové zliezanie deštruovanej mačínovej pokrývky a rozširovanie plošných DMF zaradených do kategórií *plôch v iniciálnom*

štádiu deštrukcie, DMF s čiastočne obnaženým povrchom a DMF s totálne obnaženým povrchom.

Rozloha všetkých troch kategórií plošne deštruovaných morfo-genetických foriem sa po roku 1961 zmenšila, od roku 2003 postupne rastie (tabuľka 1). Rozloha kategórie DMF s čiastočne obnaženým povrchom sa začala zväčšovať medzi rokmi 2003–2009 dosiahla úroveň, akú mala v roku 1961. V súčasnosti je väčšia o 0,32 ha. Je to pravdepodobne výsledkom toho, že táto kategória tvorí prechod medzi plochami v iniciálnom štádiu deštrukcie a totálnym odstránením vegetácie. Z plošných DMF je najcitlivejšia na akékoľvek zmeny, ktoré vplyvajú na deštrukciu povrchu. Jej výmeru ovplyvňujú (znižujú) rovnako procesy stimulujúce rozvoj vegetácie, ako aj zintenzívnenie pôdodeštrukčných činiteľov.

Pri pohľade na obrázok 4 je zřejmé, že protilavínové opatrenia významne vplyvajú na rozvoj vegetácie. Rozvoj najmä trávno-bylinnej vegetácie sa významne odzrkadľuje na znížení výmery plôch v iniciálnom štádiu deštrukcie. V porovnaní s rokom 1961 ich výmera v roku 2003 klesla o 9787 m<sup>2</sup>, v súčasnosti je nižšia o 8459 m<sup>2</sup>. Rovna-

ko sa prejavuje na raste výmery plôch ohrozených nivačným obrusovaním, avšak bez znateľnej deštrukcie povrchu. Zmiernenie rozrušujúceho účinku lavín má nezanedbateľný vplyv na zmenšenie výmery plôch s totálne obnaženým povrchom. Pokles výmery je približne 0,5 hektára v roku 2003. Ich pokles je však možný len tam, kde ostali rezíduá pôdy a na malých sklonoch do 25°.

### Hodnotenie variability jednotlivých kategórií DMF

Obdobie rokov 1961 – 2003

V prvom hodnotenom období sme analyzovali zmeny kategórií DMF, ktoré nastali medzi rokmi 1961 a 2003. Je to najdlhšie monitorované obdobie a zmeny v jednotlivých kategóriách boli najlepšie postrehnuteľné. Kvalitatívnu a kvantitatívnu variabilitu jednotlivých kategórií vyjadruje tabuľka 3. V horizontálnom smere sú viditeľné percentuálne zmeny kategórií v prospech iných. Hodnoty vo vertikálnom smere tabuľky ukazujú, o koľko sa kategória zväčšila (vyjadrujú percentuálny prírastok každej kategórie), na úkor ostatných.

Tab. 3 Variabilita hodnotených kategórií v období 1961 – 2003

Tab. 3 Variability categories evaluated in the period 1961 – 2003

		Stav kategórií v roku 2003										
Stav kategórií v roku 1961	kategória	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	%
	1	26,74	0	51,83	0	4,12	8,72	0	2,06	0	6,53	100
	2	0	0	21,71	0,05	0,04	0	95,67	0,19	0,74	0,60	100
	3	0,89	0	77,98	1,17	1,57	1,77	0,07	1,06	1,93	13,56	100
	4	0,30	0	15,06	15,85	61,18	0	0,33	2,09	3,69	1,50	100
	5	0	0	35,60	1,41	47,58	0	3,01	2,54	8,98	0,88	100
	6	2,90	0	48,56	0,66	6,79	21,66	0	1,54	0	17,86	100
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	0,29	0	16,17	3,56	3,12	0,51	4,83	68,20	2,42	0,90	100
	9	0	0	62,49	0,40	10,21	0,52	6,07	2,01	9,06	9,24	100
10	0,25	0	27,43	0	0,47	3,72	0	1,78	0,31	66,04	100	

1 – eróznolavínové žľaby so sutinami, 2 – hole, 3 – nivačným obrusovaním ohrozený povrch, 4 – plochy s totálne obnaženým povrchom, 5 – plochy s čiastočne obnaženým povrchom, 6 – sutinami pokrytá plocha, 7 – zalesnená plocha, 8 – totálne nivačne obrúsené eróznolavínové žľaby, 9 – plochy v iniciálnom štádiu deštrukcie, 10 – drevinová vegetácia situovaná pod lavínovými žľabmi.

Z kategórií, ktoré vykazujú známky deštrukcie povrchu, svoju rozlohu zväčšili len eróznolavínové žľaby so sutinami a plochy pokryté sutinami. Zväčšenie rozlohy je len veľmi mierne, spolu o 0,1683 ha. Rozšírenie týchto areálov v roku 2003 spôsobila hlavne premena (zasutenie) pô-

vodných povrchov ohrozených nivačným obrusovaním. Prítomnosť a zväčšenie areálov sutín naznačuje, že napriek protilavínovým opatreniam (MIDRIAK et al. 2011), dochádza v eróznolavínových žľaboch k tvorbe a prenosu erodovaného materiálu. Ten sa na ortofotomape z roku 2003

prejavil ako nové polia hrubozrnných zvetralín. Intenzita obrusovania povrchu alebo zahlbovania snehových depresii v modelovom území, dosahuje 1,6 až 2,7 mm.rok<sup>-1</sup> (MIDRIAK 1983). Je to výsledok súčasných morfofenetických procesov, ako aj geoeologických charakteristík územia (GARDNER 1983). Mráznicke súvrstvie, tvorené slienitými vápencami, slieňmi, slieňovcami a slienitými bridlicami, je málo odolné proti deštrukcii (POLÁK et al. 1997). Rovnako pôdy, ktoré sa na tomto substráte vyvinuli, produkujú zvetrávaním jemnozrnný materiál. Vzorka pôdy (kambizem pararendzinová) z modelového územia vo výške 1405 m n. m. obsahovala 50,6 % častíc s priemerom menším ako 0,01 mm (MIDRIAK 1983). Množstvo a štruktúra jemnozrnného materiálu je rozhodujúca pre väčšinu pôdodeštrukčných procesov (ŠÁLY 2006). Intenzívnejšie pôdodeštrukčné procesy súvisia s jeho vysokým podielom v pôde (MIDRIAK 1983).

Placha rozhodujúcich DMF pre modelovú lokalitu, totálne nivačne obrúsených eróznolavínových žľabov, sa v monitorovanom období zmenšila minimálne, len o 3,7 % (tabuľka 1). Zmeny tejto kategórie sa udiali prevažne v prospech povrchov ohrozených nivačným obrusovaním. Ďalšie zníženie výmery je výsledkom premien na kategórie DMF eróznolavínových žľabov so sutinami a povrchov s čiastočne, resp. úplne obnaženým povrchom (tabuľka 3). Ich spoločným menovateľom je významná až úplná absencia vegetačnej pokrývky a pôdy, teda môžeme hovoriť o výraznej deštrukcii povrchu. Budúci rozvoj vegetácie je silne limitovaný prebiehajúcimi reliéfotvornými procesmi a absenciou pôdy (GARDNER 1983, PIMENTEL et al. 1995). Syntézou uvedených poznatkov môžeme konštatovať, že, napriek úsiliu vynaloženému pri zakladaní technických a biologických protilavínových opatrení, sa ich pôdoochranný efekt v týchto kategóriách DMF, významne neprejaví. Vplyv protilavínových opatrení na tie DMF, ktoré sú charakteristické prevažne líniovou deštrukciou (kategórie 1, 8 a čiastočne aj 6), nie je tak evidentný ako ich vplyv na plošne deštruované DMF.

Zmenšenie výmery kategórií DMF (o 1,5141 ha), ktoré sa vyznačujú plošnou deštrukciou povrchu, indikuje zníženie intenzity geomorfologických procesov prebiehajúcich na svahoch. Utlmenie deštrukčných účinkov lavín v modelovom území, spočíva v priaznivom účinku proti-

lavínovej vegetácie (BEBI et al. 2009). Vysadená drevinová vegetácia za štyridsať rokov od vysadenia prebrala pôdoochrannú funkciu (MIDRIAK et al. 2011). Vplyv protilavínových opatrení v záhlaví lavínových žľabov; sa prejavuje v akumulácii snehu v ich priestore (VAJDA et al. 2006). Do priestoru lavínového kotla sa tak dostane menej snehu sfúkaného z vyššie položených častí svahu. Na svahoch v jarnom období ostáva menej snehu uloženého vo firnových snehových poliach, ktoré sú zdrojom nivačnej deštrukcie (LEWKOWITZ, HARRY 1991). Menej povrchov poškodených nivačnou eróziou zmenší priestor pre pôsobenie ostatných morfofenetických procesov, ktoré sú viazané na lavíniská.

Významné rozšírenie povrchov, ktoré nevykazujú známky deštrukcie povrchu (kategória povrchov ohrozených nivačným obrusovaním) a drevinovej vegetácie pod lavínovými žľabmi (obrázok 4), naznačujú priaznivé podmienky pre rozvoj vegetácie (JOHNSON 1987). Svoju významnú úlohu zohralo aj opustenie od intenzívneho využívania krajiny, ktoré GEHRIG-FASEL et al. (2007) označili ako dominantný faktor pri opätovnej stabilizácii drevín v ekotóne HHL. Zarastanie nižšie situovaných sutín drevinami, hovorí o dlhšom čase ich stability, z čoho možno usudzovať, že nie sú dopĺňané o nový materiál. Sutiny v roku 2003 zväčšili svoj areál, ale len na miestach situovaných vyššie vo svahu, čo hovorí o nižšej uňášacej sile transportných síl v erózných žľaboch (KORUP, RIXEN 2014). Toto sa týka hlavne žľabov č. 2, 6 a čiastočne aj č. 7.

O zmiernení činnosti deštrukčných činiteľov *en bloc*, svedčí aj badateľná premena plošne deštruovaných kategórií (plochy s čiastočne a totálne obnaženým povrchom), na plochy zaradené do kategórie DMF v iniciálnom štádiu deštrukcie alebo bez známk deštrukcie (tabuľka 3). Zmierenie pôdodeštrukčných činiteľov vedie k nižším stratám živín vplyvom erózie. Vytvorí sa podmienky pre rozvoj vegetácie (PIMENTEL et al. 1995) a nastáva postupné zarastanie plošne deštruovaných DMF. Rozmach mačinovej pokrývky je viditeľný v tabuľke 3 najmä v kategóriách č. 5 a č. 9. Z týchto kategórií deštruovaných morfofenetických činiteľov sa na povrchy bez známk deštrukcie (kategória č. 3) premenilo spolu 1,4951 ha.

Viacero hodnotených kategórií (kategórie č. 1, 4, 5, 6 a 9) vykazujú relatívne veľkú varia-

bilitu. Tú sme hodnotili ako náchylnosť k premenám na iné kategórie. Z tabuľky 3 vidíme, že v žiadnej zo spomínaných kategórií, neostane na konci hodnoteného obdobia aspoň polovica výmery bez zmeny. Tieto triedy DMF sú počas rokov 1961–2003 najviac citlivé na akékoľvek zmeny, ktoré sa udejú v lavínovom kotle. Najväčšiu tendenciu k premenám vykazujú povrchy v iniciálnom štádiu deštrukcie. Ich vegetačný kryt už nie je celistvý a je otvorený k pôsobeniu celej plejády geomorfologických procesov (MIDRIAK 1983, LEWKOWITZ, HARRY 1991). Na druhej strane majú ešte relatívne hustú vegetáciu, ktorá v prípade eliminácie deštrukčných činiteľov, dokáže do istej miery obsadiť odhalený substrát (PIMENTEL et al. 1995), zvlášť ak je bohatý na živiny.

Kategória zalesnených plôch (kategória č. 7) vznikla vysadením protilavínovej vegetácie v záhlaví lavínových žľabov, v miestach zaradených do kategórie holí (kategória č. 2). Čiastočne sa objavuje na povrchoch, ktoré v roku 1961 vykazovali známky iniciálnej deštrukcie povrchu, ale aj na povrchoch s čiastočne odhaleným podkladom.

#### Obdobie rokov 2003 – 2009

Zmeny hodnotených kategórií, ktoré sa udiali počas siedmich rokov, podrobne ilustruje tabuľka 4. Syntézou parciálnych poznatkov môžeme konštatovať, že zmeny v hodnotených kategóriách, v porovnaní s predchádzajúcim obdobím, nie sú až tak zrejmé. Podstatná časť výmery väčšiny kategórií ostala nezmenená. Výnimku tvoria len plochy pokryté sutinami a povrchy v iniciálnom

štádiu deštrukcie. To naznačuje ich citlivosť na akékoľvek zmeny v intenzite geomorfologických procesov, vyplývajúce najmä z pôsobenia klimatických faktorov. Obdobie monitoringu zmien počas siedmich rokov, je dosť dlhé na to, aby bolo možné získať údaje o variabilite hodnotených kategórií, čo preukázali porovnateľné štúdie (GEHRIG-FASEL et al. 2007). Týka sa to najmä neporušenej mačinovej a drevinovej vegetácie (kategórie 3 a 10), ktoré nepriamo poukazujú na zmeny v kategóriách vyznačujúcich sa deštrukciou povrchu.

Rozšírenie povrchov v rôznom štádiu deštrukcie (spolu o 0,5102 ha) a zmenšenie plochy areálov dovtedy neporušených (o 0,8795 ha), indikuje rozvoj deštrukčných procesov (MIDRIAK 1983, DECAULNE, SAEMUNDSSON 2006). Rozšírenie drevinovej vegetácie o 0,3749 ha, ktorá leží pod eróznolavínovými žľabmi, však naznačuje, že ide o pôdodeštrukčné procesy, ktoré deštruujú povrch *in situ*, no neprejavujú sa v nižšie položených polohách. Môže ísť o procesy viazané na prítomnosť ťažkého a mokrého snehu v jar-nom období (PETKOVA et al. 2004, VOJTEK 2010), ktorý naruší súvislý vegetačný kryt a otvorí tak priestor pre realizovanie ostatných deštrukčných procesov (LEWKOWITZ, HARRY 1991).

Zväčšenie výmery eróznolavínových žľabov (kategórie 1 a 8) o 0,0953 ha a nepatrné zmenšenie ich celkovej dĺžky (tabuľka 2), hovorí o ich rozširovaní do strán. Zmenšenie výmery areálov sutín pod žľabmi naznačuje, že ide o geomorfo-

Tab. 4 Variabilita hodnotených kategórií v období rokov 2003 – 2009

Tab. 4 Variability of categories evaluated in the period 2003 – 2009

		Stav kategórií v roku 2009										
Stav kategórií v roku 2003	kategória	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	%
	1	79,64	0	15,43	0	3,17	0	0	1,24	0,39	0,13	100
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	0,60	0	79,31	0,39	4,76	0,68	0	0,68	5,82	7,76	100
	4	0	0	8,90	81,29	3,28	0	1,12	5,03	0	0,38	100
	5	0,17	0	16,11	5,08	73,88	0,13	0	0,44	3,30	0,89	100
	6	3,32	0	39,80	0	0	28,56	0	0,99	0	27,33	100
	7	0	0	0,31	0,05	0,12	0	98,37	0,10	1,05	0	100
	8	0,15	0	4,83	1,11	2,16	0,26	0	89,45	0,62	1,42	100
	9	0	0	26,18	0,81	40,95	0	0,07	3,40	17,77	10,82	100
	10	0,07	0	19,85	0,51	0,43	1,53	0	0,26	1,67	75,68	100

1 – eróznolavínové žľaby so sutinami, 2 – hole, 3 – nivačným obrusovaním ohrozený povrch, 4 – plochy s totálne obnaženým povrchom, 5 – plochy s čiastočne obnaženým povrchom, 6 – sutinami pokrytá plocha, 7 – zalesnená plocha, 8 – totálne nivačne obrúsené eróznolavínové žľaby, 9 – plochy v iniciálnom štádiu deštrukcie, 10 – drevinová vegetácia situovaná pod lavínovými žľabmi.

logické procesy, ktoré neprinášajú hrubozrné produkty zvetrávania. Na základe povahy geomorfologických procesov v horách (BARSCH, CAINE 1984), môžeme odvodzovať, že jemnozrné produkty zvetrávania sú výsledkom najmä vodno-gravitačných, kryogénnych a čiastočne eolických deštrukčných procesov. Keďže ide o povrchy, ktoré boli v roku 2003 bez porušenia, geomorfologické procesy v priebehu ďalších rokov narušili celistvosť vegetácie a dostali do pohybu erodované čiastočky pôdy. Tento jemnozrný materiál bol gravitačnými procesmi (najmä vodou) transportovaný a obohatil suť (KORUP, RIXEN 2014). Prínos živín spôsobil rozvoj najmä drevinovej vegetácie (PIMENTEL et al. 1995). O intenzite deštrukčných procesov vypovedá fakt, že táto plocha sa za monitorované obdobie siedmich rokov, premenila z povrchov bez známk deštrukcie (kategória 3), na plochy s totálnou deštrukciou. Relatívne intenzívne geomorfologické procesy v modelovom území uvádza aj MIDRIAK (1983). Z územia nad HHL uvádza priemernú ročnú stratu pôdy do 0,27 mm. Na obnaženom povrchu pararendzín kambizemných dochádza, už pri sklone 3-5°, k priemernému odnosu pôdy 2,7 mm. rok<sup>-1</sup>. Pri štúdiu kryogénnych deštrukčných procesoch, znamenal zdvih obnaženej pôdy až 94 mm, pričom takýchto zdvihov môže byť až 70 za rok. Pod mačinovým plášťom je pôdno-zvetralinový plášť pred deštrukciou chránený a zaznamenané zdvihy predstavovali len 8 mm. S týmito procesmi súvisí predovšetkým mrazové zliezanie deštruovanej mačinovej pokrývky.

Na konci predchádzajúceho monitorovaného obdobia, v roku 2003, došlo k poklesu výmery všetkých DMF o 1,5039 ha. O túto rozlohu sa zväčšili areály bez známk deštrukcie a vegetácia v celku (hole, dreviny vysadené v záhlaví lavínových žľabov a drevinová vegetácia pod nimi). V období rokov 2003 – 2009 došlo, v porovnaní s predchádzajúcim obdobím, k nárastu DMF o 0,5102 ha a významnému poklesu povrchov ohrozených nivačným obrusovaním o 0,8795 ha. Výmera drevinovej vegetácie pod lavínovými žľabmi (kategória 10) sa zväčšila o 0,3749 ha. Nárast tejto kategórie bol spôsobený najmä pohltením plôch ohrozených nivačným obrusovaním

a povrchov v iniciálnom štádiu deštrukcie. Procesy spontánneho rozširovania vegetácie vypovedajú o priaznivých klimatických podmienkach a útlme prírodných, či antropogénnych disturbancií (GEHRIG-FASEL et al. 2007). Tieto sa v modelovom území preukázali najmä na dne lavínového kotla a mimo dosahu eróznio-lavínových žľabov (obrázok 2).

#### Obdobie rokov 2009 – 2012

Údaje o zmenách hodnotených kategórií za sledované štvorročné obdobie, ilustruje tabuľka 5. V hodnotení variability DMF, môžeme vidieť paralelu s obdobím rokov 1961–2003. Viacero hodnotených kategórií (kategórie č. 1, 4, 6 a 9) vykazujú relatívne veľkú variabilitu. Z tabuľky 5 vidíme, že v žiadnej zo spomínaných kategórií, neostane na konci hodnoteného obdobia aspoň polovica výmery bez zmeny. Tieto triedy DMF sú aj počas rokov 2009 – 2012, najviac citlivé na zmeny v intenzite geomorfologických procesov. Najväčšiu tendenciu k premenám vykazujú povrchy v iniciálnom štádiu deštrukcie. Ich vegetačný kryt už nie je kompaktný a je otvorený k pôsobeniu celého radu geomorfologických procesov (MIDRIAK 1983, LEWKOWITZ, HARRY 1991), ktoré sa prejavujú ako polygenetické formy pôdnej deštrukcie. Na druhú stranu majú ešte dosť konzistentnú vegetáciu, ktorá v prípade utlmenia deštrukčných činiteľov, dokáže do istej miery obsadiť odhalený substrát (PIMENTEL et al. 1995), zvlášť ak je obohatený o živiny.

Jednoznačne najstabilnejšia, nami vyčlenená kategória, sú dreviny vysadené v záhlaví lavínových žľabov. Ich relatívna stálosť naznačuje, že v prípade modelového územia, boli vysadené do pomerne priaznivých ekologických podmienok pre rast drevín. Ich ďalšia existencia je zásadná pre plnenie ekosystémových služieb (COSTANZA et al. 1997) so zameraním na ochranu pôdy, v užšom zmysle protilavínovú ochranu. O stabilite vysadených porastov kosodreviny, podáva svedectvo aj recentný výskum ich biometrických ukazovateľov (HALÁSZ 2012). Po prvotnom rýchlom raste (výškový prírastok až 9,4 cm – MIDRIAK 1979), bol súčasný priemerný prírastok stanovený na 3,3 cm (HALÁSZ 2012). Dôvodom spomalenia

Tab. 5 Variabilita hodnotených kategórií v období rokov 2009 – 2012

Tab. 5 Variability categories evaluated in the period 2009 – 2012

		Stav kategórií v roku 2012										
Stav kategórií v roku 2009	kategória	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	%
	1	21,23	0	32,54	1,07	13,15	0	0	31,38	0,63	0	100
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	0,96	0	81,13	0,47	7,03	0,19	2,28	0,70	4,38	2,86	100
	4	0	0	7,86	19,14	49,85	0	0,09	21,30	0,91	0,85	100
	5	0	0	8,81	15,76	55,25	0	0	3,16	15,01	2,01	100
	6	7,13	0	25,34	0	11,24	37,92	0	17,31	1,06	0	100
	7	0	0	0	0,03	0	0	99,22	0	0,55	0,20	100
	8	0,56	0	5,13	1,84	8,10	0	0	80,81	1,09	2,47	100
	9	0,93	0	55,59	0,65	13,04	0	1,57	0,02	13,87	14,33	100
	10	0,72	0	12,37	0,19	1,90	0,86	0	1,04	1,93	80,99	100

1 – erózne-lavínové žľaby so sutinami, 2 – hole, 3 – nivačným obrusovaním ohrozený povrch, 4 – plochy s totálne obnaženým povrchom, 5 – plochy s čiastočne obnaženým povrchom, 6 – sutinami pokrytá plocha, 7 – zalesnená plocha, 8 – totálne nivačne obrúsené erózne-lavínové žľaby, 9 – plochy v iniciálnom štádiu deštrukcie, 10 – drevinová vegetácia situovaná pod lavínovými žľabmi.

rastu je pravdepodobne ustupujúca fáza rýchleho ranného vývoja porastu, ktorý pozorovali MUSIL a HAMERNÍK (2007). Aj z tohto dôvodu v najbližších rokoch nepredpokladáme výraznejšie rastové prírastky.

V monitorovanom období došlo k zväčšeniu DMF o 0,3679 ha. Plošne deštruované povrchy v rôznych stupňoch obnaženia povrchu a areály sutín, sa počas rokov 2009 – 2012 zväčšili o 0,2378 ha. Udialo sa tak na úkor neporušenej mačinovej vegetácie (kategória 3), no najmä drevín situovaných pod lavínovými žľabmi (kategória 10). Toto naznačuje trend pozvoľného postupu deštrukčných procesov (MIDRIAK 1983). Pokračujúce znižovanie rozlohy neporušenej mačinovej vegetácie, signalizuje silnejúci vplyv deštrukčných účinkov snehu. Niváciu označuje MIDRIAK (1983) za najvýznamnejší geomorfologický proces, ovplyvňujúci kompaktnosť vegetácie modelového územia. Významným hnačím motorom nivácie, boli na sneh bohaté zimy 2009/2010 a 2011/2012 (PECHO et al. 2010, FAŠKO et al. 2013).

Výraznou zmenou prešli erózne-lavínové žľaby (líniové deštrukčné formy – kategórie 1 a 8). Ich celková dĺžka sa oproti predchádzajúcemu obdobiu zväčšila o 60 m na súčasných 1304 m (rok 2012). Ich plocha však rástla ešte významnejšie, keď svoju rozlohu zväčšili o 0,1301 ha (cca o 12 %). Rozšírili sa najmä na úkor sutín a plôch

s čiastočne až úplne obnaženým povrchom. Plošné rozšírenie tejto kategórie vyplýva zo spoločného pôsobenia nivačných, vodnogravitáčných, kryogénnych a čiastočne aj eolických pôdodeštrukčných procesov (MIDRIAK 1983). Tieto procesy spôsobili predĺženie erózne-lavínových žľabov, viditeľné na snímke z roku 2012.

Syntézou poznatkov o dynamike a variabilite sledovaných kategórií DMF počas hodnoteného obdobia, sa pokúsime načrtnúť ich očakávaný vývoj v budúcnosti. Plocha DMF *en bloc* sa bude rozširovať. Je to evidentné z časových radov všetkých deštruovaných kategórií. V otázke ďalšieho vývoja plošne deštruovaných DMF, zohrajú dôležitú úlohu kategórie plôch v iniciálnom štádiu deštrukcie a čiastočne obnažené povrchy. Tieto dve kategórie o celkovej výmere 3,1542 ha, majú potenciál zvrátiť trend plošnej deštrukcie povrchu. Ak by došlo k útlmu deštrukčných procesov, budú mať tieto plochy ešte stále priaznivé podmienky pre expanziu vegetácie. Zníženie intenzity lokálne pôsobiacich deštrukčných činiteľov je nepravdepodobné. V prípade snehom indukovaných procesov, očakávame *pokračovanie nivačných procesov*. Funkčné protilavínové opatrenia zamedzujú tvorbe lavín a zabraňujú navievaniu snehu do lavínového kotla. Klimatické trendy snehovej pokrývky v horách však naznačujú, že vo výškovom pásme 1000 – 1500 m n. m. výrazne klesá podiel tuhej zložky zrážok, čo vplyva na vyššiu

hustotu snehovej pokrývky (VOJTEK 2010). Deštrukčná činnosť ťažkého, vodou nasýteného snehu, sa prejavuje priamo, prostredníctvom jeho tlaku pri súčasnom plazivom pohybe. Dochádza k mechanickému rozrušeniu pôdnej pokrývky, zvetralín, resp. obrúseniu podložia, strhávaniu vegetácie. Nepriame pôsobenie ničivej činnosti snehu sa viaže na prítomnosť vody, vznikajúcej rozpúšťaním snehu a jej ďalším deštrukčným účinkom (MIDRIAK 1983). Režim snehovej pokrývky je v poslednom období charakteristický oneskoreným nástupom a intenzívnejším topením snehu ku koncu sezóny (VOJTEK 2010). Pozorovaný trend môže viesť k *predĺženiu regelačného obdobia* (MIDRIAK 1983), kedy je snehom nechránený povrch vystavený pôsobeniu ihlicovitého pôdneho ľadu. Namerané zdvihy obnaženej pôdy sú značné (94 mm), no aj výzdvihy mačinou krytého pôdneho plášťa (8 mm – MIDRIAK 1983), môžu prispieť k prerušeniu koreňovej sústavy bylinotrávnej vegetácie. Intenzívnejšie topenie snehu koncom zimnej sezóny vedie k synergickým ničivým účinkom *vodnej erózie*. K nim sa môžu pridať dlhodobé/intenzívne zrážky a vietor, ktoré ohrozia vegetáciu nedostatočne chránený povrch.

Načrtnutý rozvoj geomorfologických procesov, najmä kryo-niveo-pluviálnej deštrukčnej činnosti, so sebou prináša intenzívnejšiu tvorbu zvetralín (ZACHAR 1982, MIDRIAK 1983). V podmienkach lavínového kotla v závere doliny Rybô ide o tvorbu prevažne zemito-kamenitých produktov zvetrávania. Ich hrubozrnné akumulácie sú v súčasnosti vidieť na povrchu ako areály sutín, najmä pod eróznolavínovými žľabmi. Geologické podložie spodnej časti lavínového kotla tvoria pleistocénne až holocénne deluviálne sedimenty (POLÁK et al. 1997). Rozšírenie areálov sutín je možné len za predpokladu odstránenia mačinovej pokrývky a následnej povrchovej erózie v sutinovom plášti. V prípadoch dlhodobých alebo intenzívnych zrážok, v kombinácii s výrazným plošným odstránením vegetačného krytu, môže dôjsť k tvorbe sutinových prúdov. Pri hodnotení ich geomorfologických účinkov v Tatrách, boli označené KAPUSTOM et al. (2010), za najdynamickejšie a najintenzívnejšie pôsobiace exogénne procesy. V prípade gravitačných, resp. vodno-gravitačných procesov, však za reálnejší pova-

žujeme výskyt úšustov (MIDRIAK 1983). Jedna úšustovo-lavínová ryha je v súčasnosti pozorovaná na juhovýchodnej časti svahu Malej Krížnej. Očakávané pokračujúce deštrukčné procesy sa významnou mierou prejavujú na oslabení hydrického potenciálu krajiny (LEPEŠKA 2010). Znížená schopnosť krajiny zadržať zrážky sa môže premietnuť do ďalšieho ohrozenia celistvosti vegetácie a pôdy. Hrozba bleskových povodní v nižších častiach povodia je do istej miery eliminovaná zahradením odvodňovacej bystriny Jelenec v rokoch 1926-27 (SKATULA 1973).

Pri hodnotení získaných výsledkov musíme počítať s istými nepresnosťami. Významnejšie skreslenia môžu pochádzať z rôznej kvality vstupných podkladov. Ďalšie nepresnosti môžu byť spojené s rozdielnym vegetačným aspektom, pri ktorom boli zdrojové podklady získané. Vegetácia svojou maskovacou schopnosťou mohla zakryť časť deštrukčných morfo-genetických foriem a tak skresliť predkladané výsledky. Nie vždy dobre postrehnutelné prechody medzi juvenilnou drevinovou vegetáciou a mačinou, mohli v niektorých prípadoch nepatrne skresliť výmeru jedného, či druhého typu rastlinnej pokrývky.

## ZÁVER

Záver doliny Rybô na východných svahoch Krížnej, je už minimálne päť storočí vystavený pôdodeštrukčným účinkom prírodných a antropogénnych činiteľov. Tieto položili základy akcelerovanej erózie pôdy, ktorej prejavy pretrvávajú aj v súčasnosti. Ohrozenie pôdy a vysoké lavínové nebezpečenstvo viedli k zalesneniu rizikového územia.

V skúmanom území sme zmapovali mohutný lavínový kotol so siedmimi eróznolavínovými žľabmi. Exogénne geomorfologické procesy prispeli k vzniku deštruovaných plôch v rôznom stupni narušenia povrchu, ktoré zaberajú približne 14 % lavínového kotla. Na základe hodnotenia ich dynamiky a variability v štyroch časových rezochoch, môžeme konštatovať, že protilavínové opatrenia majú významný vplyv na zníženie výmery väčšiny deštruovaných povrchov. Rovnako vytvárajú priaznivé podmienky pre rozvoj vegetácie. V období po roku 2003 dochádza k pozvoľnému rozširovaniu všetkých deštrukčných morfo-gene-



tických foriem. Niektoré z nich majú, v porovnaní so začiatkom monitorovania, vyššiu rozlohu. Najmenej odolné voči zmenám spojeným so zvýšením alebo znížením intenzity deštrukcie povrchu, sú sutinami pokryté územia a plošne deštruované územia s rôznym štádiom narušenia povrchu.

### Podakovanie

Tento výskum bol podporený projektmi APVV-0591-07, APVV-0625-11, VEGA č. 1/1190/12 a VEGA č. 1/0186/14. Autor vyjadruje vďaka Ing. Andrejovi Halászovi za pomoc pri terénnych meraniach.

## LITERATÚRA

- BADRÉ, D. 1974. Le genie paravalanche en France. In: *Revue forestière française XXVI*, 1, pp. 23-30.
- BALLANTYNE, C. K. 1989. Avalanche impact landforms on Ben Nevis, Scotland. *Scottish Geographical Magazine*, 105, pp. 38-42.
- BARSCH, D., CAINE, N. 1984. The nature of mountain geomorphology. *Mountain Research and Development*, pp. 287-298.
- BEBI, P., KULAKOWSKI, D., RIXEN, C. 2009. Snow avalanche disturbance in forest ecosystems – State of research and implications for management. *Forest Ecology and Management*, 257, 9, pp. 1883-1892.
- BUKOVČAN, V. 1960. *Lavíny a lesy*. Bratislava, 196 p.
- CARONI, E., TROPEANO, D. 1981. Rate of Erosion Processes on Experimental Areas in the Marchiazza Basin (Northwestern Italy). Proc. *Symp. "Erosion and Sediment Transport Measurement"*, Florence, June 22–26, IAHS Publ. no. 133, pp. 457–466.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 15, p. 253-260
- DECAULNE, A., SAEMUNDSSON, T. 2006. Geomorphic evidence for present-day snow-avalanche and debris-flow impact in the Icelandic Westfjords, *Geomorphology*, 80, pp. 80–93.
- de SCALLY, F., SLAYMAKER, O., OWENS, I. 2001. Morphometric controls and basin response in the Cascade Mountains, *Geografiska Annaler A*, 83, pp. 117-130.
- FAŠKO, P., LAPIN, M., MATEJOVIČ, P., PECHO, J. 2013. Unusual winter 2011/2012 in Slovakia. *Meteorologický časopis*, 15, pp. 19-28.
- FERANEC, J., CEBECAUEROVÁ, M., CEBECAUER, T., HUSÁR, K., OŤAHEL, J., PRAVDA, J., ŠŮRI, M. 1997. Analýza zmien krajiny aplikáciou údajov diaľkového prieskumu Zeme. *Geographia Slovaca*, 13, Bratislava, 64 p.
- GARDNER, J. S. 1983. Observations on erosion by wet snow avalanches, Mount Rae area, Alberta, Canada, *Arctic and Alpine Research*, 15, pp. 271-274.
- GEHRIG-FASEL, J., GUISAN, A., ZIMMERMANN, N. E. 2007. Tree line shifts in the Swiss Alps: climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science*, 18, pp. 571–582.
- HALÁSZ, A. 2012. Posúdenie pôdochroného zalesňovania vo vysokohorskom území v NP Veľká Fatra vo východnej oblasti Krížnej. Diplomová práca, TU Zvolen, 112 p.
- JOHNSON, E. A. 1987. The relative importance of snow avalanche disturbance and thinning on canopy plant populations. *Ecology*, 68, pp. 43–53.
- KEILER, M., KNIGHT, J., HARRISON, S. 2010. Climate change and geomorphological hazards in the eastern European Alps. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 368, (1919), pp. 2461-2479.
- KORUP O., RIXEN, C. 2014. Soil erosion and organic carbon export by wet snow avalanches. *The Cryosphere*, 8, pp. 651-658.
- LEPEŠKA, T. 2010. Hydric potential of landscape and integrated river basin management in mountain and submontane regions. *Ecology & Hydrobiology*, 10, 1, p. 13-24.
- LEWKOWICZ, A. G., HARRY, D. G. 1991. Internal structure and environmental significance of a perennial snowbank, Mellville Island, N.W.T. *Arctic*, 44, pp. 74–82.
- LUCKMAN, B. H. 1977. Geomorphic activity of snow avalanches, *Geografiska Annaler A*, 59, pp. 31-48.
- MARKS, D., DOZIER, J., DAVIS, R. E. 1992. Climate and energy exchange at the snow surface in the alpine region of the Sierra Nevada: 1. Meteorological measurements and monitoring. *Water Resources Research*, 28, 11, pp. 3029-3042.
- MIDRIAK, R. 1979. *Protílavinová ochrana lesa*. Lesnícke štúdie, 27, Príroda, Bratislava, 218 p.
- MIDRIAK, R. 1983. *Morfogenéza povrchu vysokých pohorí*. Veda, Bratislava, 516 p.
- MIDRIAK, R. 1996. Present-day processes and micro-landforms evaluation; case study of Kopské sedlo, The Tatra Mts., Slovakia. *Studia Geomorphologica Carpatho-Balcanica*, 30, Kraków, pp. 39-50.
- MIDRIAK, R. 2011. Spustnuté pôdy nad hornou hranicou lesa Slovenska. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 57, 3, Bratislava, pp. 157-165.
- MIDRIAK, R., ZAUŠKOVÁ, Z., SABO, P., GALLAY, I., GALLAYOVÁ, Z., LEPEŠKA, T., HLADKÁ, D., LIPTÁK, J., ŠÁLY, R., KRAJČOVIČ, V., ELIÁŠ, P., ŠEBEŇ, V., ŠMELKO, Š., TURISOVÁ, I., UHLIAROVÁ, E., ŠVIDROŇ, I., COCHOVÁ, S. 2011 *Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska*. Univerzita Mateja Bela v B. Bystrici, 401 p.

- MUSIL, I., HAMERNÍK, J. 2007. *Jehličnaté dřeviny*. Academia, Praha, 352 p.
- PECHO, J., FAŠKO, P., LAPIN, M., KAJABA, P., MIKULOVÁ, K., ŠTASTNÝ, P. 2010. Extrémne atmosférické zrážky na jar a na začiatku leta 2010 na Slovensku. *Meteorologický časopis*, 13, pp. 69-80.
- PETKOVA, N., KOLEVA, E., ALEXANDROV, V. 2004. Snow cover variability and change in mountainous regions of Bulgaria, 1931-2000. *Meteorologische Zeitschrift*, 13, 1, pp. 19-23.
- PIMENTEL, D., HARVEY, C., RESOSUDARMO, P., SINCLAIR, K., KURZ, D., MCNAIR, M., CRIST, S., SHPRITZ, L., FITTON, L., SAF-FOURI, R., BLAIR, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science-AAAS-Weekly Paper Edition*, 267, 5201, pp. 1117-1122.
- PLESNÍK, P. 1971. *Horná hranica lesa vo Vysokých a v Belanských Tatrách*. SAV, Bratislava, 240 p.
- POLÁK, M., BUJNOVSKÝ, A., KOHÚT, M., FILO, I., PRISTAŠ, J., HAVRILA, M., VOZÁR, J., MELLO, J., RAKÚS, M., BUČEK, S., LEXA, J. 1997. Geologická mapa Veľkej Fatry 1: 50 000. MŽP SR – GSSR, Bratislava.
- SALM, B. 1978. Snow forces on forest plants In: *Proceedings of the IUFRO Seminar Mountain Forests and Avalanches*. Davos, Switzerland, Berne EDMZ, pp. 157-182.
- SCHERRER, S.C., APPENZELLER, C., LATERN-SER, M. 2004. Trends in Swiss Alpine snow days: The role of local- and large-scale climate variability. *Geophysical Research Letters* 31: L13215 DOI:10.1029/2004GL020255.
- SKATULA, L. 1973. *Zkušenosti s použitím úprav bystrinných toků*. VŠZ, Brno, 50 p.
- SKLADANÝ, M., TOMEČEK, O. 2000. Hranice Lupčianskeho hradného panstva v polovici 16. storočia. *Acta Historica Neosoliensia*, Banská Bystrica, pp. 47-65.
- SMITH, D.J., MCCARTHY, D.P., LUCKMAN, B.H. 1994. Snow-avalanche impact pools in the Canadian Rocky Mountains. *Arctic and Alpine Research*, 26, 2, pp. 116-127.
- STOFFEL, M., BOLLSCHWEILER, M., LEUTWILER, A., AEBY, P. 2008. Tree-ring reconstruction of debris flow events leading to overbank sedimentation on the Illgraben Cone (Valais Alps, Switzerland). *Open Journal of Geology*, 2, pp. 18-29.
- ŠÁLY, R. 2006. *Pôdy alpínskeho a subalpínskeho stupňa Západných Karpát*. TU vo Zvolene, 59 p.
- ŠÁLY, R., ŠURINA, B. 2002. Pôdy. Mapa 1:500 000. In MIKLÓS, L., HRNČIAROVÁ, T. (EDS.) et al. 2002: *Atlas krajiny SR, MŽP SR*, Bratislava, SAŽP, B. Bystrica, pp. 106-107.
- VAJDA, A., VENALAINEN, A., HANNINEN, P., SUTINEN, R., 2006. Effect of vegetation on snow cover at the northern timberline: A case study in Finnish Lapland. *Silva Fennica*, 40, 2, pp. 195-207.
- VOJTEK, M. 2010. Climate trends of snow cover in mountainous regions of Slovakia. *Meteorological Journal*, 13, 2-3, pp. 57-62.
- ZACHAR, D. 1982. *Soil erosion*. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, 548 p.

## KRAJINNO-ÉKOLOGICKÉ PODMIENKY ROZVOJA MESTA BOJNICE

MICHAELA VAVREKOVÁ

Technická univerzita vo Zvolene, FEE, Katedra UNESCO pre ekologické vedomie a TUR,  
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: michaela.vavrekova@gmail.com

### ABSTRACT

Vavreková, M.: **LANDscape-ecological development conditions of town Bojnice**

Nowadays it is necessary to process geographic data about landscape in a digital way. It is possible to analyse selected data and approach to decision and proposition-making process of landscaping based on analysis of these results. The LANDEP methodics provides us verified procedures of primary landscape structures assesment and landscaping. Digitalization of selected landscape elements increases processing efficiency, mainly for time reasons. Creation of complex landscape plans of cadastral areas at Slovakia should become a basic priority of every commune. The presented paper deals with creation of digital-geographic data, and its databases with future proposition of functional organization, rational use of landscape and its natural resources for chosen area.

**Key words:** LANDEP, landscaping, ABK, KEK, landscape structure.

### ÚVOD

Človek mení životné prostredie, prispôsobuje si ho, ale často bez uváženia všetkých dôsledkov svojho konania, s vidinou aktuálneho profitu. Negatívne následky sa často prejavujú až po určitom čase. Práve táto časová odozva je pravdepodobne príčinou nedocenenia až podceňovania možných následkov nášho exploatačného chovania sa. Pre správne – trvalo udržateľné využívanie krajiny je potrebné, čo najlepšie poznať zákonitosti, vzťahy, toky materiálu a energie, vlastnosti prírodného prostredia, ktoré človek svojou činnosťou zmenil a mení, a ktoré tvorí bázu jeho životného prostredia (GALLAY, 2009).

V riešenom katastrálnom území Bojnice, vrátane jeho mestskej časti – Dubnica sa prelínajú pamiatkové zóny s novými výstavbami, kúpeľné areály, ale aj lesná či poľnohospodárska pôda. Riešenie problematiky optimálneho využitia krajiny je preto na danom území prioritou.

Predložená práca sa v zmysle princípov metodiky krajinno-ekologického plánovania LANDEP (LANDscape Ecological Planning) (RUŽIČKA,

MIKLÓS, 1982) zaoberá vytvorením krajinno-ekologického návrhu optimálneho využívania katastrálneho územia mesta a prezentuje časť výsledkov z diplomovej práce autorky príspevku (VAVREKOVÁ, 2012).

### MATERIÁL A METÓDY

#### Metódy spracovania priestorových dát

Na integráciu údajov a metodických postupov boli použité vybrané nástroje geografických informačných systémov (GIS), konkrétne ArcGis 10.0. Spracovanie digitálnych vektorových vrstiev k vybraným charakteristikám primárnej štruktúry krajiny bolo vykonané v softvéri ArcMap 10.0. Vstupné údaje boli upravené a to konverziou vektorových a rastrových vrstiev a vybrané mapové vrstvy boli georeferencované na základe katastrálnej mapy územia. Katastrálna vektorová vrstva územia bola získaná na oddelení regionálneho rozvoja a životného prostredia Mestského úradu Bojnice. Vektorová vrstva bola poskytnutá vo formáte \*.vgi – dátový formát slovenského

katastra, ktorú bolo potrebné konvertovať do formátu \*.dxf – textový formát súborov výkresov AutoCAD. Formát \*.dxf bolo možné otvoriť aj v softvéri ArcInfo 10.0. Ortofotomapy územia boli získané na oddelení regionálneho rozvoja a životného prostredia Mestského úradu Bojnice. Rastrové vrstvy boli poskytnuté vo formáte \*.cot – Intergraph Format Bitmap Image. Rastrové obrázky prešli konverziou do formátu \*.tif pomocou aplikácie Many/raw file converter spoločnosti ISRU. Rozlíšenie obrazu: 0,5m/pixel. Fyzicko-geografická mapa územia bola získaná z internetovej stránky www.geodata.sk – mapový server: Základná mapa SR 1:10 000 (WMS SAŽP). Rastrová vrstva bola importovaná priamo do softvéru ArcMap 10.0. Vrstva geologického podložia bola získaná z internetovej stránky www.geology.sk, vrstva pôdnych pomerov bola získaná z internetovej stránky www.podnemapy.sk.

## **METÓDY PRACOVNÝCH POSTUPOV**

Pred samotným riešením krajinno-ekologického plánu bol vykonaný terénny prieskum riešeného územia, ktorý bol realizovaný v mesiacoch jún – september roku 2011 so zameraním na zaznamenanie súčasného využitia zeme. Následne sa postupovalo všeobecne uznávanou metodikou LANDEP, pozostávajúcej z piatich krokov (analýzy, syntézy, interpretácie, evalvácie a propozície).

Prvým krokom bolo vytvorenie analytických máp na základe účelovo vybraných charakteristík vlastností primárnej, sekundárnej a terciálnej štruktúry krajiny. V tomto kroku bol vytvorený digitálny model reliéfu, výškopisná mapa, mapa sklonitosti územia, orientácie voči svetovým stranám, geologického podložia, pôdnych pomerov, mapa súčasnej krajinnej štruktúry (SKŠ), respektíve mapa súčasného využitia zeme a opis pozitívnych a negatívnych socioekonomických javov.

Druhým krokom pri tvorbe krajinno-ekologického plánu bolo vytvorenie dvoch syntetických máp, ktoré udávajú ucelené informácie o primárnej a sekundárnej štruktúre krajiny. V tomto kroku boli vytvorené mapy abiotických komplexov (ABK) a krajinno-ekologických komplexov (KEK). Mapy boli vytvorené metódou po-

stupnej superpozície analytických máp, kde ako prvé boli zlúčené mapa sklonitosti reliéfu a mapa tvarov georeliéfu. Postupne sa vzniknuté polygóny s pribúdajúcimi atribútmi viac členili, až kým nebola vytvorená výsledná mapa typov ABK, kde každý polygón udával informácie o vybraných vlastnostiach prvotnej štruktúry krajiny na danom území, ktoré boli vyjadrené v 6-miestnom číselnom kóde. Druhostupňovou syntézou metódou superpozície mapy ABK s mapou SKŠ bola vytvorená mapa KEK, ktorá kartograficky predstavovala informačnú databázu o vybraných krajinno-ekologických podmienkach územia.

V kroku interpretácie boli vytvorené implicitné kritéria, prehodnocovaním jednotlivých účelových charakteristík typov KEK – interpretovaných ukazovateľov, ktoré slúžia ako skupina kritérií pri stanovovaní vhodnosti KEK pre vybrané spoločenské činnosti. Interpretácia bola vykonávaná opisnou, formou, kde bolo zhodnotené územie z hľadiska realizačných a lokalizačných kritérií. V skupine lokalizačných kritérií boli vlastnosti územia interpretované z hľadiska dostupnosti, obrábateľnosti a erodovateľnosti, čím vznikla šablóna, z ktorej sme vychádzali v procese stanovovania funkčných hodnôt pre vybrané spoločenské činnosti. Rovnako bolo postupované aj pri opise realizačných kritérií, ktorý bol zameraný prevažne na interpretáciu vzniku možných environmentálnych problémov.

V kroku evalvácie boli vytvorené tri typy tabuliek, t.j. kombinačná tabuľka, tabuľka funkčných hodnôt a rozhodovacia tabuľka, so zameraním na stanovenie vhodnosti krajiny na lokalizáciu vybraných spoločenských činností. Následne boli vytvorené mapy limitov pre ornú pôdu, obytnú zástavbu, trvalé trávne porasty a sady.

Posledným krokom boli propozície, ktoré vychádzali z rozhodovacej tabuľky. Vytvorené boli tri typy máp, t.j. mapa činností bez limitov, mapa navrhovaných činností a výsledná mapa krajinno-ekologicky optimálneho využívania územia.

## **CHARAKTERISTIKA ZÁUJMOVÉHO ÚZEMIA**

Riešené územie, predstavuje katastrálne územie mesta Bojnice s príľahlou mestskou časťou

Dubnica. Je situované v oblasti Hornej Nitry, konkrétne v Trenčianskom kraji a v okrese Prievidza. Kúpeľné mesto Bojnice leží v nadmorskej výške približne 297 m, avšak celé riešené územie je výškovo pomerne členité a rozprestiera sa v rozpätí nadmorskej výšky od 253 do 782 m. Z hľadiska geomorfologického členenia územie spadá do Fatransko-Tatranskej oblasti, celku Hornonitrianska kotlina a podcelku Prievidzská kotlina. Orograficky je územie obklopené zo severozápadu Strážovskou hornatinou, zo severovýchodu Žiarom a Kremnickými vrchmi a z juhovýchodu Vtáčnikom. Podľa fyto geografického členenia Slovenskej republiky územie patrí do bukovej zóny a kryštálicko-druho hornej oblasti (PLESNÍK, 2002).

## VÝSLEDKY

### Analýzy

Východiskovým krokom práce bola analýza nemenných abiotických zložiek riešeného územia prvotnej štruktúry krajiny. Tá bola vypracovaná v podobe podrobných analytických máp a následnom popise sklonitosti územia, tvarov reliéfu, geologického podložia a vybraných pôdnych vlastností, ktoré slúžili ako pevný základ pre ďalšie kroky práce. Konkrétne bolo podrobnou analýzou zistené, že sledované územie je výškovo pomerne členité. Zastúpených je 7 kategórií sklonov. Dominujú svahy so sklonitosťou 0 – 1°. Z hľadiska morfológicko-morfometrických tvarov georeliéfu bolo zistené, že prevažná časť riešeného územia je tvorená svahmi. V juhovýchodnej a strednej časti územia, so sklonitosťou terénu maximálne do 12° hovoríme o svahoch veľmi miernych, miernych až stredných. Avšak severná a severozápadná časť riešeného územia, so sklonitosťou nad 25° je tvorená strmými až extrémne strmými svahmi. Celkovo bolo riešené územie rozdelené do desiatich skupín tvarov georeliéfu a to menovite: vrchol, plochý vrchol, hrebeň a chrbát, plošina a svahový stupeň, svah, úpätie svahu, dna dolín a úvalín, niva, antropogénne a špeciálne tvary reliéfu. Analýzou geologických máp bolo zistené, že geologická stavba riešeného územia je pomerne pestrá. Najviac zastúpenými typmi pôdotvorného substrátu sú proluviaľne a fluviaľne sedimenty v podobe pieskov a štrkov, rovnako

aj vysokometamorfované horniny ako migmatity a intruzívne magmatické horniny v podobe granitov. Celkovo bolo na riešenom území určených 8 kategórií geologicko-substrátového komplexu. Z hľadiska vybraných pôdnych vlastností (pôdnych subtypov, skeletovitosti a hĺbky pôdy a zrnitosti pôdy), bolo zistené, že pôdne subtypy sú zastúpené ôsmymi kategóriami. Plošne dominujú pseudogleje typické na polygénnych hlinách. Daný pôdny subtyp sa nachádza v severovýchodnej až východnej časti riešeného územia a to v oblastiach, ktoré sú využívané najmä ako veľkoplošná orná pôda. Z hľadiska skeletovitosti a hĺbky pôdy bolo vyčlenených 5 kategórií. Plošne dominujú a takmer celú východnú časť riešeného územia pokrývajú hlboké pôdy bez skeletu, z hľadiska zrnitosti sú dané pôdy stredne ťažké – hlinité.

Nasledujúcim krokom bola analýza prvkov súčasnej krajinej štruktúry (SKŠ), resp. súboru prvkov krajiny vyplňajúcich v súčasnej dobe zemský povrch. V riešenom území sme súčasne využitie zeme rozdelili do dvanástich skupín identifikovaných prvkov využitia zeme: intravilán, vodné plochy, rekreačné areály, sady, záhrady, nelesná stromová a krovinná vegetácia, lesy, ornú pôdu, lúky a pasienky. Na základe rozlohy jednotlivých skupín prvkov využitia zeme, prevažnú časť riešeného územia tvoria lesné spoločenstvá, a to takmer 43% rozlohy riešeného územia. Významnú časť, takmer 20% rozlohy riešeného územia zaberá aj skupina orných pôd.

Posledným krokom analýz bola analýza javov terciálnej štruktúry krajiny (TKŠ), resp. súboru nehmotných javov krajiny charakteru záujmov, prejavov a dôsledkov činnosti spoločnosti a jednotlivých odvetví v krajine, ktoré sa viažu na hmotné prvky prvotnej a druhotnej štruktúry krajiny a majú teda priestorový prejav. Analýza TŠK, zameraná na opis a bližšiu analýzu ohrozených (pozitívnych) a ohrozujúcich (negatívnych) javov a prvkov v krajine, vychádzala z analýz mapových podkladov a to najmä územného plánu riešeného územia, mapy územného systému ekologickej stability a rovnako mapových podkladov z vybraných mapových portálov. Konkrétne došlo k vyčleneniu jednak pozitívnych socioekonomických javov viažucich sa na prvky územnej ochrany prírody, ochrany drevín, prvkov územného

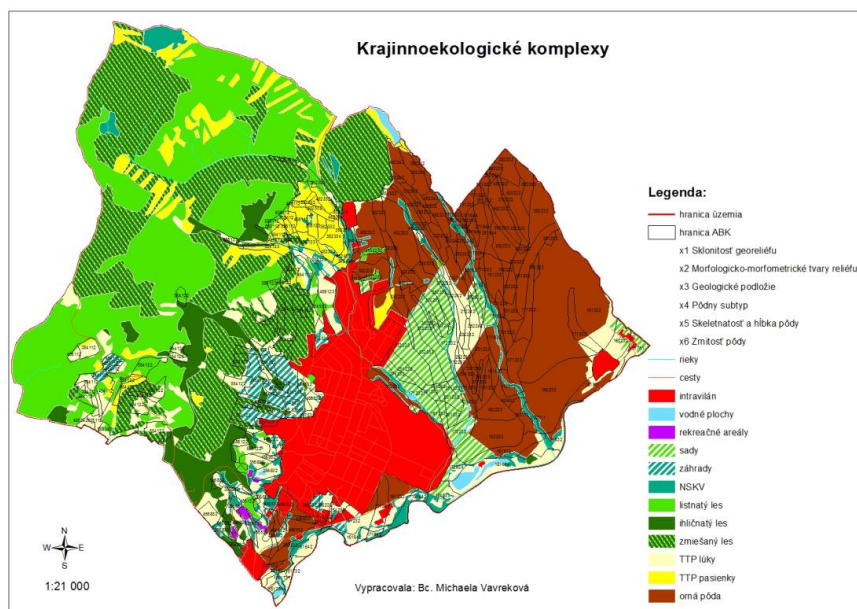
systému ekologickej stability, ochrany vodných, lesných, pôdných či prírodných liečivých zdrojov a jednak negatívnych socioekonomických javov, čiže všetkých nepriaznivo vplyvajúcich hmotných a nehmotných prejavov ľudských činností.

## Syntézy

V ďalšej časti práce boli vytvorené dve syntetické mapy (mapa ABK, mapa KEK). Riešené územie bolo rozčlenené na 253 homogénnych

priestorových areálov, ktoré boli následne klasifikované do 142 typov ABK. Syntézou jednotlivých ABK so skupinami prvkov SKŠ boli vytvorené KEK (Obr. 1).

Následne bola vytvorená aj tzv. kombinačná tabuľka, ktorá zahŕňa všetkých 253 ABK a všetky spoločenské činnosti vyskytujúce sa v danom území. Pre jednotlivé typy ABK boli vyznačené všetky činnosti, ktoré sa na danej ploche vyskytujú.



Obr. 1: KEK

Fig. 1: KEK

## Interpretácie

Podľa MIKLÓSA a ŠPINEROVEJ (2010) úžitkové vlastnosti ukazovateľov geosystému – kritériá, môžeme rozdeliť do niekoľkých typových tried, v zmysle kritérií, podľa ktorých interpretujeme. Rozdeľujeme ich na lokalizačné, selektívne a realizačné kritériá. Práca bola zameraná na interpretácie vlastností územia podľa lokalizačných a realizačných kritérií, konkrétne na interpretácie územia podľa dostupnosti, obrábatelnosti, erodovateľnosti pôdy a problémov ohrozenia prvkov ÚSES, prírodných zdrojov a životného prostredia.

Za rozhodujúcu vlastnosť pri interpretácii dostupnosti bola stanovená sklonitosť georeliéfu, keďže platí, kde je väčší sklon je dostupnosť horšia. Do úvahy boli brané aj morfológico-morfo-

metrické tvary georeliéfu, ktorých vymedzenie vo väčšine prípadov úzko súvisí práve so sklonitosťou. Z uvedeného vyplýva, že plochy s nízkou dostupnosťou pre prístup mechanizmov sa nachádzajú najmä v severozápadnej časti riešeného územia, ktoré sú pomerne členité. Sklonitosť tejto časti územia sa pohybuje v hodnotách nad 12° a územie je z hľadiska tvarov reliéfu tvorené najmä výraznými svahmi, ich hrebeňmi a hlbokými dolinami. Lokality s najnižšou dostupnosťou, sa nachádzajú najmä na výrazných strmých svahoch so sklonom prevyšujúcim hodnotu 25° v okolí vodného toku Dubnička, medzi lokalitami Búčie a Hradište. Rovnako je dostupnosť veľmi nízka aj v západnej časti územia, v okolí vrcholu Predné Štefankovo, kde sklon terénu rovnako prevyšuje

hodnotu 25°.

Za rozhodujúce faktory pri interpretovaní obrábateľnosti pôdy boli stanovené pôdne vlastnosti: zrnitosť, skeletnosť a hĺbku pôdy. Pri interpretovaní obrábateľnosti z hľadiska skeletnatosti platí, že čím je skeletnosť pôdy väčšia, tým je obrábateľnosť horšia. Pôdy s najhoršou obrábateľnosťou v riešenom území sú pôdy stredne až silne skeletovité. Tento typ pôd sa nachádza najmä v západnej až severozápadnej, členitejšej časti územia, kde lokalizácia ornej pôdy nie je odporúčaná. Pri interpretovaní hrozby vodnej erózie pôdy boli stanovené ako rozhodujúce faktory sklonitosť reliéfu, morfológicko-morfometrické tvary reliéfu, typ súčasnej krajinej štruktúry a vybrané pôdne vlastnosti. S narastajúcim sklonom svahu sa zväčšuje rýchlosť a transportná energia povrchovo stekajúcej vody po svahu, dochádza k vymieňaniu pôdnych častíc a živín. (HRNČIAROVÁ, 2001). Preto plochy s väčšou sklonitosťou sú ohrozené vodnou eróziou pôdy, viac ako plochy so sklonom malým. V riešenom území sa takéto plochy (sklonitosť nad 17°) nachádzajú najmä v severozápadnej až západnej časti územia, avšak tie sú v súčasnosti pokryté lesmi, ktoré riziko ohrozenia podstatne znižujú. Za najviac ohrozené plochy považujeme lokality v severnej až severovýchodnej časti územia, kde je sklonitosť reliéfu nad 12° a plochy sú v súčasnosti využívané ako veľkoblková orná pôda. Na týchto územiach sa nenachádza takmer žiadna vegetácia s protieróznym účinkom, t.j. pásy nelesnej stromovej a krovitej vegetácie sú vedené len pozdĺž vodného toku Dubnička. Z hľadiska pôsobenia veternej erózie sa za najnáchyľnejšie na jej prejav javia ľahké piesočnaté pôdy, ktoré sa nachádzajú

v južnej časti územia, v oblasti nivy rieky Nitra a sú využívané ako poľnohospodárska pôda.

## Evalvácie

Evalváciou v metodike LANDEP nazývame proces stanovenia vhodnosti typov KEK pre lokalizáciu vybraných spoločenských činností a následných optimalizačných opatrení. Evalvácia tvorí jadro rozhodovacieho procesu: je to konfrontácia požiadaviek jednotlivých činností na vlastnosti krajiny so skutočne existujúcimi hodnotami týchto vlastností s pomocou kritérií, argumentov, ktoré sa formálne alebo neformálne získali interpretáciou vlastností krajiny (MIKLÓS, ŠPINEROVÁ, 2011).

Tabuľka funkčných hodnôt bola v princípe vytvorená z dvoch hlavných častí:

- navrhované činnosti: lesy, NSKV, vodné plochy, lúky, pasienky, záhrady, orná pôdy, obytná zástavba, sady a rekreačné areály
- hodnotené ukazovatele vlastností krajiny: sklonitosť reliéfu, morfológicko-morfometrické tvary reliéfu, geologické podložie, pôdny typ, skeletnosť a hĺbka pôdy, zrnitosť pôdy

Ukážku, vzťahnú k jednému z ukazovateľov vlastností krajiny (x1: sklon), poskytuje nasledovná tabuľka (Tab. 1).

Nelimitné a limitné hodnoty vybraných ukazovateľov vlastností krajiny boli priradované k navrhovaným činnostiam, odvíjali sa od abiotických podmienok, ktoré vzhľadom na ich trvalý charakter najviac podmieňujú lokalizáciu vybraných činností. Na základe stanovenia funkčných hodnôt pre jednotlivé činnosti bola vytvorená

Tab. 1: Výňatok z tabuľky funkčných hodnôt

Tab. 1: Extract from table of function values

Ukazovateľ	Hodnota ukazovateľa	Kód na mape parameter	Navrhované činnosti									
			Lesy	NSKV	Vodné plochy	TTP pasienky	TTP lúky	Záhrady	Orná pôda	Obytná zástavba	Sady	Rekreačné areály
X1: Sklon	0-1°	1	(L)	(L)	1	L	L	3	1	1	3	1
	1-3°	2	(L)	(L)	2	L	L	2	1	1	1	1
	3-7°	3	(L)	(L)	3	(L)	(L)	1	3	2	1	2
	7-12°	4	(L)	(L)	L	1	1	(L)	L	3	(L)	2
	12-17°	5	(L)	1	0	2	2	L	L	L	L	3
	17-25°	6	1	2	0	3	3	0	0	0	0	0
	25° a viac	7	1	2	0	L	L	0	0	0	0	0

rozhodovacia tabuľka, z ktorej časť ako názornú ukážku poskytuje nasledovná tabuľka (Tab. 2).

Každý typ ABK sa skladá z kombinácie šiestich ukazovateľov. Každému z týchto ukazovate-

ľov bola v tabuľke funkčných hodnôt priradená hodnota (vhodnosť) pre danú spoločenskú činnosť. Následne bol každý typ ABK nachádzajúci sa v prvom stĺpci tabuľky bližšie analyzovaný a všetky ukazovatele boli ďalej posudzované jed-

Tab. 2: Výňatok z rozhodovacej tabuľky

Tab. 2: Extract from decision table

Typ ABK	Limity pre navrhované činnosti a prístupové rozhodovanie											Súčasná krajinná štruktúra											
	LE	NS	VP	PA	LU	ZA	OP	BY	SA	RA	Činnosti bez limitu	Poradie	LE	NS	VP	PA	LU	ZA	OP	BY	SA	RA	
Kód typu ABK																							
122232	(L)	(L)	0, (L)	L	L			L		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA	M=LE				N=OP		P=OP				
132232	(L)	(L)	0, (L)	L	L			L		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA		M=NS					P=OP				
132242	(L)	(L)	0, (L)	L	L			(L)		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA							P=OP				
151232	(L)	(L)	L, (L)	L	L			L		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA		M=NS			N=OP		P=OP		N=BY		
151632	(L)	(L)	L, (L)	L	L			L		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA		M=NS					P=OP				
151642	(L)	(L)	L, (L)	L	L			L		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA		M=NS			N=OP						
151644	(L)	(L)	L, (L)	L	L			L		(L)	ZA, OP, SA	OP, SA, ZA							P=OP				

notlivo, pričom pri prítomnosti hodnôt L, (L) a 0 pre danú činnosť boli tieto hodnoty zaznamenané do rozhodovacej tabuľky, do stĺpca prislúchajúceho danej činnosti. V prípade, že pre požadovanú činnosť vyšla v danom type ABK aj hodnota (L) a 0, boli do rozhodovacej tabuľky zaznamenané hodnoty 0, keďže tá je z hľadiska posudzovania vhodnosti významnejšia.

Následne, po komplexnej „limitácii“ všetkých typov KEK, boli v rozhodovacej tabuľke stanovené činnosti bez limitu, ako aj poradie vhodnosti týchto činností. V stĺpci „Činnosti bez limitu“ boli uvedené všetky činnosti, ktoré v danom ABK nie sú limitované a v stĺpci „Poradie“ boli uvedené všetky nelimitované činnosti podľa poradia ich vhodnosti.

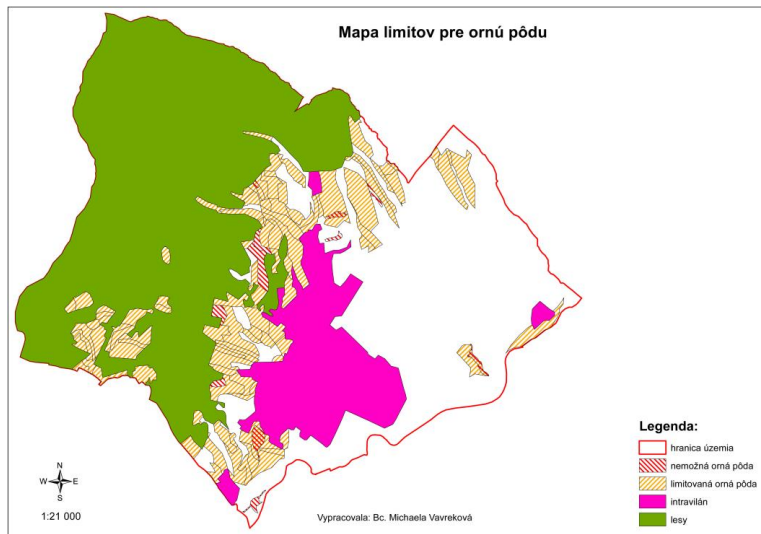
## Prozície

Úvodným krokom pri tvorbe návrhu optimálnej štruktúry krajiny katastrálneho územia mesta Bojnice bola metóda tzv. negatívneho výberu. Výsledkom tohto kroku boli mapy limitov pre ornú pôdu, sady, obytnú zástavbu a trvalé trávne porasty. Mapy boli tvorené na základe podrobnej

analýzy tabuľky funkčných hodnôt, so zameraním na limitné (L, (L)) a nulové (0) hodnoty pre nami vybrané spoločenské činnosti. Pre vizualizáciu ako príklad uvádzame mapu limitov pre ornú pôdu, ktorú znázorňuje nasledovný obrázok (Obr. 2).

Následne vyplynulo, že lokalizácia ornej pôdy je nemožná na sklonoch vyšších ako 17° a na antropogénnych a špeciálnych formách reliéfu. Ornú pôdu sme limitovali, čiže jej priradili limitnú hodnotu L už na územiach so sklonitosťou 7 – 17°, na geologickom podloží, ktoré je tvorené kvartérnymi travertínmi a svahovými sutinami, na glejových pôdach a všetkých stredne až stredne silne skeletovitých a plytkých pôdach. Rovnako bolo zistené, že územia, kde je lokalizácia sádov nemožná, sú totožné s územiaми nemožnými pre lokalizáciu ornej pôdy. Sady sme limitovali na územiach so sklonitosťou 12 – 17°, rovnako na vrcholoch a na glejových pôdach a pôdach stredne až silne skeletovitých a plytkých. Sady boli umožnené a bola im priradená hodnota (L) na územiach so sklonitosťou 7 – 12°. Obytná zástavba nami nebola odporúčaná, čiže sme jej priradili nulové hodnoty na územiach so sklonom väčším ako 17° a na vrcholoch, špeciálnych a an-





Obr. 2: Limity pre ornú pôdu

Fig. 2: Limits for arable soil

tropogénnych formách reliéfu. Výstavba bytov bola limitovaná na územiach so sklonom  $12 - 17^\circ$  a na najlepších pôdach, keďže tie prenechávame pre poľnohospodárske činnosti. Obytná zástavba bola povolená takmer na celom území, avšak napriek tomu jej realizáciu nedoporučujeme. Trvalé trávne porasty sú možné (teda im bola priradená hodnota (L)) na celom území, avšak takéto pretvorenie nedoporučujeme. Plochy s najnižšími sklonmi a najvhodnejšími pôdnymi vlastnosťami pre poľnohospodárske využitie boli pre trvalé trávne porasty limitované, keďže uvedenú časť územia je možné využívať intenzívnejšie na poľnohospodárske účely.

Ďalším krokom bolo navrhnutie krajinné – ekologických opatrení, pozostávajúcich z opatrení na zabezpečenie ekologickej stability, napr. návrh na zachovanie všetkých brehových porastov v okolí vodných tokov, návrh protieróznych opatrení v podobe skrátenia dĺžky svahov a budovania zasakovacích pásov v šírke 2 – 3 metrov, výsevu vhodných poľnohospodárskych plodín ako aj návrh opatrení na zlepšenie kvality životného prostredia prostredníctvom doplnenia ochrannej izolačnej vegetácie v okolí závodov a priemyselných areálov, prostredníctvom výsadby stromoradií v okolí ciest s protihlučnou a protiprašnou funkciou a vybudovanie tzv. ochranného obvodného plášt'a sídla.

Výsledným krokom bol návrh krajinné – ekologicky optimálnej štruktúry krajiny. Pristúpili sme k návrhovej časti rozhodovacej tabuľky. V tejto časti sme pracovali už s reálnymi typmi KEK, kde bolo hodnotené, či na danom type ABK je daná spoločenská činnosť limitovaná alebo nie. Najskôr bolo zhodnotené využitie KEK na základe troch kategórií, t.j. vhodné, možné, nevhodné. Následná bola navrhnutá zmena alebo ponechanie využitia daného KEK. Uvedený postup bol aplikovaný pri všetkých typoch KEK. Výsledkom bola tzv. prvostupňová alternatívna propozícia. Výber vhodnosti činností bol následne posudzovaný hodnotami z tabuľky funkčných hodnôt, a rovnako aj na základe veľkosti daných typov KEK, ich tvarov či susedných typov. Výsledkom bola tzv. druhostupňová variantná propozícia. V poslednej časti boli zakomponované do mapy návrhov aj účelové opatrenia. V oblastiach, ktoré sú ohrozené vodnou eróziou pôdy, bolo navrhnuté po vrstevnici umiestniť pásy zelene s protieróznou funkciou. Zakomponovanie ochrannej izolačnej vegetácie bolo navrhnuté v okolí areálov, podieľajúcich sa veľkou mierou na lokálnom znečisťovaní životného prostredia ako je nemocnica, družstvo a priemyselný areál v južnej časti územia.

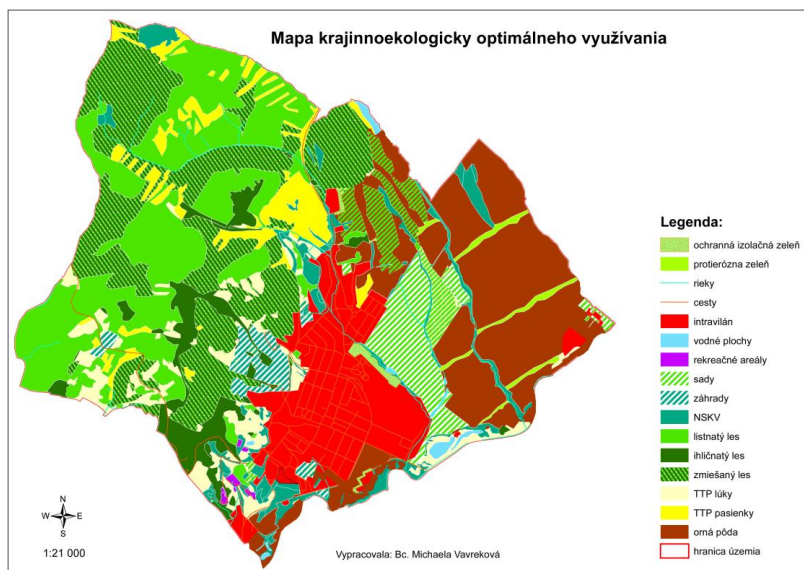
Výsledkom konfrontácie čiastkových návrhov je mapa návrhu krajinné-ekologicky optimálneho

využívania katastrálneho územia mesta Bojnice, ktorú znázorňuje nasledovný obrázok (Obr. 3).

## ZÁVER

Proces tvorby návrhu krajinnno-ekologicky optimálneho využívania riešeného územia pozostával z piatich krokov metodiky krajinnno-ekolo-

gického plánovania LANDEP. Východiskovým krokom bola tvorba účelových analytických máp, t.j. sklonitosti, morfologicko-morfometrických tvarov, geologického podložia, vybraných pôdných vlastností a súčasnej krajinnnej štruktúry. Následnou syntézou analytických vlastností krajiny bola vypracovaná mapa abiokomplexov a krajinnnoekologických komplexov, definujúcich riešené



Obr. 3: Krajinnno-ekologicky optimálne využívanie katastrálneho územia mesta Bojnice  
Fig. 3: Optimal use of landscape of Bojnice's town cadastral area

územie. Krok interpretácie podľa vopred zvolených kritérií posudzuje vymedzené časti územia, ktoré sú najviac ohrozené eróziou, najmenej dostupné a najťažšie obrábatel'né a najviac ohrozené vznikom environmentálnych zát'aží. Z interpretácie vybraných vlastností krajiny vyplynul krok evalvácie, kde prostredníctvom tvorby funkčných hodnôt boli nadobudnuté informácie o vhodnosti, respektíve nevhodnosti vybraných spoločenských činností v krajine. Následne boli identifikované poznatky premietnuté do mapy čiastkových návrhov a mapy limitov. Posledným krokom boli propozície, ktorých finálnym výstupom bol návrh krajinnno-ekologicky optimálnej štruktúry krajiny. Súčasnú využitie katastrálneho územia vo všeobecnosti nepovažujeme za nevhodné, avšak výrazný problém sa javí absencia protieroznej a ochrannej izolácie vegetácie.

Prezentovaný návrh na zmenu súčasnej štruktúry krajiny predstavuje krajinnno-ekologický podklad ako súčasť priestorovo-plánovacích procesov pre efektívne využitie krajinného potenciálu. Otvorenou otázkou je praktické premietnutie návrhu do reálnych rozvojových plánov a najmä projektov, ktoré sa zaoberajú realizáciou nového usporiadania pozemkov, ako aj realizáciou v projekte navrhnutých krajinnno-ekologických zariadení a opatrení.

Návrh ekologicky optimálneho využívania poľnohospodárskej krajiny je aj jedným z návrhov ekostabilizačných opatrení v procese projektovania Územných systémov ekologickej stability (ÚSES). V poľnohospodárskej krajine ekologická stabilita územia závisí predovšetkým od spomínaných opatrení, pretože podmienky na vytvorenie biocentier a biokoridorov sú tu väčšinou nedosta-

točné. Zároveň bez takýchto opatrení, zaisťujúcich celoplošnosť ÚSES, môže dôjsť k situácii, že napriek návrhom na dostatočne hustú sieť biocentier a biokoridorov bude funkcia ÚSES paralyzovaná nevhodným využívaním okolitého územia (MIKLÓS et al., 2011).

Vo finálnej fáze, za účelom zabezpečenia trvalo udržateľného rozvoja krajiny, je kľúčová otázka finančného pokrytia požadovaných nákladov na realizáciu krajinno-ekologických návrhov optimálneho využitia krajiny.

## LITERATÚRA

- GALLAY, I. 2009. Krajinnoekologické hodnotenie abiotického komplexu CHKO – BR POĽANA. Zvolen: TU vo Zvolene, 2009. 152 s. ISBN 978-80-228-1973-2
- HRNČIAROVÁ, T. 2001. Ekologická optimalizácia poľnohospodárskej krajiny. Bratislava: VEDA, 2001. 134 s. ISBN 80-224-0664-3.
- MIKLÓS, L. A KOL. 1990. Ekologické plánovanie krajiny LANDEP II. Banská Štiavnica : SVŠT a ÚKE SAV, 1990. 151 s.
- MIKLÓS, L., DIVIAKOVÁ, A., IZAKOVIČOVÁ, Z. 2011. Ekologické siete a územné systémy ekologickej stability. Technická univerzita vo Zvolene, 141 s., ISBN 978-80-228-2305-0
- MIKLÓS, L., ŠPINEROVÁ, A. 2010. Priestorová diverzita krajiny. Harmanec: VKÚ, 2010. 68 s.
- PLESNÍK, P. 2002. Fytogeograficko-vegetačné členenie. In (MIKLÓS, HRNČIAROVÁ (Eds.)): Atlas krajiny Slovenskej republiky, Ministerstvo životného prostredia, Bratislava, s. 113.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. 1982. Landscape-ecological planning in the proces of territorial planning. Ekologia (ČSSR), 1, 3, p. 297-312
- VAVREKOVÁ, M. 2012. Krajinnoekologické podmienky rozvoja mesta Bojnice. Zvolen: TU, Katedra UNESCO pre ekologické vedomie a TUR, Zvolen, s. 80.
- Info Servis VÚPOP. [online]. [cit. 19. 9. 2014]. Dostupné na internete: <<http://www.podnemapy.sk/pody/viewer.htm>>.
- Štátny geologický ústav Dionýza Štúra. [online]. [cit. 19. 9. 2014]. Dostupné na internete: <[http://www.geology.sk/index.php?pg=geois.mapovy\\_server](http://www.geology.sk/index.php?pg=geois.mapovy_server)>.



# MOŽNOSTI ÚPRAV ODPADOVÉHO KALU RÔZNYMI TYPMI DREVENÉHO UHLIA

ANNA ĎURICOVÁ, MÁRIA PISÁROVÁ

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, anna.duricova@tuzvo.sk,

## ABSTRACT

Ďuricová, A., Pisárová, M.: **Treatment options of sewage sludge with different types charcoal**

The paper deals with the examination of samples of sewage sludge mixed with various types of charcoal. The aqueous extracts were prepared from the experimental samples of the sewage sludge mixing with five kinds of charcoal. The extracts were monitored by the selective physico-chemical parameters. Our investigation obtained results and it is considered to improve the properties of sewage sludge in its future recovery and reducing the negative impacts on the environment, which are to a large extent, sewage sludge unsuitable for further use.

**Key words:** sewage sludge, charcoal, nutrients

## ÚVOD

Najdôležitejšou látkou pre život všetkých organizmov a zároveň prírodným bohatstvom, je už od začiatku existencie človeka voda. Jej využívaním v rôznych oblastiach sa mení na vodu odpadovú, ktorej vlastnosti sa upravujú v čistiarniach odpadových vôd (ČOV) tak, aby po jej vypustení do recipientu nebola ohrozením pre život v ňom. V ČOV sa využívajú rôzne fyzikálno-chemické procesy, pomocou ktorých sa odpadová voda zbavuje nečistôt a škodlivých látok. V ďalšom postupe nasleduje biologické čistenie, niekedy aj terciárne dočistenie odpadových vôd. Po úpravách

odpadovej vody v technologických zariadeniach ČOV sa získava – okrem vyčistenej vody – nevyhnutný odpad, čistiarenský kal. Vzhľadom na typ čistenej vody a spôsob jeho vzniku na ČOV má kal premenlivé zloženie.

Celkové množstvo odpadových vôd vypúšťaných do povrchových vôd, podľa údajov SHMÚ z databázy Súhrnnej evidencie o vodách predstavovalo v roku 2012 – 647,159 mil.m<sup>3</sup>.rok<sup>-1</sup>. Z celkového množstva vypúšťaných odpadových vôd z bodových zdrojov znečistenia bolo približne 82 % odpadových vôd čistených. Z nich najväčší podiel (53 %) majú splaškové a komunálne odpadové vody (tab. 1).

**Tab. 1 Množstvo vypúšťaných odpadových vôd čistených a nečistených v roku 2012**  
**Tab. 1 The amount of discharged wastewater treated and untreated in 2012**

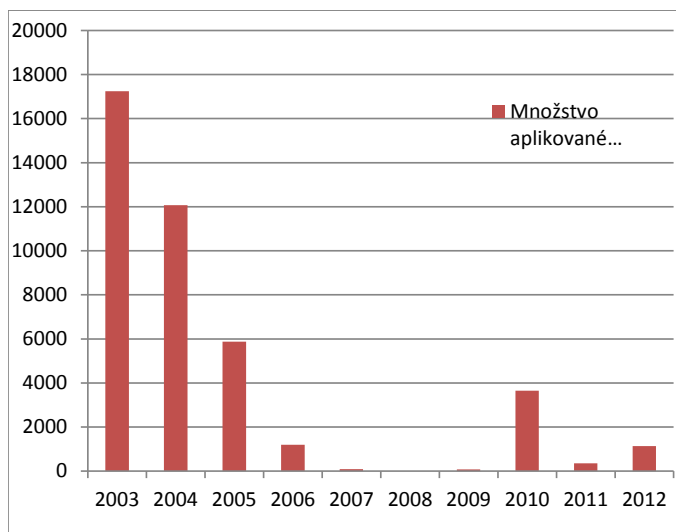
Množstvo vypúšťaných odpadových vôd	Spolu [tis.m <sup>3</sup> .rok <sup>-1</sup> ]	Druh odpadových vôd [tis.m <sup>3</sup> .rok <sup>-1</sup> ]			
		priemyselné	Splaškové a komunálne	Poľnohosp. výroba	Iné aktivity
Čistené	528 243,996	185 766,373	337 545,038	242,559	4 690,027
Nečistené	118 914,837	106 107,962	5 109,217	127,907	7 569,751
Spolu	647 158,833	291 874,335	342 654,255	370,466	12 259,778

Zdroj: SHMÚ

Čistiarenský kal predstavuje zložitú suspenziu tuhých anorganických a organických látok a koloidov, ktoré sa oddelili v priebehu procesu čistenia z odpadových vôd. Čistiarenské kalý obsahujú základné živiny, stopové prvky, ale aj rôz-

ne toxické látky či patogénne mikroorganizmy. V kaloch je skoncentrovaných okolo 50 až 80 % pôvodného znečistenia odpadových vôd.

Čistiarenský kal z komunálnych odpadových vôd je podľa zákona o odpadoch č. 223/2001



Obr. 1 Aplikácia čistiarenského kalu do pôd Slovenska (t sušiny)  
Fig. 1 Application of sewage sludge to soils Slovakia (t dry matter) Zdroj: VÚVH

Z. z. zaradený ako odpad a v zmysle Vyhlášky č. 284/2001 Ministerstva životného prostredia do kategórie ostatné odpady (O), do skupiny odpadov č.190805. Produkcia čistiarenských kalov predstavuje tisíce ton materiálu na likvidáciu, čo je v súčasnosti vážnym ekologickým problémom nielen u nás, ale aj v zahraničí. Likvidáciou a využitím čistiarenských kalov pre energetické účely, alebo ako alternatívneho zdroja živín sa stretávame v prácach viacerých autorov v našej, ale i zahraničnej literatúre (Demko, 1996, 2000; Termoshuizen et al., 2004; Raclavská, 2007; Chmielewská, 2009; Chroni et al., 2009; Ďuricová, 2010; Samešová, 2013 a ďalší).

V Slovenskej republike v roku 2012 predstavovala celková produkcia kalu 58 706 t sušiny kalu. Z toho sa v poľnohospodárstve využilo 47586 t (81,06 %). Do poľnohospodárskej pôdy sa aplikovalo 1 140 t kalu (1,94 %), na výrobu kompostu bolo použité 36 830 t. Iným spôsobom (rekultivácia skládok, plôch a pod.) bolo využité 9 616 t sušiny kalu. Okrem toho sa po spracovaní na energokompost energeticky zhodnotilo 3 196 t

kalu (MODRÁ SPRÁVA, 2012).

Podiel kalu vhodného pre proces aplikácie do pôdy na území SR je viac ako 95 % z celkovej produkcie kalu. Napriek tomu jeho využívanie v poľnohospodárstve má klesajúcu tendenciu, s miernym nárastom v posledných rokoch (obr. 1).

Z Programu odpadového hospodárstva Slovenskej republiky na roky 2011 – 2015 vyplýva, že po období stagnácie zhodnocovania odpadov v rokoch 2006 – 2010, má byť znova naštartované zvyšovanie miery zhodnocovania všetkých druhov odpadov, zodpovedajúce požiadavkám článku 28 smernice 2008/98/ES. V záväznej časti pre cieľ odpadového hospodárstva do roku 2015 sa uvádza hlavný cieľ – minimalizácia negatívnych účinkov vzniku a nakladania s odpadmi na zdravie ľudí a životné prostredie a praktické uplatňovanie hierarchie odpadového hospodárstva.

V konkrétne stanovených cieľoch pre biologické odpady sa uvádza požiadavka zvýšenia podielu zhodnocovania čistiarenských kalov z čistenia komunálnych odpadových vôd a odpadových vôd s podobnými vlastnosťami ako komunálne

odpadové vody za účelom zlepšenia pôdných vlastností najmenej na 85 % z celkového množstva vzniknutých čistiarenských kalov z čistenia komunálnych odpadových vôd a odpadových vôd s podobnými vlastnosťami ako komunálne odpadové vody, teda na úrovni približne 100 000 ton.

Zhodnocovanie čistiarenských kalov z čistiarní odpadových vôd sa vykonáva v zmesi s iným materiálom a využíva sa na výrobu kompostu, na výrobu rekultivačných materiálov a na aplikáciu priamo do poľnohospodárskej pôdy rešpektujúc zákon č. 188/2003 Z.z. o aplikácii čistiarenského kalu a dnových sedimentov do pôdy a o doplnení zákona č. 223/2001 Z.z. o odpadoch a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov. Zákon upravuje podmienky aplikácie kalu do poľnohospodárskej pôdy tak, aby vylúčil jeho škodlivý vplyv na vlastnosti pôdy, na rastliny, vodu a zdravie ľudí a zvierat.

Známe sú práce zaoberajúce sa problematikou využitia čistiarenských kalov ako možného sekundárneho zdroja živín na zlepšenie pôdných vlastností prostredníctvom vysokého obsahu organickej hmoty (70%) v sušine s priaznivým pomerom C : N, makrobiogénnych a mikrobiogénnych prvkov v kale (Gergel'ová, 2008; Toma et.al., 2010; Panoras et al., 1998).

Úprave a stabilizácii kalov a ich následnému využitiu sa v súčasnosti venuje veľká pozornosť. Významná je v tomto smere práca Huanlianga (2012) zaoberajúca sa využívaním čistiarenských kalov v zmesi s dreveným uhlím. Drevené uhlie je schopné svojimi adsorpčnými vlastnosťami viazať ťažké kovy v kale, takže môže byť vhodným komponentom pri ich ďalšom využívaní.

Tab. 2 Hmotnostné pomery vzoriek  
Tab. 2 Weight ratios of samples

Pomer	Drevené uhlie [g]	Čistiarenský kal [g]
čistý kal	0	200
1 + 9	20	180
3 + 7	60	140
5 + 5	100	100
7 + 3	140	60
9 + 1	180	20
čisté drevené uhlie	200	0

Možnosťami využitia dreveného uhlia v zmesi s čistiarenskými kalmi sa zaoberali aj Ladomerský et al., (2012), Hroncová&Ladomerský (2013). V predloženej práci, ktorá je súčasťou projektu APVV č. 0353-11 „Návrh a realizácia pilotnej reorty so zníženými emisiami na výrobu biouhlia pre marginálne zóny a overovacie aplikácie“ sme sústredili pozornosť na možnosť úpravy odpadového kalu z čistiarenských vôd dreveným uhlím v laboratórnych podmienkach. Spôsoby výroby dreveného uhlia sú uvedené v práci Hroncovej&Ladomerského (2013).

## MATERIÁL A METÓDY

Drevené uhlie sme získali z pyrolýzy dreva pri teplote 600 – 700 °C vo výskumnej retorte podľa projektu č. APVV-0353-11. Prvá vsádzka obsahovala bukové drevo a kukuričný odpad (vzorky označené D1 a K1). Druhá vsádzka bola zložená z toho istého bukového dreva, iného typu kukuričného odpadu, slamy a doplnená odpadovým kalom z ČOV (vzorky označené D2, K2, S2). Vzorky dreveného uhlia (D1; K1; D2; K2; S2) boli upravené drvením a preosiatím na frakciu s veľkosťou zrna pod 2 mm.

Čistiarenský kal bol odoberaný z ČOV Banská Štiavnica, z odvodňovacej linky ako aeróbne stabilizovaný kal s priemernou sušinou  $22,6 \pm 1,2$  %.

Zo vzoriek kalu a dreveného uhlia (rôzneho základu) boli vytvárané zmesi v hmotnostných pomeroch: 1 + 9, 3 + 7, 5 + 5, 7 + 3, 9 + 1 (tab. 2), spolu 25 vzoriek zmesi a 6 vzoriek čistých komodít, bukové drevo(1; 2), kukuričný odpad (1; 2), slama (2). Všetky pripravené vzorky sme potom, z dôvodu simulácie prírodného zmiešania a homogenizácie tuhých látok jednotlivých skúšobných vzoriek, zaliali na 100 g vzorky 100 ml vody.

Výluhy boli pripravené nasledovne:

Vzorky sme nechali 10 dní stáť pri laboratórnej teplote a následne sme stanovili ich sušinu. Na lúhovanie sme pridali vypočítané množstvo vody a následne sme vzorky trepali na trepačke typu ROTABIT po dobu 24 h pri otáčkach 150 min<sup>-1</sup>. Použitím separačných procesov – sedimentácie, odstreďovania a filtrácie sme tuhý podiel postupne oddelili od kvapalného.

Objem pridávanej vody na výluh bol vypočítaný podľa vzťahu:

$$L = \left( 10 - \frac{\% \text{vlh}}{100} \right) \cdot m_{\text{vz}} \cdot w_{\text{vz}}$$

kde L je objem demineralizovanej vody pridávanej k vzorke (ml);

% vlh je obsah vlhkosti vo vzorke (%);

$m_{\text{vz}}$  je celková hmotnosť vzorky (g);

$w_{\text{vz}}$  je obsah sušiny vo vzorke.

V pripravených výluhoch sme stanovili vybrané dusíkové parametre a fosforečnany.

#### Metódy laboratórnych stanovení

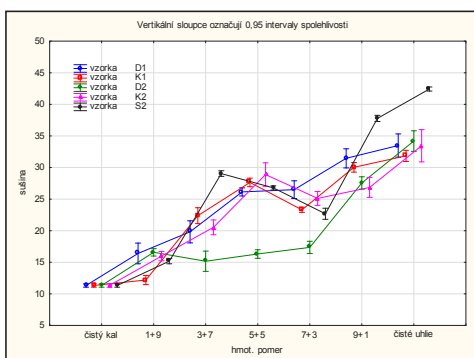
Laboratórna analýza jednotlivých ukazovateľov bola vykonaná pomocou postupov uvedených v literatúre (HORÁKOVÁ, 2007), ktoré korešpondujú s platnými STN.

#### Stanovenie dusičnanov

Pri stanovení dusičnanov dochádza k nitrácii kyseliny salicylovej prítomnými dusičnanmi zo vzoriek vody. V prítomnosti koncentrovanej kyseliny sírovej alebo trichlóroctovej vznikajú bezfarebné nitroderiváty, ktoré sa v alkalickom prostredí vyfarbia na žltó úmerne ku koncentrácii dusičnanov vo vzorke. Žlté sfarbenie sme merali spektrofotometricky pri  $\lambda = 410 \text{ nm}$ .

#### Amoniakálny dusík

Stanovenie amoniakálneho dusíka s Nessler-



Obr. 2 Dvojfaktorová ANOVA – závislosť sušiny (%) od hmotnostných pomerov vzoriek

ovým činidlom absorpčnou spektrofotometriou je založené na reakcii amoniaku a hydroxidu alkalických kovov s tetrajódortuřnatanom sodným

za vzniku jodidu tzv. Millonovej bázy. Žltohnedé koloidné roztoky sme merali pri vlnovej dĺžke 425 nm.

#### Stanovenie dusitanov

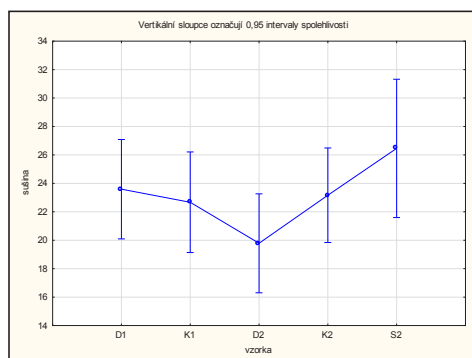
Sulfanilová kyselina je diazotovaná v prostredí hydrogénsíranu draselného kyselinou dusitou (z dusitanov vo vzorke) na diazóniovú soľ. Diazóniová soľ kopuluje s N-(1-naftyl)-etylendiamínom na červené azofarbivo merateľné spektrofotometricky pri vlnovej dĺžke 540 nm.

#### Stanovenie sušiny

Sušinu sme stanovili z 5 g vzorky presne naváženej do hliníkovej vysušičky, ktorú sme sušili do konštantnej hmotnosti pri teplote  $105 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ .

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Ako prvý parameter sme stanovili sušinu vzoriek, ktoré sme odobrali vo fáze po desaťdňovej homogenizácii vytvorených zmesí. Stanovenie sušiny pripravených zmesí poukazuje na lineárny nárast sušiny s nárastom zastúpenia čistého uhlia. Priemerné výsledky koncentrácie sušiny vzoriek sú uvedené štatistickým vyhodnotením vážených priemerov na obr. 2. Vplyv typu vzorky na zmenu hodnoty sušiny, možno vyjadriť spriemerovaním všetkých hmotnostných pomerov jednotlivých typov vzoriek (obr. 3). Najväčším absorbentom vlhkosti sa javia vzorky z bukového dreva z druhej vsádzky (D2), najmenej vody z kalu absorbovala slama (S2).

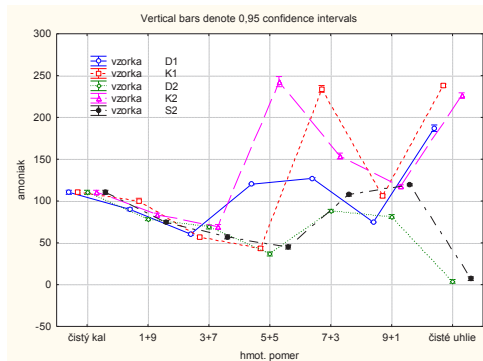


Obr. 3 Vplyv typu vzorky na sušinu pripravených zmesí

Výsledky pri stanovení dusíkových parametrov neboli celkom jednoznačné, hlavne pri  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$ , čo vyplýva z vysokej citlivosti týchto zlú-

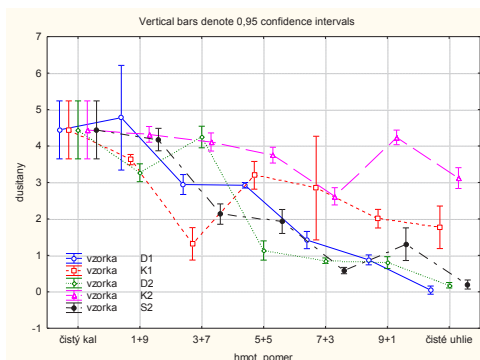


čení, ktoré mohli pri jednotlivých separačných procesoch buď uniknúť, alebo sa zmeniť na inú formu. Výsledky obsahu koncentrácie amónnych solí vo výluchoch jednotlivých vzoriek zmesí sú zobrazené na obr. 4. Sú zaujímavé z pohľadu kon-



Obr. 4 Dvojfaktorová ANOVA – závislosť koncentrácie amónnych solí [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ] od hmotnostných pomerov vzoriek

centrácie čistých látok, vzhľadom na ich vytvorené zmesi. Hlavne čisté komodity dreveného uhlia z kukurice (K1) aj (K2) vykazujú vysoké obsahy vylúhovaných amónnych solí. Krivky zmesí (K1) a (K2) majú podobné závislosti, čo zo štatistického hľadiska vylučuje existenciu interakcie hmotnostného pomeru a vzorky pre (K1) a (K2). V zmesiach s kalom sa správajú všetky vzorky



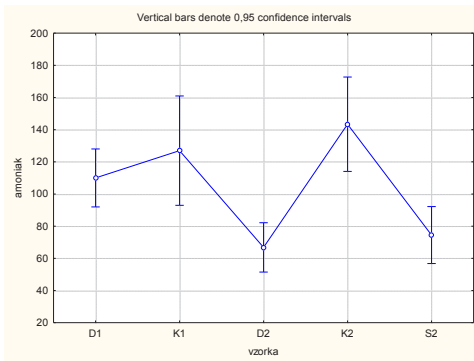
Obr. 6 Dvojfaktorová ANOVA – závislosť koncentrácie dusitanov [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ] od hmotnostných pomerov vzoriek

ako pravdepodobné inhibitory lúhovania amónnych solí.

Na obr. 5 možno s 95 % intervalom spoľahlivosti poukázať na vzorku (D2) ako na typ zmesi

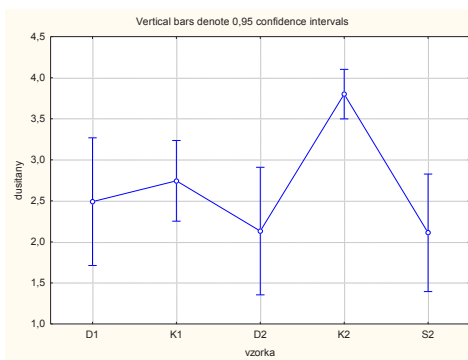
s najmenšími hodnotami vylúhovaných amónnych solí. Vzorka (S2) sa v priemere približuje k najnižšej hodnote koncentrácie  $\text{NH}_4^+ \text{NH}_4^+$ .

Pri stanovení dusitanov (obr. 6) dochádza k jednoznačnému znižovaniu koncentrácie vo



Obr. 5 Vplyv typu vzorky na koncentráciu  $\text{NH}_4^+$  [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]

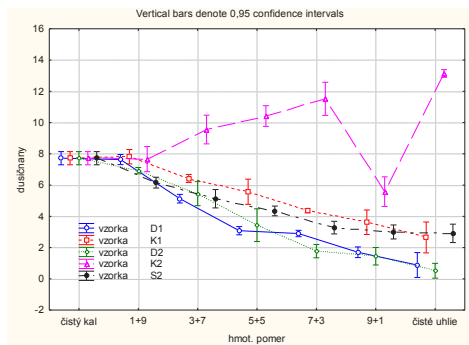
vzniknutých zmesiach v smere od čistého kalu ku čistým hodnotám jednotlivých vzoriek dreveného uhlia. Podobne ako pri amónnych soliach aj v tomto prípade, vo vzorkách čistého uhlia z kukurice (K1) aj (K2) sú hodnoty koncentrácie pomerne vysoké, čo súvisí zrejme so značným množstvom celkového dusíka v týchto pôvodných plodinách.



Obr. 7 Vplyv typu vzorky na koncentráciu  $\text{NO}_2^-$  [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]

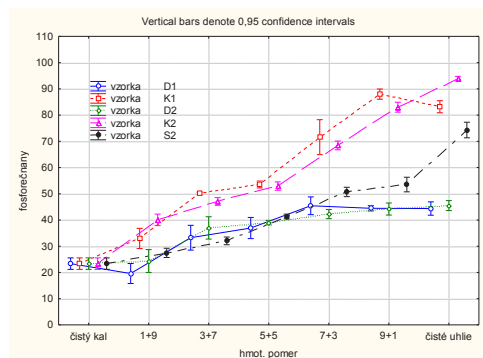
Stanovenie dusičnanov (obr. 8, 9) vo výluchoch, pripravených zmesí kalu a rôznych druhov dreveného uhlia, je podobne ako v predchádzajúcich prípadoch ovplyvnené koncentraciami du-

sičnanov v pôvodných komoditách. Vzorky dreveného uhlia z kukuričného odpadu (K1) a (K2) opäť vykazujú najvyššie množstvo prítomných dusičnanov vo vzniknutých výluhoch, pričom vzorka (K2) sa správala úplne inak ako ostatné



Obr. 8 Dvojfaktorová ANOVA – závislosť koncentrácie dusičnanov [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ] od hmotnostných pomerov vzoriek

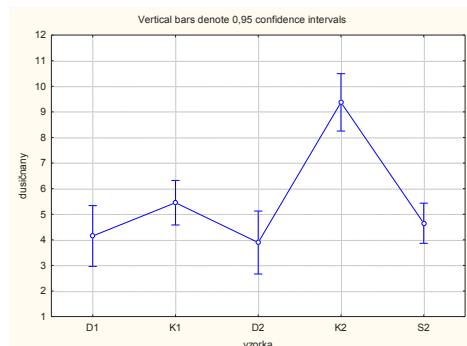
Z celkom iného uhla pohľadu môžeme sledovať výluhy zo zmesi kalu a uhlia pri stanovení fosforečnanov (obr. 10,11). Vzorky čistého kalu dosahovali vo výluhoch oveľa nižšiu koncentráciu oproti výluhom z čistých vzoriek všetkých druhov dreveného uhlia. Množstvo mobilných fosforečnanových iónov je jednoznačne najvyš-



Obr. 10 Dvojfaktorová ANOVA – závislosť koncentrácie fosforečnanov [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ] od hmotnostných pomerov vzoriek

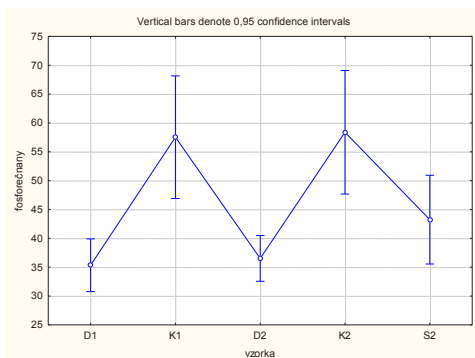
Vplyv typu vzoriek na jednotlivé parametre je štatisticky významný, vzorka, ktorá vykazovala najnižšie hodnoty koncentrácií sledovaných parametrov bolo bukové drevo z druhej vsádzky.

štyri vzorky. Najnižšie koncentrácie boli zaznamenané v zmesiach 9 dielov uhlia a 1 diel kalu. Adsorpčné schopnosti dreveného uhlia sa tu prejavili najvýraznejšie.



Obr. 9 Vplyv typu vzorky na koncentráciu  $\text{NO}_3^-$  [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]

šie vo vzorkách typu (K1) a (K2) a tento vplyv dreveného uhlia na odpadový kal je pri stanovení živín zmesi pozitívnym. Vo všetkých zmesiach sa prejavuje pozvoľný nárast koncentrácie fosforečnanov so zvyšujúcim sa množstvom dreveného uhlia v zmesi.



Obr. 11 Vplyv typu vzorky na koncentráciu  $\text{PO}_4^{3-}$  [ $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]

## ZÁVER

Cieľom predloženej práce s predstavených skúšok bolo získavanie experimentálnych dát týkajúce sa niektorých vlastností výluhov zmesi

čistiarenského kalu a dreveného uhlia získaného pyrolýzou. Z výsledkov je zrejme, že ak by tieto zmesi boli využité ako kompost do poľnohospodárskej pôdy (so zreteľom na rešpektovanie všetkých právnych noriem týkajúcich sa aplikácie čistiarenských kalov alebo zmesí nimi vytvorených), dosiahla by sa jednak stabilizácia sledovaných dusíkových parametrov v kale prítomnosťou dreveného uhlia a tiež obohatenie kalu o fosfor a uhlík, ktorý bol vzorkami dreveného uhlia pridaný.

V experimentoch je potrebné pokračovať a doplniť poznatky o ďalšie vlastnosti týchto zmesí. Predikcie z týchto experimentov sú jednou z možností zhodnotenia čistiarenských kalov, ktoré je potrebné v blízkej budúcnosti riešiť.

### Podakovanie

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0353-11 „Návrh a realizácia pilotnej reorty so zníženými emisiami na výrobu biouhlia pre marginálne zóny a overovacie aplikácie“.

## LITERATÚRA

- DEMKO, J., 1996: Ťažké kovy v kaloch, likvidácia a využitie. In: Aktuálne ekologické otázky E'96. Ťažké kovy v ekosystéme. Zborník BIJO Slovensko, Košice, s. 127–130.
- Environmentálne záťaže – stav riešenia v Európe a na Slovensku. In Evniromagazín MČ 2/2009, ISSN: 1335-1877 s. 4–7
- GERGELOVÁ, Z. 2008: Využitie čistiarenských kalov a dnových sedimentov v poľnohospodárstve. Nitra: Agroinštitút, 2008, s.6
- GRAY, N.B.F. 2005.: Water Technology. UK: Elsevier Ltd., 579 p.
- HORÁKOVÁ, M. et al., 2007: Analytika vody. 2.vyd. Praha: Vysoká škola chemicko – technologická, 2007. 335s. ISBN 978-80-7080-520-6.
- HRONCOVÁ, E., LADOMERSKÝ, J., (2013): Environmentálna analýza spaľovania kalov z čistiarní odpadových vôd. In. Odpadové fórum 2013, 17.-19. 2013 Kouty nad Desnou, ČR. 5 s. ISBN 978-80-85990-22-5.
- HRONCOVÁ, E., LADOMERSKÝ, J., (2013): Výroba dreveného uhlia u nás a vo svete. In. Kontrišová, O., Zacharová, A., Válka, J.: Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia XI. FEE TU vo Zvolene a ÚEL SAV vo Zvolene, s. 209-215.
- CHMIELEWSKÁ, E. (2009): Spracovanie kalov z čistiarní odpadových vôd. In: Odpady, 9,3 s.7-9.
- CHRONI, CH., KYRIACOU, A., MANIOS, T., LASARADI, K. (2009): Investigation of the microbial community structure and activity as indicators of compost stability and composting process evolution. In: Bioresource Technology 100,15, p.3745-3750.
- KMOŠEK, JIŘÍ ml., KMOŠEK, V., KMOŠEK, J. (2009): Experimentální pálení dřevěného uhlí v jamách. In Živá archeologie, roč. 9, 2009, ISSN 1213-1628 č. 10, s. 11-13.
- LADOMERSKÝ, J., HRONCOVÁ, E., SAMEŠOVÁ, D. (2012): Ochrana ovzdušia na čistiarniach odpadových vôd s energetickým zhodnocovaním kalu. In. Ochrana ovzdušia 2012. Kongres STU-DIO, spol. s r.o., s. 144-153. ISBN 978-80-89565-07-08.
- MŽP SR a VÚVH: Vodné hospodárstvo v Slovenskej republike v roku 2012 (modrá správa). Bratislava: MŽP SR a VÚVH, 2013, s. 40 – 41. dostupné na internete 24.9.2013 <http://www.minzp.sk/files/sekcia-vod/modra-sprava-2012-slovenska.pdf>
- PANORAS, A.A., ZDRAGAS, A., ILIAS, K. (1998): Microbiological quality criteria for municipal wastewater reuse in agriculture. In: Geotechnical Scientific Issues, 9, 31, p. 90-103.
- RACLAVSKÁ, H., (2007): Technologie zpracování a využití kalu z ČOV. Ostrava, 171 s.
- SAMEŠOVÁ, D. 2012.: Ťažké kovy v čistiarenských kaloch. In Životné prostredie, Bratislava, vol.46, No 5., 2012, ISSN 0044-4863. p.232-236.
- TERMOSHUIZEN, A.J., MOOLENAAR, S.W., VE-EKEN, A.H., BLOK, W.J. (2004): The value od compost. In: Reviews in Environmental Science& Bio/Technology, 3, p.343-347.
- TORNA, S., MARINOVA, S., DIMITROV, P. (2010): Čistiarenské kaly a ich potenciálne využitie v poľnohospodárskej praxi. In: Waste Forum, 4, s. 331-336.
- WOOLF, DOMINIC; AMONETTE, JAMES; 2010: Biouhlie obmedzí uhlíkové emisie, 13.9.2013 dostupné na <http://tech.sme.sk/c/5511674/biouhlie-obmedzi-uhlikove-emisie.html#ixzz2qHUpK5ap>
- MŽP SR: Program odpadového hospodárstva SR na roky 2011-2015, dostupné na internete 25. 10. 2013 <http://www.minzp.sk/files/oblasti/odpady-a-obaly/poh/poh2011-2015/poh-sr-2011-2015.pdf>

## **Acta Facultatis Ecologiae, Volume 31, 2014 – 2**

Vydanie I. december 2014 – Vydala Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, IČO 00397440 – Počet strán 84 – 7,40 AH, 7,45 VH – Náklad 180 výtlačkov – Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 22. 1. 2014, číslo EP 137/2014 – Evidenčné číslo MK SR 3859/09 – Periodikum s periodicitou dvakrát ročne – Za vedeckú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori a recenzenti – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X