

ISSN 1336-300X



Acta Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE
A ENVIRONMENTALISTIKY

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

Volume 42
2020 – 1

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

- HYBSKÁ, H., KRUPOVÁ, D., OLLEROVÁ, H., ZACHAROVÁ, A., & ĎURICOVÁ A.
IMPACT OF WOOD COMBUSTION WASTE FROM THERMAL WOOD RECOVERY ON SOIL PROPERTIES 7
- ŠEBESTA, M. & LINDTNER, P.
VÝSKYT DREVNÝCH HŮB V URBÁNNOM PROSTREDÍ ZÁPADNÉHO SLOVENSKA
DISTRIBUTION OF WOOD-DECAY FUNGI IN URBAN AREAS OF WEST SLOVAKIA 17
- ŽIDIŠINOVÁ, E. & MANKO, P.
VPLYV KYSLÝCH BANSKÝCH VŮD NA MAKROZOOBENTOS POTOKA SMOLNÍK (VÝCHODNÉ SLOVENSKO)
EFFECT OF ACID MINE DRAINAGE ON MACROZOOBENTHOS OF THE SMOLNÍK BROOK (EAST SLOVAKIA) 31
- SALVA, J., SCHWARZ, M. & DADO, M.
PREHEAD APLIKAČNÝCH METÓD ODPADOVÉHO ZLIEVARENSKÉHO PIESKU
A REVIEW ON APPLICATION METHODS OF WASTE FOUNDRY SAND..... 45

INŠTRUKCIE AUTOROM PRE PUBLIKOVANIE V ACTA FACULTATIS ECOLOGIAE

Acta Facultatis Ecologiae je vedecký časopis Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, ktorý vychádza ako periodikum a od roku 2007 je členený na dve sekcie: ekologickú a environmentálnu. Uverejňuje **pôvodné** recenzované vedecké práce tematicky zamerané v **sekcii Ekológia** na krajinnú ekológiu, krajinné plánovanie a tvorbu krajiny, ekológiu populácií a v **environmentálnej sekcii** na problematiku antropogénnych vplyvov na prostredie, ako aj filozofické aspekty vzťahov človeka a prírody. Okrem **vedeckých prác** je v časopise možné publikovať teoretické a syntetické práce, **Prehľadové články (reviews)** a **Recenzie** knižných publikácií z uvedených oblastí.

Príspevky na uverejnenie schvaľuje redakčná rada, ktorá zároveň určuje recenzentov príspevkov. Recenzent zhodnotí obsah práce, jej prínos a formálne náležitosti a odporúča príspevok na publikovanie. V prípade nesúhlasu autora s posudkom recenzenta rozhoduje o uverejnení príspevku redakčná rada.

Všeobecné pokyny

1. Príspevok musí byť svojim zameraním **v súlade s obsahovým zameraním časopisu**.
2. Vedecký príspevok musí byť **pôvodnou prácou**, t.j. nesmie byť publikovaný alebo zaslaný na publikovanie do inej redakcie. Za pôvodnosť práce i za vecnú správnosť zodpovedá autor.
3. Cieľ práce má byť jasne formulovaný. Príspevok má tvoriť ucelený, logicky usporiadaný prehľad nových pôvodných poznatkov a ich kritické hodnotenie s konkrétnymi závermi.
4. Experimentálny alebo teoretický prístup má byť primeraný. Pracovný postup má byť opísaný spôsobom, umožňujúcim jeho reprodukciu. Experimentálne údaje majú byť štanovené so spoľahlivosťou zodpovedajúcou súčasnej technike a majú byť správne interpretované.
5. Rozsah práce má zodpovedať jej vedeckému prínosu a **nemal by prekročiť 15 strán A4** napísaných v textovom editore podľa predlohy, vrátane tabuliek a grafov. Ilustrácie a tabuľky majú byť úsporné a výstižné, pričom rovnaké údaje nemožno uvádzať duplicitne v oboch formách.
6. **Príspevok** môže byť napísaný v slovenskom, českom alebo v anglickom jazyku. Za úroveň jazyka zodpovedá autor. **Abstrakt** sa uvádza vždy v anglickom jazyku. **Súhrn** je uvedený v slovenskom jazyku, len ak je celý príspevok napísaný v anglickom jazyku.

Rukopis príspevku ako i konečná verzia príspevku (t.j. rukopis po recenznom a redakčnom pripomienkovaní a následnom spracovaní pripomienok autorom) musia byť zaslané v tlačenej forme a zároveň doručené v elektronickej podobe, resp. zaslané e-mailom na journalafezv@gmail.com, resp. výkonným alebo technickým redaktorom príslušnej sekcie (vid. web stránku http://www.tuzvo.sk/sk/organizacna_struktura/fakulta_ekologie_a_environmentalistiky/veda_a_vyskum/acta_facultatis_ecologiae/acta_facultatis_ecologiae.html)

Termín dodania rukopisov je 31. január a 15. júl príslušného roku.

Recenzie je možné zasielať priebežne. Publikované budú v najbližšom čísle časopisu.

Acta Facultatis Ecologiae

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

Volume 42
2020

Editorial Board

Editor-in-Chief
Michal Wiezik

Vice-Editor-in-Chief
Dagmar Samešová

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

Technical Editors
Anna Ďuricová, Miroslav Vanek

Members

Magdaléna Bálintová, Barbara Bialecka, Ján Gáper, František Hnilička, László Miklós,
Volodymyr Nykyforov, Branislav Olah, Peter Ondrišík,
Andrej Oriňák, František Petrovič, Magdaléna Pichlerová, Artur Radecki-Pawlik, Tamás Rétfalvi,
Dagmar Samešová, Marián Schwarz, Branko Slobodník, Slavomír Stašiov,
Jaroslava Vrábliková

List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 42

Terézia Beck, Jozef Oboňa, Zuzana Perháčová, Dagmar Samešová, Andrea Zacharová

© 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

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

HYBSKÁ, H., KRUPOVÁ, D., OLLEROVÁ, H., ZACHAROVÁ, A., & ĎURICOVÁ A. Impact of wood combustion waste from thermal wood recovery on soil properties.....	7
ŠEBESTA, M. & LINDTNER, P. Výskyt drevných húb v urbánnom prostredí západného Slovenska Distribution of wood-decay fungi in urban areas of West Slovakia	17
ŽIDIŠINOVÁ, E. & MANKO, P. Vplyv kyslých banských vôd na makrozoobentos potoka Smolník (východné Slovensko) Effect of acid mine drainage on macrozoobenthos of the Smolník brook (East Slovakia)	31
SALVA, J., SCHWARZ, M. & DADO, M. Prehľad aplikačných metód odpadového zlievarenského piesku A review on application methods of waste foundry sand	45

PÔVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE
ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

IMPACT OF WOOD COMBUSTION WASTE FROM THERMAL WOOD RECOVERY ON SOIL PROPERTIES

HELENA HYBSKÁ^{1*} – DANICA KRUPOVÁ² – HANA OLLEROVÁ¹ –
ANDREA ZACHAROVÁ¹ – ANNA ĎURICOVÁ¹

¹Department of Environmental Engineering, Faculty of Ecology and Environmental Sciences, Technical University in Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovak republic

²Forestry Sciences Laboratory, National Forest Centre, Sokolská 2, 960 52 Zvolen, Slovak republic

* Corresponding author: Tel: +421 45 5206 488; e-mail address: hybska@tuzvo.sk

ABSTRACT

Hybská H., Krupová D., Ollerová H., Zacharová A., Ďuricová A.: **Impact of wood combustion waste from thermal wood recovery on soil properties**

We studied the influence of a single application of wood ash on soil reaction and bioavailable nutrients (K, Mg, Ca and P). 5 t ha⁻¹ of wood ash was applied to a 40 years old forest of Norway spruce in 2010. Research on the effect of wood ash on soil reaction and element forms was performed two to four years after its application. We studied changes in the content of nutrients forms in the humus layer and at following soil depths: 0–10 cm, 15–20 cm, 30–35 cm, 50–55 cm, 70–75 cm and 90–95 cm. Bioavailable forms of K, Mg and P, as well as mobile Ca, was determined in Mehlich III leachate. Results show significant change in soil pH only in upper humus layer. Studied forms of Ca, Mg and K were also significantly higher in humus layer and in the soil depth 0–10 cm. Concentrations of studied elements at other depths (15–95 cm) were very similar and differences were not significant, except the P content.

Key words: wood ash, bioavailable nutrients forms, soil reaction, forest soil, Norway spruce forest

INTRODUCTION

Utilisation of renewable energy based on the combustion of wood biomass and the rising cost of solid waste landfill has lead to the application of wood ash to soil as an alternative source of calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K) and phosphorus (P). These alternative sources of nutrients are valuable due to their low cost and easy availability. Generally fertilisers can mobilise nutrients in the soil or convert them to available forms.

The ash is defined as inorganic residue of dead organic matter resulting from combustion or decomposition activity of micro-organisms. In the Slovak republic ash from wood combustion is largely stored in municipal landfills. This kind of ash disposal is expensive and has no future perspective; thus, new possibilities of ash utilisation are required, for example as fertiliser, especially in agriculture and forestry. The expanded application of wood ash on agricultural or forested land in Slovakia prevents legislation because, according to law, wood ash is considered as waste (in

the sense of Waste Catalogue [1] is it no. 10 01 03 – fly ash from peat and (untreated) wood).

Scandinavian countries have in particular immense experience in utilising wood ash. The main reason, for intensive research on this topic in these countries, is the significant proportion of renewable resources in energy production. It is associated with high production of ash from wood and peat [2]. In Finland, wood ash has been used since 1935 to improve certain soil properties. Research is focused mainly on changing pH values in the soil and biodiversity restoration. In the US, approximately 90% of wood ash is landfilled. On the contrary only 15% of wood ash is landfilled in the north-eastern states. The major part (about 80%) is applied to the soil and the remaining 5% is incinerated together with sewage sludge [3].

Many studies report the positive effect of wood ash on the chemistry of forested land. Omil et al. [4] reported increased growth of coniferous trees after the application of the grate wood ash. The positive impact of ash on the forest soil is increasing with the time period from application. The same authors reported the increase of microbial

activity in the soil and the improvement of litter decomposition, which was observed seven years after the first grate wood ash application. On the other hand, Brais et al. [5] did not record higher wood growth of jack pine (*Pinus banksiana*) five years after ash application. However they confirmed a significant positive correlation between the amount of ash, alkaline cations and base saturation in the forest soil at a depth of 20 cm.

Already a single wood ash application leads to improvement of potassium concentration in spruce needles. Generally it was recorded the increase of the nutrient content in foliage [6]. Oburger et al. [7] reported interesting results, which compare the effect of wood ash on forested land with an acid (5.5) or alkaline (7.7) pH. A significantly higher content of Ca, K, Mg and P in aqueous leachate was identified in the alkaline soil (depth 20–40 cm). On the contrary in acidic soils a significant increase of potassium and phosphorus was not recorded, and calcium with magnesium increased only at a depth of 20–40 cm.

Application of wood ash to the soil in the Slovak republic is restricted by legislation. We also has the lack of information about the reaction of soil after application of wood ash. The aim of this paper is to extend the knowledge about effect of wood ash on soil characteristics. It deals with changes of soil reaction and bioavailable nutrient

content in the soil after a single wood ash application in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) stand.

MATERIALS AND METHODS

Experimental plots

Two experimental plots (40 × 40 m) were established in approx. 40-year old spruce forest, in the forest management unit Hriňová, in autumn 2010. Plots (48°34'56.16"; 19°36'8.06") are located within Sihlianska planina, which belongs to the Veporské vrchy hills. There were Dystric Cambisols and Cambic Umbrisols [8] soils on these plots. The climate condition can characterise as moderately cool with mean temperatures in July of 12–16°C [9] and mean annual precipitation of 700–900 mm [10]. Potential natural vegetation represents beech and fir-beech forests *Dentario glandulosae – Fagetum* [11].

Grate wood ash (5 t ha⁻¹) from the combustion of chemically untreated wood was applied at experiment plot in 2010. Before application the ash was stabilised for several months by exposure to air. The second plot was without application of wood ash and was determined as the control plot.

Chemical characteristic of used wood ash is listed in Table 1.

Table 1 The wood ash chemical composition

pH	CaCO ₃	C org.	Ca	K	Mg	P
–	%	%	mg.kg ⁻¹			
9.00	20.53	3.48	118.70	35.90	12.30	7.97

The amount of nutrients in applied wood ash at experiment plot is described in Table 2.

Table 2 Macroelement (nutrients) input to soil with the application

Applied dose	Ca	K	Mg	P
	kg ha ⁻¹			
5 t ha ⁻¹	593.5	179.5	61.5	39.8

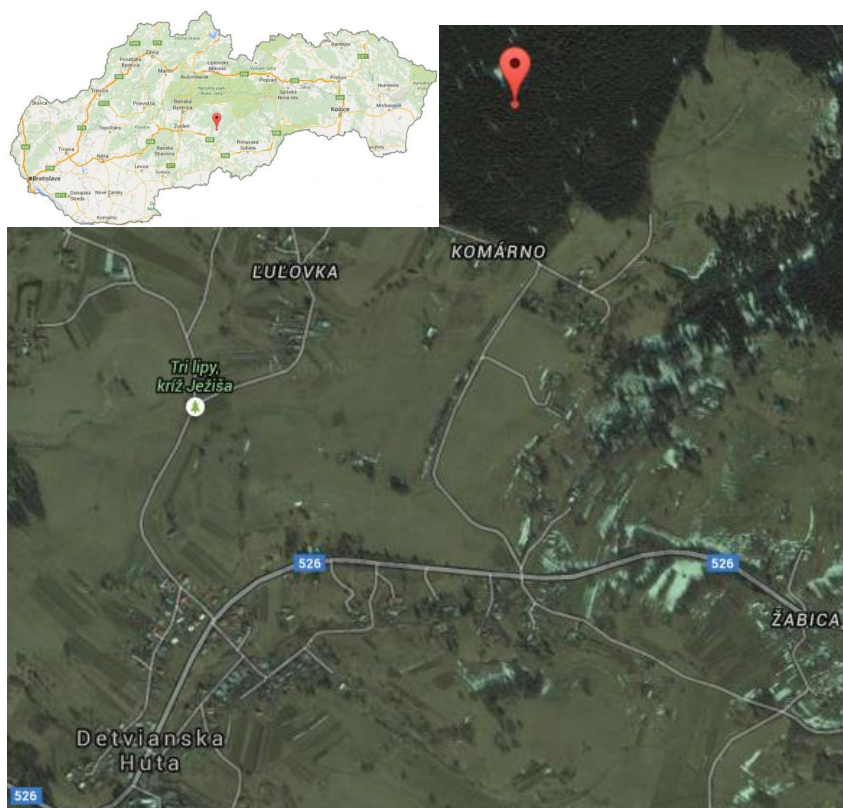


Figure 1 Location of research plots <https://www.google.com/maps/> [12]

Sampling and analyses

A few years after application (in 2012, 2013, 2014), the soil samples were taken from the both plots according to the procedure which has been used in the international program of ICP Forests [13]. Organic layer at the soil surface is sampled separately from underlying mineral soil, but at the same time. Soils were taken at fixed depth (0–10, 15–20, 30–35, 50–55, 70–75 and 90–95 cm). Each average sample was mixed from five subsamples.

Selected soil characteristics as soil reaction $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ and pH_{KCl} and bioavailable forms of Ca, Mg, K, P were determined in average samples. The determination of pH was conducted according to the regulations ISO 10 390 [14] with pH meter WTW InoLab3. The bioavailable elements of Ca, Mg, K, P were determined in Mehlich III leachate according to regulation ISO 220 36 [15] on the optical emission spectrometer OES - ICP VARIAN 725 ES. Results were recalculated on dry weight [16] and were processed in Statistica 7 program used two-factor analysis of variance.

The temporal changes of pH were determined during 4 years from applications of wood ash. At

the same the data from experimental and control plots were comparing.

The temporal changes of bioavailable elements were not evaluated graphically. The average value (counted from three years) was evaluated for each depth on experimental and control plots.

RESULTS AND DISCUSSION

Soil reaction, which is one of the most important characteristics of soil fertility, significantly affects solubility of substances, soil forming and nutrient bioavailability. Generally higher pH is better for vitality and production of wood. We supposed that alkaline wood ash would favourably influence acidic forest soil. The time changes of pH in soil after an application of wood ash on Norway spruce stand were outstanding in organic layer (Figure 2, 3).

Soil reaction

At the control plot pH_{KCl} in the humus layer was between 2.99 and 3.47 and at a depth 0–10 cm was between 3.05 and 3.77. Wood ash effected the soil reaction only slightly and the reaction of humus layer ranged from 3.88 to 4.15 and at a depth of 0–10 cm by 3.18 to 3.34.

Values of $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ on the control plot in the organic layer ranged from 3.61 to 4.58; while at depth of 10 cm ranged from 3.88 to 4.90. pH values in the humus layer were between 4.13 and 4.85 and at a depth of 0–10 cm were between 3.83 and 4.29 on the experimental plot.

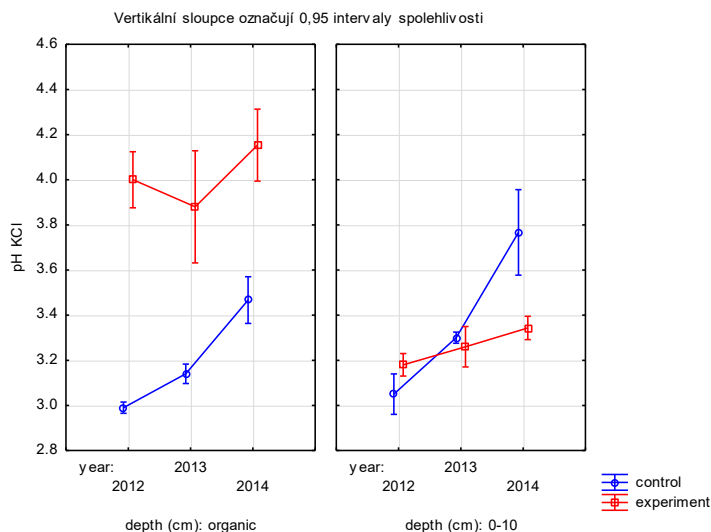


Figure 2 Measured pH values in KCl

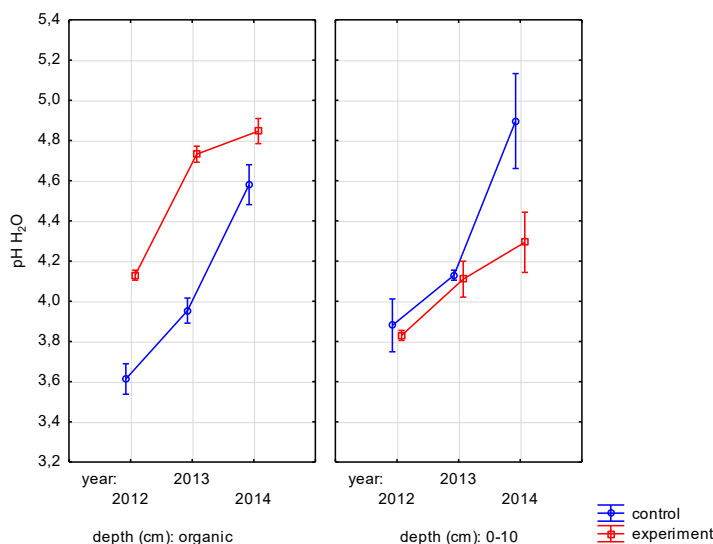


Figure 3 Measured pH values in H₂O

The increasing of values was recorded in the exchange soil reaction pH (KCl) in the humus layer, where changes were higher 20 – 34% than on control plots. The highest pH value was

reached in 2014 (4.18) on the plot where ash had been applied. The greatest differences about 34%, (from pH 3 to 4), was recorded in the 2012 sample (Figure 2).

Applied wood ash in mineral horizon makes only a minor contribution to improving conditions compared to control plot. The changes of pH at a depth of 0–10 cm were not so considerable, which may be due to the shortness of time from the application. The value of both pH in this layer were similar at experiment and control plots except 2014 year. This year the value on control plot was higher than experimental plot. This could be caused by the accuracy of taking samples in the control area. Confirmation of significant differences at the depth of 10 cm will be possible observed only after several years. Ludwig et al. [17] reported soil pH after wood ash application in the range from 3.1 to 3.7.

Omil et al. [18] reported increasing pH values in soils after wood ash application in forests of *Pinus radiata*. Three years after a single application soil reaction increased at individual plots by 0.4 to 4.6%. A decrease was noticed only in one case (by 2%). Soil reaction increased at plots where wood ash was applied for the three following years by 3–5%.

Increasing pH values in forest soil are recorded in all studies where wood ash was applied in coniferous forests [19], or forests on peatlands.

The slight increase in soil reaction will also occur after the application of the ash [4] and the long-term increase of pH is described Saarsalmi et al. [20]. They recorded pH increasing by 0.5 after 30 years of application of 5 t.ha⁻¹ of ash, together with the N, in a pine stand. Hence, wood ash causes an increase the soil pH, which has a positive effect on the production of ecosystems [6], and improvement of selected soil characteristics [4]. However, it will not be such a significant soil reaction change as to negatively influence the character of the coniferous ecosystem, which has a naturally acidic environment closely connected with herbal synusia. Similarly, Qin et al. [21] reported that increased pH does not harm the soil mesofauna.

Bioavailable forms of nutrients

Changes in bioavailable nutrients content at different sampling depths is shown in Figure 4. There are only displayed differences between experiment and control plots using average value from three measurements during followed period.

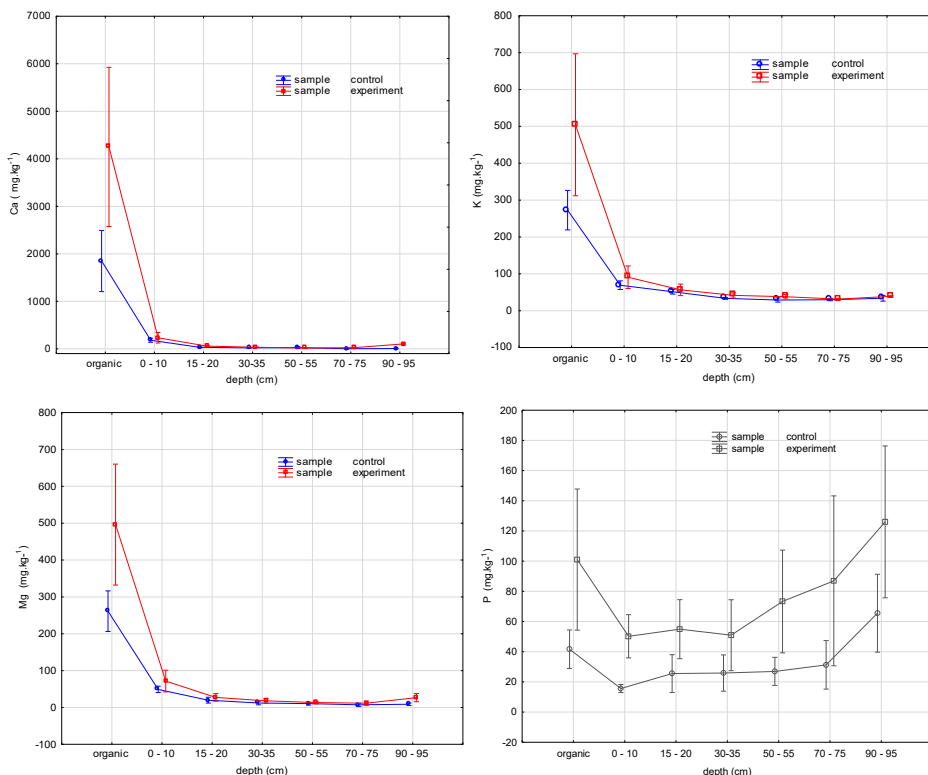


Figure 4 Trends in bioavailable nutrients forms in soil over the three years (2012–2014)

Statistically significant differences were recorded in organic layer, where concentrations increased: Ca about 130%; K about 85% and Mg about 90%. Small changes at a depth of 0–10 cm were identified for elements Ca, K and Mg, where concentrations of these elements increase about 29%, respectively 32% and 20%. The most outstanding was the increase of P element on the experimental plot in all followed layer.

The differences between control and experimental concentrations in deeper soil layers were not identified, except the P. The amount of this element is higher accumulated with increasing

depth. The concentrations of P are higher in the ash plot than the control plot.

This phenomenon can be explain by short time from application, so only organic layer and partially layer 0-10 cm showed the differences between plots. The higher content of elements was on plots with application of ash. The higher value of P in each layers can be explain by better dissolution and penetration into individual lower layers.

The determined amount of bioavailable nutrients Ca, K, Mg and P in the years 2012, 2013, 2014 are described in Table 3.

Table 3 Determined content of bioavailable nutrients in 2012 – 2014

Plot	Depth (cm)	2012				2013				2014			
		Ca	K	Mg	P	Ca	K	Mg	P	Ca	K	Mg	P
mg.kg ⁻¹													
Control plot	humus layer	2 913	364	356	55	1 030	230	211	50	1 605	224	217	20
	0–10 cm	112	79	62	20	193	49	40	13	241	79	45	14
	15–20 cm	23	55	33	47	19	41	13	19	55	58	13	11
	30–35 cm	19	37	21	46	14	32	8	17	33	32	8	15
	50–55 cm	6	29	17	43	10	21	5	20	64	37	9	18
	70–75 cm	*	31	14	59	9	28	6	17	*	31	2	18
	90–95 cm	*	34	13	110	*	22	4	45	24	45	10	41
Plot with wood ash	humus layer	6 741	806	721	181	1 727	235	236	61	4 285	472	532	61
	0–10 cm	385	135	114	70	58	44	26	53	260	94	75	28
	15–20 cm	68	69	43	89	29	30	13	38	76	71	26	39
	30–35 cm	23	44	28	92	42	30	8	28	36	51	18	34
	50–55 cm	26	31	19	131	20	48	10	37	5	34	11	52
	70–75 cm	9	29	22	185	45	30	6	37	19	35	7	39
	90–95 cm	70	40	46	212	131	38	15	71	110	39	20	96

Note: * - LOQ 4.2 mg.kg⁻¹

Results (Table 3) show that the concentration of all studied bioavailable nutrient forms increased in the organic humus layer two years after wood ash application; this was also the case in the mineral soil layer at a depth 0–10 cm. The highest nutrient contents were measured in 2012 (two years after wood ash application). In 2013, we recorded a decrease in the concentrations of measured nutrient forms in the control area too. In the last year of research, four years after the application, the values of Ca, K and Mg were again increased on the experimental plot.

Huotari et al. [22] also confirmed a significant increase in the concentrations of Ca and Mg in an

easily soluble form after application of wood ash. In the long term (23 years after wood ash application) significant changes in the chemical composition of the soil occur only when a dose of 5 t ha⁻¹ of ash had been applied [20].

The evaluation of forests soil it has been carried out regularly in Czech Republic [23]. The results from the years 1996 - 2011 were used for the evaluation of available elements in this study (table 4). Generally the accessible nutrients in the forest soil are significantly lower than in the orchards.

Table 4 Sufficient values of accessible nutrients in forest soil [23]

Element mg kg ⁻¹	Organic layer	Mineral layer
P	14 – 25	19 – 35
K	81 – 110	46 – 60
Ca	351 – 680	251 – 560
Mg	66 – 120	41 – 80

The values of bioavailable P, Ca, K and Mg in organic layer were sufficient on both plots during whole period, but sufficient value in the layer of 0–10 cm was only on experimental plot. The exception is element P which values are satisfactory in the most depth on both plots.

Huotari et al. [22] studied changes in the concentrations of soluble forms of nutrients. The amount of the nutrients is significantly increased, mainly at a depth of 0–10 cm where the authors recorded concentration of P-PO₄ to be six-times higher than elsewhere in the soil profile; however, at a depth of 10–20 cm the increase in soluble nutrient forms was small or almost negligible.

Norström et al. [24] also studied the effect of nutrients from wood ash on soil. When comparing areas with and without wood ash application, the authors recorded a temporary increase in the concentration of K in the soil solution in areas where water is absorbed and an increase in the concentration of Ca in the areas where the water is washed out. Small changes in soil indicate that it is not advisable to use wood ash in the initiation phase of forest development to improve soil quality.

The uptake of nutrients by plants is influenced by many factors, such as pH, or synergistic or antagonistic relations among different elements. The plants growing in acidic soils tend to suffer from Mg deficiency caused by disturbed absorption of this ion, as well as deficiency of Ca, Mo and P [25]. Soil reaction also affects the input of P. At soil pH above 7.2 plants take up P in the form of HPO₄²⁻, while in soils with pH below 7.2, including forest soils in coniferous stands, predominant intake is in the form of H₂PO₄⁻ [26]. An example of an antagonistic effect of a nutrient is the well-known inhibition of input C, Mn and Ca caused by a high content of Ca and K [27].

According to Nkana et al. [28], the application of wood ash affects the chemical composition

of the soil in two ways: as a liming agent and as a nutrient source. The use of ash induces an increase of soil solution pH and content of bioavailable forms of Ca, Mg, K and P. The increase of nutrient concentrations depends on the dose of wood ash. Wood ash application could lead to better availability of nutrients for plants.

CONCLUSIONS

Single application of wood ash in a spruce forest caused an increase in pH in the upper humus layer 2–4 years after ash input but there were only slight changes in soil reaction at a depth of 0–10 cm.

After wood ash application, bioavailable forms of K and Mg and Ca were significantly higher in the humus layer, as well as at a depth of 0–10 cm. Concentrations of K, Ca and Mg were similar on both plots at all depths what can be caused by short time from the beginning of experiment, so the changes in amount was not appeared in lower depth. The exception was bioavailable P which is accumulated in lower soil layers and we recorded its increasing concentration in all studied soil layers.

Confirmation of the positive influence of wood ash on forest soil characteristics by this experiment in Slovakia could lead to legislative changes and, eventually, in permission for wood ash application in Slovak forests.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by Operational Programme Research and Development with financial assistance from the European Regional Development Fund, through project ITMS 26220220016. KEGA 021TU Z-4/2017.

REFERENCES

1. Waste catalogue – Decree of the Ministry of the Environment. 365/2015 Coll. establishing the Waste Catalogue [In Slovak]
2. Otepka, P., Tóthová, S., 2009: Vlastnosti dreveného popola a možnosti jeho využitia pri pestovaní energetických rastlín. Vydaná v rámci projektu a spolufinancovaného APPV, 32 p. ISBN 978-80-970971-0-3. [Characteristics of wood ash and possibilities of its utilization in energy crop. In Slovak.]
3. Pitman, R. M., 2006: Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. [online] Wood Ash Database [cit. 2015-02-21]. Available: <http://woodash.slu.se/eng/page.cfm?id=ashForestry>
4. Omil, B., Piñeiro, V., Merino, A., 2013: Soil and tree responses to the application of wood ash containing charcoal in two soils with contrasting properties. *Forest Ecology and Management* 295: 199 -212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.024>
5. Brais S, Bélanger N, Guillemette T (2015). Wood ash and N fertilization in the Canadian boreal forest: Soil properties and response of jack pine and black spruce. *Forest Ecology and Management* 348: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.021>
6. Zacharová, A., Ollerová, H., 2014: Changes of chemical characteristics of forest soil and biomass of *Picea abies* (L.) Karst. seedlings after single wood ash application. In: GeoConference on water resources. Forest, marine and ocean ecosystems : conference proceedings. Sofia, STEF92 Technology, pp. 325-330. ISBN 978-619-7105-14-8 doi: 10.5593/sgem2014B32
7. Oburger, E., Jäger, A., Pasch, A., Dellantonio, A., Stampfer, K., Wenzel, W. W., 2016: Environmental impact assessment of wood ash utilization in forest road construction and maintenance – A field study. *Science of the Total Environment* 544: 711- 721. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.123>
8. IUSS Working Group WRB, 2006: World reference base for soil resources. World Soil Resources Report No. 103, FAO, Rome, 134 pp.
9. Lapin, M., Faško, P., Melo, M., Šťastný, P., Tomlain, J., 2002: Climatic regions. In *Landscape Atlas of the Slovak republic*. 1st ed., Bratislava, Ministry of Environment of the Slovak Republic, pp. 95.
10. Faško, P., Šťastný, P., 2002: Mean January precipitation totals. In: *Landscape Atlas of the Slovak republic*. 1st ed., Bratislava, Ministry of Environment of the Slovak republic, pp. 99.
11. Maglocký, Š., 2002: Potential Natural Vegetation. In: *Landscape Atlas of the Slovak republic*. 1st ed., Bratislava: Ministry of Environment of the Slovak Republic, pp. 114-115.
12. <https://www.google.com/maps/>, 8.10.2019
13. Cools, N., De Vos., B. 2010: Sampling and Analysis of Soil. Part X. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, Hamburg. 208 s. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]
14. ISO 10 390: 2005. Soil quality – Determination of pH
15. ISO 220 36: 2008. Soil quality – Determination of trace elements in extracts of soil by inductively coupled plasma – atomic emission spectrometry (ICP – AES)
16. ISO 11 465: 1993. Soil quality – Determination of dry matter and water content on a mass basis – Gravimetric method
17. Ludwig, B., Rumpf, S., Mindrup, M., Meiwes, K. J., Khanna, P. K., 2002: Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in Northern Germany. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17: 225 – 237. <http://dx.doi.org/10.1080/028275802753742891>
18. Omil, B., Piñeiro, V., Merino, A., 2007: Trace elements in soils and plants in temperate forest plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. *Science of the Total Environment* 381: 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.004>
19. Jacobson, S., Högbom, L., Ring, E., Nohrestedt, H. O., 2004: Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water, Air and Soil Pollution* 158: 113 – 125. doi:10.1023/B:WATE.0000044834.18338.a0
20. Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Moilanen, M., Saramäki, J., 2012: 30-year effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management* 279: 63 -70. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.006>
21. Qin J, Hovmand MF, Ekelund F, Rønn R, Christensen S, de Groot GA, Mortensen LH, Skov S, Krogh PH (2017). Wood ash application increases pH but does not harm the soil mesofauna. *Environmental Pollution* 224: 581-589. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.041>
22. Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Kubin, E., 2011: Ground vegetation has a major role in element dynamics in an ash-fertilized cut-away peatland. *Forest Ecology and Management* 261: 2081 – 2088. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.033>
23. Fiala, P., Reininger, D., Samek, T., Nemeč, P., Sušil, A., 2013: Forest Nutrition Survey in the Czech Republic 1996 – 2011, Brno 144 p.
24. Norström, S. H., Bylund, D., Vestin, J. L. K., Lundström, U. S., 2012: Initial effects of wood ash application to soil and soil solution chemistry in a small, boreal watershed. *Geoderma* 187: 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.04.011>

25. Jones, J. B., Huber, D. M., 2013: Magnesium and Plant Disease. In: Datnoff et al., (eds.). *Mineral Nutrition and Plant Disease*. APS Press, 4th printing, pp. 95 – 100. ISBN 978-0-89054-346-7
26. Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D., 1985: *Soil Fertility and Fertilizers*. 4th ed. Macmillan, New York.
27. Persson L, Olsson S (2000). Abiotic characteristics of soils suppressive to *Aphanomyces* root rot. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1141 – 1150. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00030-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00030-4)
28. Nkana, V., Demeyer, A., Verloo, M., 2002: Effect of wood ash application on soil solution chemistry of tropical acid soils: incubation study. *Bioresource Technology* 85: 323–325. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00140-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00140-2)

VÝSKYT DREVNÝCH HÚB V URBÁNNOM PROSTREDÍ ZÁPADNÉHO SLOVENSKA

MARTIN ŠEBESTA – PETER LINDTNER

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, xsebestam@is.tuzvo.sk, xlindtner@is.tuzvo.sk

ABSTRACT

Šebesta M., Lindtner P.: **Distribution of wood-decay fungi in urban areas of West Slovakia**

Woody plants in the urban environment are strongly influenced by biotic and abiotic influences and therefore are more susceptible to infections by wood-decay fungi. The aim of this paper was to evaluate the distribution of wood-decay fungi in selected locations in urban areas of West Slovakia. Data of wood-decay fungi came from our own field research that we conducted from August 2017 to January 2020 in 42 locations of West Slovakia. We recorded 855 findings of wood-decay fungi belonging to 42 taxa. Basidiocarps colonized on 59 taxa of woody plants. Majority findings of wood-decay fungi and attacked woody plants were recorded in Bratislava, Handlová, Trnava, Dunajská Streda, Holíč and Zlaté Moravce. The most common wood-decay fungi were *Schizophyllum commune*, *Fomes fomentarius*, *Phellinus igniarius*, *Bjerkandera adusta* and *Ganoderma adspersum*. Basidiocarps colonized the most frequently dead and decaying unidentified woody plants and *Aesculus hippocastanum*, *Tilia cordata*, *Salix alba* and *Prunus cerasifera*. The most common wood-decay fungi on woody plants occurred as saprotrophs (532 findings).

Key words: wood-decay fungi, woody plant, West Slovakia, urban areas

ÚVOD

Zeleň je významným a nevyhnutným prvkom ľudských sídel, kde plní ekologickú a sociálnu funkciu (SUPUKA 1991). Ekologické podmienky v urbanizovanej krajine výrazne ovplyvňujú vývin drevín, prítomnosť a správanie patogénov, ktoré ich ovplyvňujú. Nesprávnou údržbou drevín, stavebnými prácami v okolí drevín a ich úmyselným poškodzovaním dochádza k vážnemu zníženiu vitality drevín, čím sa znižuje ich odolnosť voči infekcii (TELLO et al. 2005). Rozkladný proces je komplexný reťazec udalostí, ktorý je ovplyvnený životným prostredím, stresom, konkurenciou a disturbanciami. Mnohé organizmy sa podieľajú na rozklade dreva, ale pokiaľ ide o hodnotenie rizík, drevné huby sú hlavnou príčinou zníženej mechanickej pevnosti drevín, čo je nebezpečné hlavne v mestských oblastiach (TERHO, HALLAKSELA 2018).

Drevné huby patria medzi najvýznamnejšie škodlivé činitele v urbanizovanej krajine, kde infikujú drevinu v dôsledku ich fyziologického

oslabenia a v miestach mechanickeho poranenia (ČERNÝ 1989) a spôsobujú koreňové a kmeňové hniloby drevín. Pri napadnutí koreňov znižujú stabilitu drevín a často sú príčinou ich predčasného usychania. Hýfy prenikajúce do dreva spôsobujú hnilobu, takže napadnuté drevinu postupne chradnú a odumierajú (GÁPEROVÁ 2009). Sú schopné prenikat' z jadra do belí a výrazne ovplyvňujú stabilitu kmeňov, prípadne priamo narúšajú fyziologické procesy, predovšetkým vedenie vody. Niektoré huby prenikajú až do kambia a znehodnocujú drevo v okolí infekcie. Nebezpečné je predovšetkým poškodenie belového dreva, pretože okrem narušenia fyziológie drevinu je znížená aj statická stabilita kmeňa a rýchlo narastá riziko jeho rozlomenia. Ochrana živých drevín pred napadnutím drevnými hubami preto spočíva predovšetkým v prevencii, teda zabráňovaní vzniku poranení a ich včasnom ošetrení (KOLAŘÍK 2010). Huby, ktoré osídľujú a rozkladajú drevo, vnímame zvyčajne oveľa kritickejšie. Ide najmä o parazitické huby, ktoré kolonizujú živé drevinu. Saprotrofické huby však majú v prírode svoje

mimoriadne významné miesto, najmä kvôli ich nezastupiteľnej úlohe v kolobehu látok v prírode. Bez ich prítomnosti v ekosystéme by sa odumrelá drevná hmota hromadila a živiny zabudované do dreva by sa neuvoľňovali. Saprotrofické huby tak pomáhajú nielen rozkladať mŕtve dreviny a pne ale pomáhajú aj živej drevine zbavovať sa odumretých konárov v korune (KOLARÍK 2003).

Cieľom predloženého príspevku je zistiť zastúpenie drevných húb a drevín nimi asociovaných vo vybraných lokalitách urbánneho prostredia západného Slovenska, následne zistiť najčastejšie sa vyskytujúce drevné huby, najčastejšie asociované dreviny a zastúpenie drevných húb na živých a mŕtvych drevinách.

MATERIÁL A METÓDY

Vlastný terénny výskum prebiehal od augusta 2017 do januára 2020. Bol realizovaný v urbánnom prostredí vybraných miest a obcí západného Slovenska v okresoch Dunajská Streda, Galanta, Hlohovec, Piešťany, Senica, Skalica, Trnava, Bánovce nad Bebravou, Partizánske, Považská Bystrica, Prievidza, Trenčín, Levice, Nitra, Nové Zámky, Šaľa, Topoľčany, Zlaté Moravce. Všetky údaje o drevných hubách a ich výskyte sme zaznamenali do vlastnej databázy s názvom DREVNÉ HUBY SLOVENSKA, ktorá je vedená na Katedre biológie a všeobecnej ekológie Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene. Pri každom náleze drevné huby sme zaznamenali tieto údaje: lokalitu výskytu, GPS súradnice (merané GPS eTrex Vista), nadmorskú výšku, typ dokladového materiálu (fotografia, herbárová položka), dátum zberu, vedecký názov asociovej dreviny, počet a umiestnenie plodníc na drevine a stupeň celkovej vitality dreviny. Stupeň celkovej vitality drevín sme hodnotili podľa PEJCHALA (2005). Drevné huby sú uložené v herbári na Katedre biológie a všeobecnej ekológie TU vo Zvolene.

Bazídiokarpy drevných húb sme identifikovali s pomocou determinačných kľúčov a atlasov (BERNICCHIA 2005, HAGARA et al. 2015, PŘÍHODA 1983, SOKÓL 2000). Na pozorovanie mikroskopických znakov, hlavne veľkosti a štruktúry bazídiospór, sme použili mikroskop MOTIC (Motic Company, Germany) a ako pozorovacie

médium 5% KOH s bavlníkovou modrou. Bazídiospóry sme pozorovali a merali pri zväčšení 1000 × s imerzným olejom. Nomenklatúru húb uvádzame podľa databázy The Index Fungorum (COOPER, KIRK 2020) a nomenklatúru hostiteľských drevín podľa Zoznamu nižších a vyšších rastlín Slovenska (MARHOLD, HINDÁK 1998) a databázy The International Plant Names Index database (IPNI 2020).

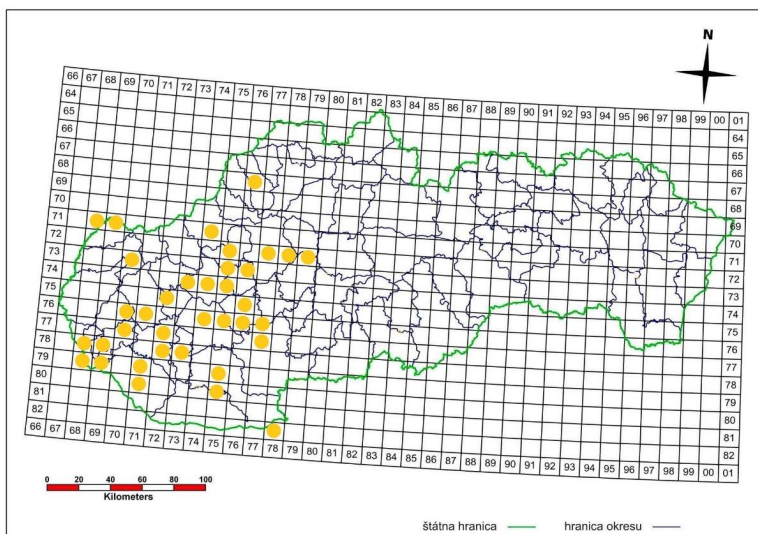
Vypracovali sme záznamy o výskyte drevných húb a väzbe na dreviny. Následne sme zisťovali, zaznamenali do tabuliek, resp. vyhodnotili graficky:

- počet nálezov drevných húb
- počet asociovaných drevín
- najrozšírenejšie drevné huby
- najčastejšie asociované dreviny drevnými hubami
- zastúpenie saprotrofických a parazitických drevných húb v čase výskumu

Lokalitty nálezov drevných húb sme zaradili do mapovacích štvorcov na základe nástroja na vyhľadávanie lokalít v sieti stredoeurópskeho mapovania na Slovensku (KEMPA 2012). Mapovacie štvorce sme následne zaznamenali v štandardizovanej mape Slovenska v rámci Európskej mapovacej siete (GÁPEROVÁ et al. 2007), pričom označenie výskytu drevných húb je viazané na centrálnu časť príslušného mapovacieho štvorca. V prípade výskytu drevných húb na viacerých lokalitách v danom mapovacom štvorci sú tieto lokalitty označené jedným spoločným symbolom.

VÝSLEDKY

Výskum bol realizovaný v 41 lokalitách urbánneho prostredia západného Slovenska. Celkovo sme zaznamenali 847 nálezov drevných húb patriacich k 42 druhom vyskytujúcich sa na 59 druhoch drevín. Podrobné záznamy uvádzame v Tab. 1. Celkovo boli zistené nasledovné rody drevných húb: *Abortiporus*, *Pappia*, *Bjerkandera*, *Cerioporus*, *Cerrena*, *Corioloopsis*, *Daedalea*, *Daedaleopsis*, *Fomes*, *Fuscoporia*, *Ganoderma*, *Gloeophyllum*, *Heterobasidion*, *Chondrostereum*, *Inonotus*, *Laetiporus*, *Perenniporia*, *Phaeolus*, *Fuscoporia*, *Phellinus*, *Fomitiporia*, *Fomitopsis*, *Pseudoinonotus*, *Schizophyllum*, *Stereum*, *Trametes*. Lokalizácia nálezov drevných húb na západnom Slovensku je na Obr. 1.



Obr. 1 Lokalizácia nálezov drevných húb západného Slovenska v rámci Európskej mapovacej siete (GÁPEROVÁ et al. 2007)

Fig. 1 Localization of wood-decay fungi findings in West Slovakia within the European Mapping Network (GÁPEROVÁ et al. 2007)

Najväčší počet nálezov (viac ako 30 nálezov) drevných húb a asociovaných drevín sme zaznamenali v mestách Bratislava, Handlová, Trnava,

Dunajská Streda, Holíč, Zlaté Moravce, Trenčín, Topoľčany, Galanta a Šaľa. Podrobné záznamy uvádzame v Tab. 1.

Tab. 1 Počet nálezov drevných húb na asociovaných drevinách v jednotlivých lokalitách západného Slovenska
Table 1 Number of findings of wood-decay fungi on associated woody plants in individual locations of West Slovakia

Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drevných húb	Asociovaná drevina a počet nálezov drevných húb
Bánovce nad Bebravou	15	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd <i>Trametes trogii</i> Berk. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Corioloopsis gallica</i> (Fr.) Ryvarden	ND (3) <i>Picea</i> sp. (1), ND (2) ND (2), <i>Populus</i> sp. (3) ND (2) ND (2)
Bojnice	1	<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	ND (1)
Bratislava	177	<i>Ganoderma resinaceum</i> Boud. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	<i>Gleditsia triacanthos</i> L. (1), <i>Tilia cordata</i> Mill. (1) <i>Populus nigra</i> L. (5), <i>Acer saccharinum</i> L. (2), ND (3), <i>Quercus</i> sp. (4), <i>Acer</i> sp. (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (3), <i>Tilia</i> sp. (1), <i>Populus alba</i> L. (1), <i>Acer platanoides</i> L. (1), <i>Alnus glutinosa</i> L. (1), <i>Fagus sylvatica</i> L. (1), <i>Salix fragilis</i> L. (1), <i>Populus x canadensis</i> Moench (1) ND (2) ND (1) ND (10), <i>Cerasus avium</i> L. Moench (1)

Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drevných húb	Asociovaná drevina a počet nálezov drevných húb
		<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	<i>Salix caprea</i> L. (2), <i>Salix x sepulcralis</i> Simonk. (2)
		<i>Fuscoporia ferruginosa</i> (Schrad.) Murrill <i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Sorbus intermedia</i> Ehrh. Pers. (1) <i>Tilia cordata</i> Mill. (13), <i>Acer saccharinum</i> L. (1), <i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (2), <i>Tilia</i> sp. (1), ND (24), <i>Quercus</i> sp. (2)
		<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	<i>Acer negundo</i> L. (1), <i>Corylus avellana</i> L. (2), ND (8), <i>Betula pendula</i> Roth. (3), <i>Quercus</i> sp. (3), <i>Tilia</i> sp. (1), <i>Carpinus betulus</i> L. (1) ND (4)
		<i>Stereum sanguinolentum</i> (Alb. & Schwein.) Fr.	
		<i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Ganoderma adpersum</i> (Schulzer) Donk	<i>Fraxinus excelsior</i> L. (1) <i>Tilia</i> sp. (1), <i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1), ND (10), <i>Acer saccharinum</i> L. (1), <i>Quercus cerris</i> L. (1), <i>Celtis occidentalis</i> L. (1), <i>Cerasus avium</i> L. Moench (2), <i>Cerasus</i> sp. (1) ND (1)
		<i>Perenniporia fraxinea</i> (Bull.) Ryvarden <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Paulownia tomentosa</i> Thunb. Steud. (1), <i>Robinia pseudoacacia</i> L. (1) <i>Prunus domestica</i> L. (1) <i>Quercus</i> sp. (4)
		<i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Daedalea quercina</i> (L.) Pers. <i>Ganoderma lucidum</i> (Curtis) P. Karst. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	<i>Quercus robur</i> L. (2) <i>Quercus</i> sp. (5), ND (6), <i>Betula pendula</i> Roth. (1), <i>Corylus avellana</i> L. (1), <i>Tilia</i> sp. (2) <i>Quercus robur</i> L. (2)
		<i>Fomitiporia robusta</i> (P. Karst.) Fiasson & Niemelä <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Trametes trogii</i> Berk.	ND (2) ND (1) ND (6), <i>Populus nigra</i> L. (4), <i>Quercus</i> sp. (4) <i>Gleditsia triacanthos</i> L. (1)
		<i>Gloeophyllum odoratum</i> (Wulfen) Imazeki	
Čefadice	2	<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	<i>Salix caprea</i> L. (2)
Čunovo	4	<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	<i>Populus nigra</i> L. (4)
Dunajská Streda	44	<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Abortiporus biennis</i> (Bull.) Singer <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	ND (8) <i>Tilia cordata</i> Mill. (7), ND (5) <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (17) <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (1), ND (1), <i>Salix x sepulcralis</i> Simonk. (1) ND (2) ND (1) <i>Salix x sepulcralis</i> Simonk. (1)
Galanta	37	<i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Ganoderma resinaceum</i> Boud. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Fomitiporia punctata</i> (P. Karst.) Murrill <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Bjerkandera fumosa</i> (Pers.) P. Karst. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Inonotus cuticularis</i> (Bull.) P. Karst. <i>Daedalea quercina</i> (L.) Pers.	ND (5) <i>Salix x sepulcralis</i> Simonk. (1), <i>Salix alba</i> L. (7) ND (2) <i>Gleditsia triacanthos</i> L. (2), <i>Quercus robur</i> L. (2) ND (1) <i>Prunus domestica</i> L. (3), <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (1) <i>Robinia pseudoacacia</i> L. (1) <i>Populus nigra</i> L. (2), <i>Prunus serrulata</i> Lindl. (2) ND (1) ND (1) ND (1) ND (1) <i>Quercus robur</i> L. (2)

Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drevných húb	Asociovaná drevina a počet názov drevných húb
		<i>Phellinus hartigii</i> (Allesch. & Schnabl) Pat.	<i>Taxus baccata</i> L. (1)
		<i>Fuscoporia torulosa</i> (Pers.) T. Wagner & M. Fisch.	<i>Quercus robur</i> L. (1)
Handlová	47	<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Gleophyllum odoratum</i> (Wulfen) Imazeki <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Picea</i> sp. (1), ND (5), <i>Tilia</i> sp. (1) <i>Picea</i> sp. (2), ND (4) ND (2), <i>Betula</i> sp. (2), <i>Tilia</i> sp. (1) ND (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), <i>Tilia</i> sp. (1), <i>Betula pendula</i> Roth. (1) ND (1) <i>Tilia</i> sp. (5), <i>Tilia cordata</i> Mill. (6), ND (2) <i>Picea</i> sp. (3), <i>Tilia</i> sp. (1), ND (1), <i>Betula</i> sp. (1) <i>Salix alba</i> L. (1) <i>Salix babylonica</i> L. (2), <i>Salix alba</i> L. (1) <i>Betula</i> sp. (1)
Hlohovec	1	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Platanus × hispanica</i> Mill. ex Münchh. (1)
Holíč	43	<i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Trametes trogii</i> Berk. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Pappia fissilis</i> (Berk. & M.A. Curtis) Zmitr. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	<i>Prunus domestica</i> L. (2), <i>Malus domestica</i> Borkh. (1) ND (1), <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2) <i>Salix babylonica</i> L. (1), <i>Salix alba</i> L. (3) ND (1) <i>Tilia cordata</i> Mill. (4), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), ND (6), <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1), <i>Betula</i> sp. (2) <i>Tilia cordata</i> Mill. (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (3) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (3), <i>Acer negundo</i> L. (2) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2), ND (1), <i>Acer negundo</i> L. (1) <i>Salix alba</i> L. (1) <i>Juglans regia</i> L. (1) ND (2)
Kozárovce	7	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire	<i>Juglans regia</i> L. (1) <i>Tilia cordata</i> Mill. (1) <i>Acer pseudoplatanus</i> L. (1) <i>Prunus domestica</i> L. (4)
Krušovce	6	<i>Fuscoporia torulosa</i> (Pers.) T. Wagner & M. Fisch. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	ND (1) ND (2) ND (1), <i>Acer</i> sp. (2)
Leopoldov	8	<i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Corioloopsis gallica</i> (Fr.) Ryvar den <i>Ganoderma adspersum</i> (Schulzer) Donk	<i>Morus alba</i> L. (1) <i>Salix alba</i> L. (2) <i>Acer saccharinum</i> L. (2) <i>Acer saccharinum</i> L. (3)
Levice	8	<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Ganoderma adspersum</i> (Schulzer) Donk <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt.	<i>Salix fragilis</i> L. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (3) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2) ND (1) ND (1)
Nitra	15	<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	ND (2)

Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drevných húb	Asociovaná drevina a počet nálezov drevných húb
		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Acer saccharinum</i> L. (1), <i>Salix babylonica</i> L. (2), <i>Acer negundo</i> L. (1), ND (1), <i>Populus x canadensis</i> Moench (1)
		<i>Fomitiporia robusta</i> (P. Karst.) Fiasson & Niemelä	<i>Quercus robur</i> L. (1)
		<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	<i>Salix alba</i> L. (1), <i>Salix caprea</i> L. (3), <i>Salix fragilis</i> L. (1)
		<i>Fomitopsis betulina</i> (Bull.) B.K. Cui, M.L. Han & Y.C. Dai	<i>Betula pendula</i> Roth. (1)
Nové Zámky	1	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Robinia pseudoacacia</i> L. (1)
Partizánske	5	<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd.	ND (3)
		<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	ND (1)
		<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	ND (1)
Piešťany	15	<i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat.	ND (1)
		<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill	ND (1)
		<i>Ganoderma resinaceum</i> Boud.	ND (2)
		<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	<i>Salix alba</i> L. (1)
		<i>Stereum sanguinolentum</i> (Alb. & Schwein.) Fr.	ND (1)
		<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	ND (2), <i>Acer negundo</i> L. (1)
		<i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt.	ND (1)
		<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1)
		<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	ND (1)
		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Acer platanoides</i> L. (1), <i>Populus nigra</i> L. (1), <i>Populus x canadensis</i> Moench (1)
Považská Bystrica	16	<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen) P. Karst.	<i>Picea</i> sp. (2)
		<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd.	ND (3)
		<i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat.	ND (3)
		<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Tilia</i> sp. (2)
		<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill	<i>Acer</i> sp. (1), ND (1)
		<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	ND (1)
		<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	ND (1)
		<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	ND (2)
Prievidza	28	<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	ND (1)
		<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	ND (1), <i>Tilia</i> sp. (2)
		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), <i>Salix alba</i> L. (1)
		<i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire	<i>Prunus domestica</i> L. (1)
		<i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst.	<i>Juglans regia</i> L. (1)
		<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd.	ND (4), <i>Platanus x hispanica</i> Mill. ex Münchh. (1)
		<i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat.	ND (1)
		<i>Ganoderma adpersum</i> (Schulzer) Donk	ND (3)
		<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	<i>Salix</i> sp. (1), <i>Salix alba</i> L. (2)
		<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	ND (2)
		<i>Heterobasidion annosum</i> (Fr.) Bref.	<i>Pinus</i> sp. (1)
		<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	<i>Salix</i> sp. (1)
		<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	<i>Platanus x hispanica</i> Mill. ex Münchh. (1)
		<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Salix alba</i> L. (2)
		<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill	<i>Acer negundo</i> (1)
Prílepy	4	<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1)
		<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1)
		<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2)
Ráztočno	1	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1)
Rusovce	11	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	ND (2), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (5)

Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drevných húb	Asociovaná drevina a počet nálezov drevných húb
		<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill <i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar <i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Quercus</i> sp. (1) ND (1) ND (2)
Ružindol	1	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Tilia cordata</i> Mill. (1)
Senec	17	<i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	ND (1), <i>Tilia cordata</i> Mill. (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (5), <i>Sorbus aria</i> L. Crantz (1) ND (1) ND (1) <i>Salix alba</i> L.3 ND (1) <i>Salix babylonica</i> L. (1), <i>Betula</i> sp. (2)
Senica	18	<i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Perenniporia fraxinea</i> (Bull.) Ryvar den <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Ganoderma pfeifferi</i> <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Cerasus avium</i> L. Moench (2), <i>Prunus domestica</i> L. (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1) ND (2) ND (3) ND (2), <i>Acer negundo</i> L. (1) ND (2), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1)
Sereď	20	<i>Daedalea quercina</i> (L.) Pers. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Pseudoionotus dryadeus</i> <i>Perenniporia fraxinea</i> (Bull.) Ryvar den <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Cerioporus squamosus</i> <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Pappia fissilis</i> (Berk. & M.A. Curtis) Zmitr. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	<i>Quercus</i> sp. (2) ND (1) <i>Quercus robur</i> L. (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (3), <i>Robinia pseudoacacia</i> L. (1) ND (6) <i>Acer pseudoplatanus</i> L. (1) <i>Platanus</i> × <i>hispanica</i> Mill. ex Münchh. (1) ND (2) <i>Acer platanoides</i> L. (1) ND (1)
Skalica	15	<i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Pappia fissilis</i> (Berk. & M.A. Curtis) Zmitr. <i>Ganoderma adspersum</i> (Schulzer) Donk <i>Fuscoporia torulosa</i> (Pers.) T. Wagner & M. Fisch.	<i>Tilia cordata</i> Mill. (2), ND (2), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), <i>Tilia</i> sp. (1) ND (1), <i>Picea</i> sp. (1) <i>Acer</i> sp. (1) <i>Salix alba</i> L. (1) <i>Tilia cordata</i> Mill. (1), <i>Tilia</i> sp. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1) ND (1)
Šaľa	33	<i>Fomitiporia punctata</i> (P. Karst.) Murrill <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Bjerkandera fumosa</i> (Pers.) P. Karst. <i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar <i>Trametes trogii</i> Berk.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2), ND (5) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), ND (1) ND (3) <i>Salix alba</i> L. (2), ND (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (3) ND (4) ND (6) ND (1) ND (3)
Štúrovo	3	<i>Fomitiporia robusta</i> (P. Karst.) Fiasson & Niemelä <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Salix alba</i> L. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), <i>Populus x canadensis</i> Moench (1)

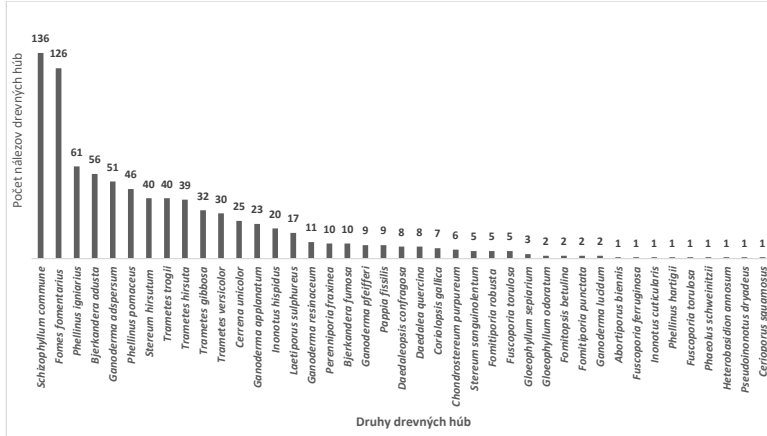
Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drevných húb	Asociovaná drevina a počet nálezov drevných húb
Šurany	23	<i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Trametes trogii</i> Berk. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Bjerkandera fumosa</i> (Pers.) P. Karst. <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	<i>Tilia cordata</i> Mill. (1), ND (1) <i>Acer</i> sp. (1), ND (2) <i>Picea</i> sp. (2) <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (3), <i>Prunus domestica</i> L. (2) <i>Betula pendula</i> Roth. (2) <i>Salix x sepulcralis</i> Simonk. (2) ND (3) ND (4)
Tesárske Mlyňany	11	<i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Phaeolus schweinitzii</i> (Fr.) Pat. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Ganoderma adspersum</i> (Schulzer) Donk <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	ND (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), <i>Tilia</i> sp. (2) ND (1) ND (1) ND (1) <i>Tilia cordata</i> Mill. (1), ND (2) ND (1)
Topoľčany	40	<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Trametes trogii</i> Berk. <i>Ganoderma adspersum</i> (Schulzer) Donk <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Perenniporia fraxinea</i> (Bull.) Ryvarden <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Pappia fissilis</i> (Berk. & M.A. Curtis) Zmitr. <i>Ganoderma resinaceum</i> Boud. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd.	<i>Salix alba</i> L. (5), <i>Salix babylonica</i> L. (1), <i>Salix fragilis</i> L. (1) <i>Salix babylonica</i> L. 1, <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2), <i>Acer platanoides</i> L. (2), <i>Populus nigra</i> L. (1) ND (2) <i>Tilia</i> sp. 1, <i>Salix fragilis</i> L. (1), <i>Populus nigra</i> L. (2), <i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1) ND (1) ND (4) <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (2), <i>Prunus</i> sp. (1) <i>Populus nigra</i> L. (2) <i>Pseudotsuga menziesii</i> Mirb. Franco var. <i>menziesii</i> (1), ND (1) ND (1), <i>Betula</i> sp. (1) <i>Juglans regia</i> L. (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1) <i>Quercus rubra</i> L. (3) ND (1)
Topoľčianky	28	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Ganoderma adspersum</i> (Schulzer) Donk <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Fomitiporia robusta</i> (P. Karst.) Fiasson & Niemelä <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Ganoderma pfeifferi</i> Bres.	<i>Acer platanoides</i> L. (1), <i>Acer</i> sp. (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), <i>Fagus sylvatica</i> L. (4), <i>Tilia americana</i> L. (1), ND (2), <i>Betula</i> sp. (1) <i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1), <i>Rhus verniciflua</i> Stokes (1), ND (1) <i>Malus domestica</i> Borkh. (1) ND (3) ND (1) <i>Quercus robur</i> L. (1) ND (1) <i>Fagus sylvatica</i> L. (7)
Trenčín	40	<i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Phellinus pomaceus</i> (Pers.) Maire <i>Trametes trogii</i> Berk. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	ND (2) ND (2), <i>Tilia</i> sp. (1), <i>Cerasus</i> sp. (1), <i>Populus</i> sp. (1) ND (8), <i>Populus</i> sp. (1) ND (1), <i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1), <i>Acer platanoides</i> L. (1) ND (7) ND (1) <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (5) ND (4), <i>Populus</i> sp. (1) ND (1)

Lokality	Celkový počet nálezov	Druhy drewných húb	Asociovaná drevina a počet nálezov drewných húb
		<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Salix fragilis</i> L. (1), <i>Salix</i> sp. (1)
Trnava	46	<i>Fuscoporia torulosa</i> (Pers.) T. Wagner & M. Fisch. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Ganoderma adpersum</i> (Schulzer) Donk <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd <i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Coriolopsis gallica</i> (Fr.) Ryvarden <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill <i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd. <i>Trametes trogii</i> Berk <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst. <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L. (1), ND (1), <i>Acer pseudoplatanus</i> L. (1) <i>Acer</i> sp. (1), <i>Salix fragilis</i> L. (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (2), <i>Tilia</i> sp. (1), ND (2) <i>Fagus sylvatica</i> L. (1) ND (9) ND (5), <i>Acer</i> sp. (1) ND (3), <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1), <i>Acer</i> sp. (1), <i>Populus x canadensis</i> Moench (1), <i>Fagus sylvatica</i> L. (1) ND (1) <i>Acer platanoides</i> L. (1) ND (1) ND (2) <i>Salix alba</i> L. (1) ND (1) ND (4) ND (1) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1)
Veľké Bielice	1	<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	<i>Salix babylonica</i> L. (1)
Vieska nad Žitavou	5	<i>Schizophyllum commune</i> Fr. <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Ganoderma adpersum</i> (Schulzer) Donk	ND (1) <i>Corylus avellana</i> L. (1) <i>Corylus avellana</i> L. (1) <i>Salix x erythroflexuosa</i> Simonk. (1) <i>Abies concolor</i> var. <i>lowiana</i> Gord. Lemm. (1)
Zlaté Moravce	42	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat. <i>Ganoderma adpersum</i> (Schulzer) Donk <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr. <i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst. <i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill <i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél. <i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt. <i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. <i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen) P. Karst. <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd <i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Cerasus avium</i> L. Moench (1), <i>Cerasus</i> sp. (1), ND (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (3), <i>Fraxinus excelsior</i> L. (1), <i>Acer</i> <i>platanoides</i> L. (1), <i>Ulmus glabra</i> Huds. (1) ND (3) ND (4), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1) <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (1), ND (4) <i>Fraxinus excelsior</i> L. (2) ND (1), <i>Picea</i> sp. (1) <i>Salix fragilis</i> L. (2), <i>Salix alba</i> L. (2), ND (2) <i>Salix</i> sp. (2), <i>Acer platanoides</i> L. (2), <i>Acer</i> sp. (1) ND (2) <i>Picea</i> sp. (1) ND (1) ND (1)
Žabokreky nad Nitrou	7	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. <i>Coriolopsis gallica</i> (Fr.) Ryvarden <i>Pappia fissilis</i> (Berk. & M.A. Curtis) Zmitr.	<i>Tilia</i> sp. (1), <i>Aesculus hippocastanum</i> L. (2), <i>Tilia platyphyllos</i> Scop. (1) ND (2) <i>Acer platanoides</i> L. (1)
Žitavany	2	<i>Ganoderma adpersum</i> (Schulzer) Donk	ND (2)

Vysvetlivky: ND - neidentifikovaná drevina

Zistili sme, že najviac rozšírenými drevnými hubami (viac ako 30 nálezov) vo vybraných lokalitách západného Slovenska boli druhy *Schizophyllum commune*, *Fomes fomentarius*, *Phellinus igniarius*, *Bjerkandera adusta*, *Ganoderma ad-*

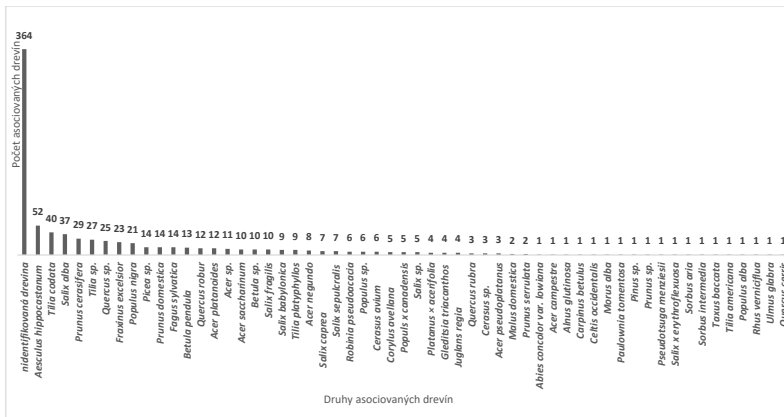
persum, *Phellinus pomaceus*, *Stereum hirsutum*, *Trametes trogii*, *Trametes hirsuta*, *Trametes gibbosa* a *Trametes versicolor*. Podrobné záznamy uvádzame na Obr. 2.



Obr. 2 Zastúpenie drevných húb zo skúmaných lokalít západného Slovenska
Fig. 2 Representation of wood-decay fungi from the studied localities of West Slovakia

Drevné huby najčastejšie fruktifikovali (viac ako 20 nálezov) na mŕtvych a rozkladajúcich sa neidentifikovaných drevinách a na drevinách *Aesculus hippocastanum*, *Tilia cordata*, *Salix alba*,

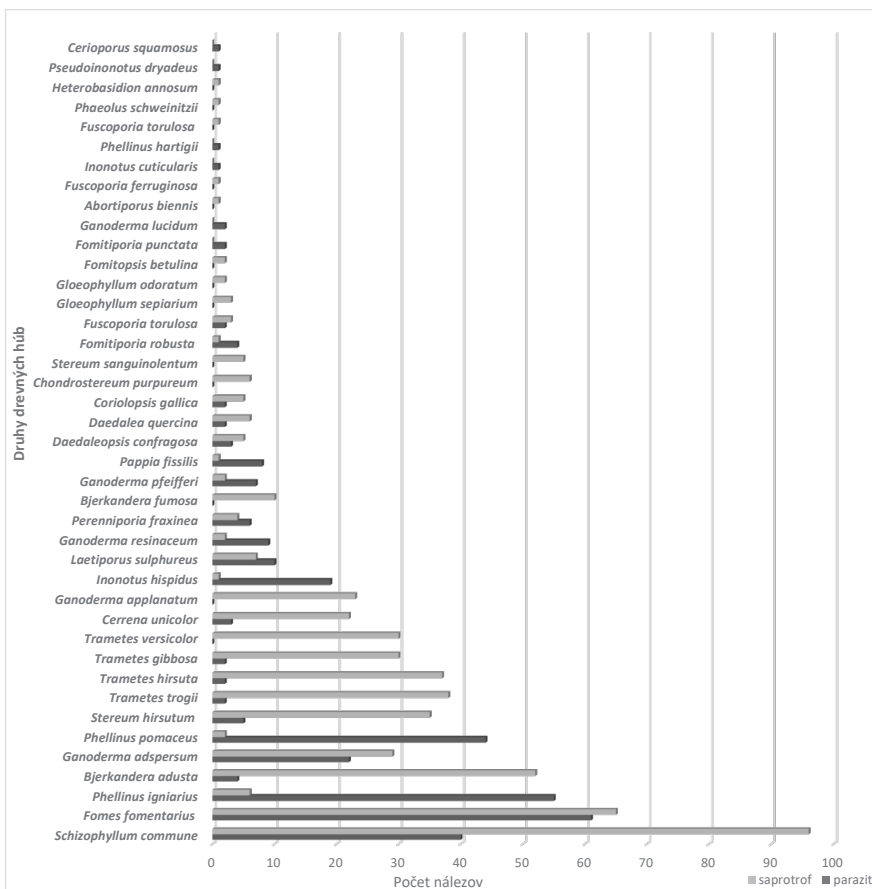
Prunus cerasifera, *Tilia* sp., *Quercus* sp., *Fraxinus excelsior* a *Populus nigra*. Podrobné záznamy uvádzame na Obr. 3.



Obr. 3 Asociované drevniny drevnými hubami zo skúmaných lokalít západného Slovenska
Fig. 3 Associated woody plants with wood-decay fungi from the studied localities of West Slovakia

Zistili sme, že sa drevné huby v čase výskumu na drevinách najčastejšie vyskytovali ako saprotrof (525 nálezov). Na živých drevinách ako parazit fruktifikovalo 322 nálezov drevných húb. Najfrekvencovanejšie saprotrofické drevné huby (viac ako 30 nálezov) patrili do druhov *Schizophyllum commune*, *Fomes fomentarius*, *Bjerkandera adusta*, *Trametes hirsuta*,

Stereum hirsutum, *Trametes gibbosa* a *Trametes versicolor*. Najfrekvencovanejšie parazitické drevné huby (viac ako 20 nálezov) prislúchali druhom *Fomes fomentarius*, *Phellinus igniarius*, *Phellinus pomaceus*, *Schizophyllum commune* a *Ganoderma adpersum*. Podrobné záznamy uvádzame na Obr. 4.



Obr. 4 Zastúpenie saprotrofických a parazitických drevných húb v čase výskumu na skúmaných lokalitách západného Slovenska

Fig. 4 Representation of saprotrophic and parasitic wood-decay fungi at the time of research in the studied localities of West Slovakia

DISKUSIA

V skúmaných lokalitách urbánneho prostredia západného Slovenska sme celkovo zaznamenali 847 názvov drevných húb. Zistili sme, že najrozšírejšími drevnými hubami boli druhy *Schizophyllum commune*, *Fomes fomentarius*, *Phellinus igniarius*, *Bjerkandera adusta*, *Ganoderma adspersum* a *Phellinus pomaceus*. Tieto dáta sú v súlade s výsledkami GÁPERA (1996), podľa ktorého patria medzi najčastejšie viazané drevné huby na urbánne prostredie. Podľa našich výsledkov je najrozšírejšou drevnou hubou v urbánnom prostredí západného Slovenska druh *S. commune*. Tento druh uvádzajú STRAVINSKIENĚ et al. (2015) za najfrekvencovanejšiu drevnú hubu v urbánnom prostredí. Druh *S. commune* je typickým kozmopolitným druhom, ktorý spôsobuje

bielu vlákniťu hnilobu beľového dreva na živých drevinách (TAKEMOTO et al. 2010). Podľa našich výsledkov sa však vyskytoval vo väčšej miere ako saprotrof, čo korešponduje aj s tvrdeniami DERMEK a PILÁT (1974). Druh *F. fomentarius* sa vyskytuje na celom území Slovenska na rôznych listnatých drevinách, ako aj v urbánnom prostredí (ZÚBRIK et al. 2008), čo môžeme potvrdiť aj našimi výsledkami. Z našich výsledkov vyplýva, že sa tento druh vyskytuje aj ako saprotrof aj ako parazit. Takto plní dôležitú úlohu v udržiavaní biologicko-ekologickej rovnováhy (DUŽÍKOVÁ 2013). Rovnako sa v našich výsledkoch objavil parazitický aj saprotrofický spôsob života u druhu *Ganoderma adspersum*. To korešponduje s výsledkami GÁPERA (1998), podľa ktorého rastie druh *G. adspersum* paraziticky a neskôr saprotroficky. Fytopatologicky významným je tento

druh aj v urbánom prostredí, kde najčastejšie fruktifikuje na lipe *Tilia cordata* a pagaštane *Aesculus hippocastanum*. KOTLABA a POUZAR (2009) uvádzajú, že v našich klimatických podmienkach je *G. adpersum* typický synantropný druh. Jeho častý výskyt v urbánom prostredí potvrdzujeme aj našim výskumom. Druh *P. igniarius* sa podľa našich zistení vyskytoval predovšetkým ako parazit na drevinách rodu *Salix*, čo súhlasí so zisteniami FISCHERA (1995). Podľa výsledkov GÁPERA (1998) sa rod *Phellinus* často viaže na urbánne prostredie, najčastejšie druhy *P. igniarius* a *P. pomaceus*. Ich väzbu na urbánne prostredie môžeme potvrdiť aj našimi výsledkami. Čo sa týka druhu *B. adusta*, ten je rozšírený takmer na celej Zemi, pričom najčastejšie fruktifikuje na listnatých drevinách a iba zriedkavo na dreve ihličnanov (DERMEK, PILÁT 1974). ČERNÝ (1989) uvádza že *B. adusta* sa vyskytuje prevažne ako saprotrof. Toto zistenie môžeme potvrdiť aj našim výskumom; Zistili sme, že kde sa vyskytovala prevažne na spráchnivených rozkladajúcich sa pňoch.

Drevné huby v našich výsledkoch najčastejšie fruktifikovali na mŕtvych a rozkladajúcich sa neidentifikovaných drevinách a na drevinách *Aesculus hippocastanum*, *Tilia cordata*, *Salix alba*, *Prunus cerasifera*, *Tilia* sp., *Quercus* sp., *Fraxinus excelsior* a *Populus nigra*. PERHÁČOVÁ, GÁPER (2000) uvádzajú podobné výsledky na území stredného Slovenska, kde sú najčastejšie asociované dreviný *Aesculus hippocastanum*, *Carpinus betulus*, *Acer platanoides*, *Populus nigra*, *Prunus* sp. a *Salix alba*. Najčastejšie atakovanou drevinou drevnými hubami bol podľa našich zistení druh *Aesculus hippocastanum*, ktorý patrí podľa BENČÁTA (1999) k najrozšírenejšej introdukovanej drevine na Slovensku. Rovnako aj z výsledkov GÁPEROVEJ (2009) vyplýva, že je to nielen najčastejšie sa vyskytujúca drevena na území Slovenska, ale aj najviac postihnutá hnilobami a najčastejšie asociovaná práchnovcom *F. fomentarius*, čo môžeme potvrdiť aj našim výskumom. Častými atakovanými drevinami boli zástupcovia rodu *Tilia*, ktorí boli zároveň najfrekvencovanejšie zastúpené drevinami na skúmaných lokalitách západného Slovenska. Tieto zistenia súhlasia s autormi STRAVINSKIENĚ et al. (2015), ktorí uvádzajú, že dreviný rodu *Tilia*, najmä druh *Tilia cordata*, sú jedným z najčastejšie vyskytujúcich sa druhov spomedzi listnatých drevin v mestách a parkoch. Tieto drevinami rastúce v nepriaznivých mestských podmienkach majú často znížený zdravotný stav a sú asociované drevnými hubami.

ZÁVER

Vlastný terénny výskum sme realizovali v 41 lokalitách urbánneho prostredia západného Slovenska. Celkovo sme zaznamenali 847 nálezov drevných húb patriacich k 42 taxónom. Najviac nálezov drevných húb sme zaznamenali v mestách Bratislava, Handlová, Trnava, Dunajská Streda, Holíč, Zlaté Moravce, Trenčín, Topoľčany, Galanta a Šaľa. Drevné huby sa vyskytovali na 59 druhoch drevin. Najviac rozšírenými drevnými hubami v sídlach západného Slovenska sú *Schizophyllum commune*, *Fomes fomentarius*, *Phellinus igniarius*, *Bjerkandera adusta*, *Ganoderma adpersum*, *Phellinus pomaceus*, *Stereum hirsutum*, *Trametes trogii*, *Trametes hirsuta*, *Trametes gibbosa* a *Trametes versicolor*. Najčastejšie fruktifikovali na mŕtvych a rozkladajúcich sa neidentifikovaných drevinách a na drevinách *Aesculus hippocastanum*, *Tilia cordata*, *Salix alba*, *Prunus cerasifera*, *Tilia* sp., *Quercus* sp., *Fraxinus excelsior* a *Populus nigra*. V čase výskumu sa drevné huby na drevinách vyskytovali hlavne ako saprotrof (525 nálezov).

Publikácia vznikla s podporou projektu VEGA 1/0286/17 a KEGA 006UMB-4/2020.

LITERATÚRA

- BENČAĎ, F., BENČAĎ, T., 1999. Pagaštan kónský (*Aesculus hippocastanum* L.) v prirodzenom a kultúrnom areáli a nutnosť zabezpečenia jeho genofondu aj na Slovensku. In *Zborník zo seminára Pestovanie a ochrana rastlín v mestskom prostredí, ošetrovanie chránených a pamätných stromov*, ÚEL SAV Zvolen, Pobočka biológie drevin Nitra, p. 3–17.
- BERNICCHIA A. 2005. *Polyporaceae s.l.*, Fungi Europaei Vol. 10., Candusso, Alassio, 808 pp.
- COOPER J. & KIRK P. 2020. CABI Bioscience Database, Landscape Research, Index Fungorum Database, Dostupné na internete: <http://www.speciesfungorum.org/Names/Names.asp> [cit. 25-3-2020].
- ČERNÝ, A. 1989. *Parazitické dřevokazné houby*. Praha: SZN., Lesníctví, myslivost a vodní hospodářství. ISBN 80-209-0090-X.
- DERMEK, A., PILÁT, A. 1974. *Poznáváme huby*. Veda, t. Tlač. SNP-Neografia, Martin.
- DUŽÍKOVÁ, B. 2013. Zdravotný stav dřevin s ohledem na míru napadení dřevokaznými houbami na území Přírodní památky Vodopády Satiny (Moravskoslezské Beskydy). In *Acta Musei Beskidensis*, 2013, roč. 5, s. 27 – 31.
- FISCHER, M. 1995. *Phellinus igniarius* and its closest relatives in Europe. *Mycological Research*, 99(6), 735-744.

- GÁPER, J. 1996. *Polypores affecting of woody plants in urban areas of Slovakia*. Vedecké štúdie 91996A. Zvolen Technická univerzita vo Zvolene. 50 p.
- GÁPER J. 1998. *Trúdniky na území Slovenska a ich šírenie v ekosystémoch bazídiospórami*. Technická univerzita Zvolen, Zvolen, 75 pp.
- GÁPEROVÁ S. TRHAN P. GÁPER J. & KRÁTKA, E. 2007. Zastúpenie hnilôb na introdukovaných drevinách v sídlach Slovenska. – HOLÁŇ J. & WONDRAČEK L., (eds): *Drevoznehodnocujúce huby 2007*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno s. 42 – 50.
- GÁPEROVÁ, S. 2009. *Hniloby pagaštana konského Aesculus hoppocastanum L. na Slovensku*. Banská Bystrica: Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, 2009, 102 s., ISBN 978-80-8083-786-0.
- HAGARA L. 2015. *Ottova encyklopédia húb*. Ottovo nakladateľství, Praha, 1200 pp.
- KEMPA 2012: Nástroj na vyhľadávanie lokalít v sieti stredo európskeho mapovania na Slovensku, [online]. cit. 2020-07-07, <http://ibot.sav.sk/dfs/stvorce/>
- KOLAŘÍK, J., 2003: *Péče o dřeviny rostoucí mimo les*. 1. díl. Vlašim : ČSOP Vlašim, 2003. 261 s. ISBN 80-86327-36-1.
- KOLAŘÍK, J. 2010. *Péče o dřeviny rostoucí mimo les*. 2. díl. 3., dopl. vyd. Vlašim: ČSOP, 2010, 696 s., ISBN 978-80-86327-85-3.
- KOTLABA, F., POUZAR, Z. 2009. Ekologie choroše lesklokorky tmavé – *Ganoderma adspersum* – v Čechách. In *Mykologické listy*, 109, 2009, s. 11 – 15.
- MARHOLD K., HINDÁK F. (eds.) 1998. *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. VEDA, Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 688 pp.
- PEJCHAL M. 2005. Výhodnocení vitality stromů v městských ulicích. – KOLEKTIV (eds): *Stromy v ulicích. Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu*, Praha, 32-44 pp.
- PERHÁČOVÁ, Z., GÁPER, J. 2000. Viazanosť drevozokazných húb na drevinu vo vybraných sídlach Stredoslovenského regiónu. In: HLAVÁČ, P., REINPRECHT, L. GÁPER, J. (eds): *Drevoznehodnocujúce huby 2000*, Zvolen: Vydavateľstvo Technickej Univerzity vo Zvolene, 2000, s. 69 – 73
- PŘÍHODA A. 1983. *Klíč na určování dřevokazných húb*. VŠLD Zvolen, Zvolen, 96 pp.
- SOKÓŁ S. 2000: *Ganodermataceae Polski*. Taksonomia, ekologia i rozmieszczenie. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 134 pp.
- STRAVINSKIENĚ, V., SNIEŠKIENĚ, V., STANKEVIČIENĚ, A. 2015. Health condition of *Tilia cordata* Mill. trees growing in the urban environment. In *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(1), 115-122.
- SUPUKA, J., BENČAĎ, F., BUBLINEC, E., GÁPER, J., HRUBÍK, P., JUHÁSOVÁ, G., MAGLOCKÝ, Š., & VREŠTIAK, P. 1991. *Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene*. Veda, Bratislava, 308 p.
- TELLO, M. L., TOMALAK, M., SIWECKI, R., GÁPER, J., MOTTA, E., MATEO-SAGASTA, E. 2005. Biotic urban growing conditions—threats, pests and diseases. In *Urban forests and trees* (pp. 325-365). Springer, Berlin, Heidelberg.
- TAKEMOTO, S., NAKAMURA, H., IMAMURA, Y., SHIMANE, T. 2010. *Schizophyllum commune* as a ubiquitous plant parasite. *Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ*, 44(4), 357-364.
- 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, *Forestry*, 81, 2, (151).
- THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX, 2020. [online]. <http://www.ipni.org>
- ZÚBRIK, M., KUNCA, A., NOVOTNÝ, J. 2008. *Hmyz a huby : atlas poškodení lesných dřevin*. Zvolen : Národné lesnícke centrum, 2008. 178 s. ISBN 978-80-8093-044-8.

VPLYV KYSLÝCH BANSKÝCH VÔD NA MAKROZOOBENTOS POTOKA SMOLNÍK (VÝCHODNÉ SLOVENSKO)

EMÍLIA ŽIDIŠINOVÁ¹ – PETER MANKO²

¹ Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, emiliazidisinova@gmail.com

² Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. Novembra 15, 080 01 Prešov, peter.manko@unipo.sk

ABSTRACT

Židišinová E., Manko P.: **Effect of acid mine drainage on macrozoobenthos of the Smolník brook (East Slovakia)**

The main idea of the presented thesis is to describe the various effects of acid mine drainage on invertebrates of aquatic ecosystems, mainly on benthic communities. Toxicity of these waters is caused by low pH and high heavy metals content. These cause habitat degradation, and effect physiological processes and ecology of individuals. In natural communities, this issue is still little explored and requires more attention. The subject of the research is the benthic invertebrate community of Smolník brook, part of which is polluted by acid mine drainage. Research included sampling, determination and analysis of a qualitative and quantitative features of zoobenthic communities. The results show that this type of pollution has a significant impact on the species diversity and abundance of macrozoobenthos, both features intensively declined on polluted localities.

Key words: heavy metals, pH, acid mine drainage, aquatic invertebrates

ÚVOD

Voda je najdôležitejšou kvapalinou na našej modrej planéte, presne tak, ako hovorí staré latinské príslovie: *Sine aqua non est vita* – bez vody niet života. Ľudia využívajú vodu už celé stáročia okrem základných životných potrieb aj na výrobu, remeslá či priemysel, vrátane baníctva. Banícky priemysel však pri (a aj po) ťažbe nerastných surovín produkuje množstvo ťažko odstrániteľného tuhého, kvapalného i plyného odpadu, čím predstavuje obrovskú záťaž na životné prostredie a to v globálnom meradle (HOGSDEN 2013).

Na Slovensku je rozmach ťažby datovaný od 13. storočia a v oblasti Smolníka o storočie neskôr. Prebiehala tu ťažba rúd, a to najmä železa, meď, striebra a zlata. Hlavnými minerálmi nachádzajúcimi sa v tomto rudnom ložisku sú pyrit a chalkopyrit. Ťažba bola v roku 1990 ukončená a od tej doby je baňa opustená a zaplavená (SINGOVSKÁ, BÁLINTOVÁ 2012). Odhadom sa v nej nachádza ešte okolo 6 miliónov ton nevyťaženej pyritu (ŠLESÁROVÁ et al. 2006), čím je lokalita permanentným zdrojom kontaminácie potoka Smolník a okolitého prostredia, vrátane

rieky Hnilec, do ktorej sa potok vlieva (LINTNE-ROVÁ et al. 2008).

V súčasnosti je na Slovensku mnoho baní opustených a zaplavených a ďalej znečisťujú okolité prostredie, najmä vodné ekosystémy. Je to aj prípad Smolníka, kde zo zatopeného komplexu vytekajú kyslé banské vody (angl. *acid mine drainage* – AMD) do potoka a blízkeho okolia. Ich nízke pH a vysoký obsah ťažkých kovov má výrazné negatívne vplyvy na vodnú biotu. Najčastejšie pozorovanými vplyvmi na vodné bezchordáty sú: pokles abundancie (COURTNEY, CLEMENTS 1998; TRIPOLE, CORIGLIANO 2005; SVITOK et al. 2014), množstva potravy (FLEEGER et al. 2003), zmeny v rámci trofických kaskád (HOGSDEN 2013), rozmnožovaní (LEFCORT et al. 1999; HARDING 2005), metabolizme či dýchaní (BRAKKE et al. 1994; COURTNEY, CLEMENTS 1998; ALEXANDER 2008; GOLOVANOVÁ 2008). Vďaka ich reakciám zohráva makrozoobentos dôležitú úlohu v biomonitingu vodných tokov (HERING et al. 2004; VAN DAMME et al. 2008). V súčasnosti prebieha v okolí ložiska Smolník monitoring na troch oblastiach: šachte Pech, odkalisku Smolnícka Huta a pyrito-

vej halde nachádzajúcej sa v západnej časti areálu bývalého závodu. Z celého systému zatopených bankských diel predstavuje šachta Pech najnižšie položené vyústenie. Kyslé bankské vody ňou vytekajú priamo do potoka Smolník a aj napriek niekoľkým sanačným úpravám je situácia týkajúca sa kvality vody stále kritická (ŠLESÁROVÁ et al. 2006). Dopady ťažkých kovov a kyslého prostredia na spoločenstvá bentických makrovertebrát sú napriek publikovaným prácam stále nedostatočne preskúmané, preto je dôležité venovať tejto problematike náležitú pozornosť. V potoku Smolník sa taxonomickému zloženiu makrozoobentosu a vplyvu AMD venovala KOTULIČOVÁ (2015). V tejto práci nadväzujeme na jej výskum a bližšie analyzujeme vplyv AMD na makrozoobentos v dlhšom úseku toku.

Cieľom tejto práce je analyzovať vplyv kyslých bankských vôd na vybrané charakteristiky spoločenstiev bentických bezstavovcov v potoku Smolník.

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika územia a študovaných lokalít

Študovaná lokalita sa nachádza na Východnom Slovensku, medzi obcami Úhorná a Mníšek nad Hnilcom. Geomorfologicky patrí územie do Slovenského Rudohoria (SINGOVSKÁ, BÁLINTOVÁ 2012). Celková dĺžka potoka Smolník od jeho prameňa vo Volovských vrchoch až po sútok s riekou Hnilec je 19,7 km. V hornej časti toku sa napája na vodnú nádrž Úhorná a ďalej preteká cez obce Smolník, Smolnícka Huta a Mníšek nad Hnilcom. Väčšiu časť koryta Smolníka obkolesujú haldy a opustené bankské štôlnie po ťažbe rúd, ktorá tam prebiehala v minulosti (SZABÓ 2014).

Hlavnými kontaminantmi potoka Smolník sú podľa Lintnerovej a kol. (2008) železo, sulfidy, meď, hliník, arzén, zinok a mangán. Zo stopových prvkov sú to olovo, selén, kobalt, nikel, kadmium, cín a chróm (LINTNEROVÁ et al. 2008). Historicky najvyššie koncentrácie znečisťujúcich látok boli zaznamenané v máji 1994, tesne po zaplavení opustenej bane. Ich pravidelné monitorovanie však pokračuje aj v súčasnosti (ŠLESÁROVÁ et al. 2007).

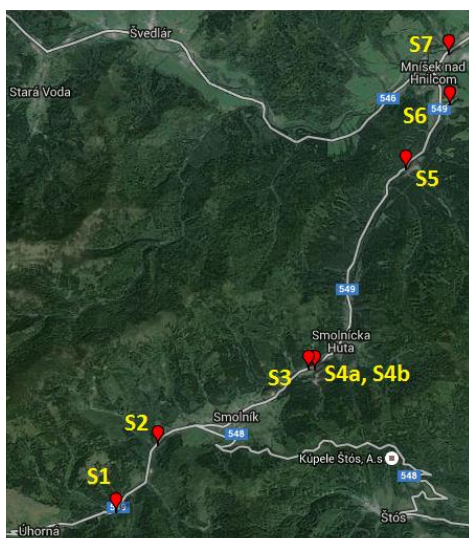
Medzi kovy s najvyššou koncentráciou v AMD Smolník, ktoré namerali Bálintová a Petrílková (2011) patrili: Fe (256,8 mg/L), Al (43,4 mg/L) a Mn (23,9 mg/L). Boli pozorované tiež niekoľkonásobne zvýšené množstva horčíka,

kadmia, olova a arzénu (BÁLINTOVÁ, PETRILKOVÁ 2011). Singovská a Bálintová (2012) zase namerali maximálne hodnoty kovov: Fe (463,0 mg/L), Al (107,0 mg/L) a Mn (36,5 mg/L). Výrazne zvýšené množstvo kovov sa nachádzalo aj v sedimentoch, napr. Zn (313 mg/kg) a Cu (448 mg/kg). Hodnoty pH namerané tesne pod výpustom šachty Pech kolísali medzi 3,94 - 4,01. Smerom od výpustu v oboch smeroch sa hodnoty pH lineárne zvyšovali (s malými kolísaniami) až po hodnotu 6,58 (SINGOVSKÁ, BÁLINTOVÁ 2012). Zistené koncentrácie zo zaťažených lokalít prekračujú mnohonásobne referenčné hodnoty stanovené Nariadením vlády č. 269/2010 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd.

Všetky vzorky sme odoberali v potoku Smolník a to spolu na ôsmich lokalitách (Obr. 1). Vybrané lokality boli zvolené tak, aby sme porovnali rôzne mikrohabitaty a mohli posúdiť vplyv kyslých bankských vôd na vodné bezstavovce.

Prvá a druhá lokalita je nezaťažená priesakmi bankských vôd, tretia lokalita je zaťažená čiastočne. Lokalita S4a sa nachádza tesne nad výpustom bankských vôd zo šachty Pech a lokalita S4b tesne pod ním. Ďalšie lokality sú situované pod výpustom v smere toku, a teda sú výrazne zaťažené. Neďaleko šachty Pech sa nachádza aj odkalisko. Priesaky z neho spolu s priesakmi zo štôlní znásobujú znečistenie potoka Smolník kyslými bankskými vodami. V bankských vodách s hodnotou $\text{pH} < 4$ je aj vysoký obsah hliníka. Ten sa vyplavuje priesakmi kyslých bankských vôd (HUDÁČEK 2002). Tento jav možno pozorovať voľným okom ako belasé sfarbenie časti toku potoka Smolník a to najmä v úseku lokalít S4b až S5. Posledná lokalita odberu vzoriek sa nachádza v sútoku potoka s riekou Hnilec, kde sa intenzita znečistenia výrazne znižuje.

Vzorky boli odobierané v troch termínoch: 31.5.2016, 14.8.2016 a 29.11.2016, čím sme zachytili rôzne vývinové štádiá makrozoobentosu v letnom a jesennom aspekte.



Obr. 1 Lokality odberov vzoriek na potoku Smolník
Fig. 1 Sampling sites on the Smolník stream

Tab. 1 Vybrané charakteristiky lokalít potoka Smolník

Tab. 1 Selected characteristics of sampling sites on the Smolník stream

Lokalita	GPS	Šírka koryta [m]	Hĺbka vody [m]	Substrát (Šporka et al. 2003)	Zatienenie [%]
S1	48°70.919' 20°70.047'	3 – 4	0,15 – 0,30	Psamál, mikro-, meso-, makrolitál	80
S2	48°72.367' 20°71.435'	4– 5	0,10 – 0,20	Psamál, mikro-, meso-, makrolitál	60
S3	48°73.989' 20°76.381'	5	0,20 – 0,35	Meso-, makrolitál	80
S4	48°74.004' 20°76.604'	3 – 6	0,15 – 0,60	Meso-, makro-, megalitál	25
S5	48°78.312' 20°79.575'	7	0,20 – 0,30	Psamál, mikro-, mesolitál	80
S6	48°80.789' 20°81.003'	6	0,20 – 0,30	Psamál, mikro-, mesolitál	40
S7	48°80.871' 20°81.062'	12 – 15	0,20 – 0,60	Psamál, mikro-, meso-, makrolitál	10

Metodika odberov a spracovania vzoriek

Na zber vzoriek v potoku Smolník bolo na každej lokalite náhodne vybraných 10 štvorcov s obvodom 25x25 cm. Bezstavovce sme zbierali pomocou eurosietky s veľkosťou ôk 250 µm a s použitím metódy „kicking“. Následne sme označené vzorky zafixovali v denaturovanom liehu a prepravili do laboratória. Tam boli všetky

bezstavovce postupne triedené a určované do čo najnižších taxonomických skupín. Na determináciu bol použitý binokulárny mikroskop (Leica M205C, zväčšenie 7,8x až 160x) a determinačné kľúče v knižnej podobe (ako napr. KRNO 2013), ako aj na CD a DVD (napr. LECHTHALER, STOCKINGER (2005): *Trichoptera – Key to Larvae from Central Europe* (DVD); LECHTHALER (2007): *Trichoptera Families – Key to Lar-*

vae from Central Europe (CD); LECHTHALER (2009): *Macrozoobenthos – Key to Families of Macroinvertebrates in European Freshwaters* (DVD); BAUERNEFEIND, LECHTHALER (2014): *Ephemeroptera – Key to Nymphs from Central Europe* (DVD)). Pre špecifické skupiny makrozoobentosu bola použitá aj ďalšia dostupná determinačná literatúra. Zástupcovia niektorých skupín (Diptera, Trichoptera, Annelida a veľmi nízke instary radov Ephemeroptera a Plecoptera) boli determinované len do vyšších taxónov.

Metodika vyhodnotenia výsledkov

Na vyhodnotenie získaných údajov sme použili viaceré metódy. Triedy dominancie taxonomických skupín na jednotlivých lokalitách sme vypočítali pomocou vzorca: $D = \frac{n_i}{s} \cdot 100$ [%], kde n_i je počet jedincov jedného taxónu a s je celkový počet jedincov. Dominancia je ovplyvnená počtom druhov, ktoré sa v zoocenóze nachádzajú. Rozoznávame 5 tried dominancie: eudominantný (>10 %), dominantný (5 – 10 %), subdominantný (2 – 5%), recedentný (1 – 2%) a subrecedentný (<1%) (LOSOS et al. 1985). Rozdelenie lokalít z pohľadu faunistickej podobnosti sme stanovili podľa Klastrovej analýzy a Bray-Curtis indexu v programe PAST. V tomto programe sme vykonali aj analýzu rozptylu ANOVA a získali sme aj hodnoty absolútnej abundancie a diverzity všetkých taxónov na jednotlivých lokalitách. Indexy saprobity, kyslosti, ekologické skupiny makrozoobentosu podľa rôznych kritérií a ďalšie metriky boli stanovené v programe ASTERICs incl. PERLODES (version 4.0.4).

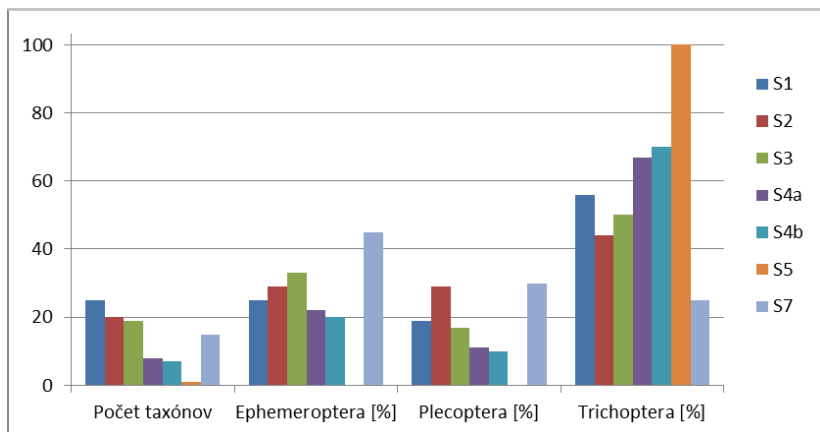
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Abundancia a druhová diverzita makrozoobentosu mala (s menšími odchýlkami) od prvej lokality v smere toku klesajúci charakter. Medzi referenčnou a zaťaženou lokalitou bol v niektorých prípadoch zaznamenaný pokles počtu druhov až o 99%. Výnimkou však bola posledná lokalita (S7 - rieka Hnilec), ktorá dosahovala hodnoty nezaťažených lokalít. Tento vzorec sa opakoval pri všetkých troch uskutočnených odberoch. Štatisticky významný rozdiel v druhovom zložení medzi lokalitami potvrdila aj analýza rozptylu ANOVA.

Vzorky odobraté v potoku Smolník 31.5.2016 (1. odber) boli taxonomicky aj druhovo najchudobnejšie v porovnaní s nasledujúcimi mesiacmi (Obr. 2). Najvyššou početnosťou na lokalite S1 sa vyznačovali larvy potočnickov rodu *Hydropsyche*

(37,6%) a larvy chrobákov čeľade Hydraenidae (11,1 %). K dominantným patrili larvy čeľade Chironomidae (8,41 %), podenky druhu *Baetis alpinus* (Pictet, 1843) (7,1%) a *Baetis rhodani* (Pictet, 1843) (5,3%) a tiež pošvatky druhu *Perla marginata* (Panzer, 1799) (5,8%) a *Isoperla oxylepis* (Despax, 1936) (5,3 %). Na lokalite S2 tvorili tretinu biocenózy potočnický rodu *Hydropsyche* (33,3%) a medzi eudominantné patrili aj larvy druhu *Perla marginata* (18,4 %). Početné boli aj podenky *Rhitrogena semicolorata* (Curtis, 1834) (9,9%) a *Rhitrogena iridina* (Kolenati, 1839) (7,1%) spolu s larvami čeľade Hydraenidae. Na lokalite S3 mali najvyššiu abundanciu pakomáre čeľade Chironomidae (28,8%) a potočnický *Hydropsyche* sp. (20,9 %). Takmer polovicu spoločenstva na lokalite S4a tvorili pakomáre (Chironomidae) a eudominantnými boli v rovnakom pomernom zastúpení aj potočnický Linnephilidae a rod *Hydropsyche* (15 %). Na lokalite S4b mali nadpolovičné zastúpenie pakomáre (Chironomidae) (59,3%) a druhým najpočetnejším bol opäť rod *Hydropsyche* (18,5 %). Na lokalite S5 bol nájdený len jediný taxón a to rod *Hydropsyche*. Na nasledujúcej lokalite (S6) neboli nájdené žiadne bezchordáty. Posledná lokalita, s označením S7, sa vyznačuje výraznou eudominanciou pakomárov (Chironomidae) (36,4%) a dominanciou podeniiek *Ephemera danica* (Müller, 1764), pošvatiek *Leuctra inermis* (Kempny, 1899) (9,1%) a potočnickov *Hydropsyche* sp. (6,8 %). Medzi subdominantné patrili larvy muškovitých (Simuliidae), dvojkrídlovcov rodu *Dicranota*, potočnickov rodu *Rhyacophila*, podeniek druhu *Rhitrogena semicolorata* a *Baetis fuscatus* (Linnaeus, 1761) a tiež pošvatiek druhu *Perla marginata*.

Druhý odber vzoriek (uskutočnený 14.8.2016) sa do istej miery odlišoval od prvého odberu. Výrazne vysoký podiel v zoocenóze na lokalite S1 mali larvy podeniiek rodu *Baetis* (63,2 %). Tieto juvenilné jedince však kvôli svojím malým rozmerom v ranom štádiu vývinu nebolo možné určiť do nižších taxonomických skupín. Medzi dominantné patrili dospelce čeľade Hydraenidae (7%) a larvy potočnickov rodu *Hydropsyche* (5,8 %). Triedu subdominancie dosiahli larvy muškovitých (Simuliidae) (4,1 %), potočnickov rodu *Rhyacophila* (2,3 %), podeniek druhu *Ephemerella ignita* (Poda, 1761) (2,1%) a pijavice druhu *Erpobdella vilnensis* (Liskiewicz, 1925) (3,5 %). Nájdené tu boli aj kriváky druhu *Gammarus fossarum* (Koch, 1836). Na lokalite S2 sa vyskytovali eudominantné pošvatky druhu *Perla marginata* (25,5%) a potočnický *Hydropsyche* sp. (14,9 %). Početné boli aj larvy rodu *Rhyacophila* (8,5%) a larvy podeniiek



Obr. 2 Taxonomická pestrosť a zastúpenie EPT taxónov na jednotlivých lokalitách (májový odber)
Fig. 2 Taxonomic diversity and proportion of EPT taxa at the individual sampling sites in May

druhu *Baetis fuscatus*. Rovnako ako na predošlej lokalite, sa aj na lokalite S3 vyskytovali najmä larvy *Perla marginata* (23,3 %). Početnejšie tu boli aj larvy dvojkrídlavcov čeľade Limoniidae (20,9%) a potočníkov rodu *Rhyacophila* (19,8 %), ako aj podočníc druhu *Baetis rhodani* (12,8 %). Na lokalitách S4a a S4b neboli v tomto termíne nájdené žiadne jedince vodných makrovertebrát. Na nasledujúcej lokalite S5, boli nájdené len 4 taxóny a aj to vo veľmi malej početnosti. Polovicu z nich tvorili larvy dvojkrídlavcov čeľade Limoniidae a druhú polovicu larvy pakočiarov, potočníkov rodu *Hydropsyche* a chrobákov *Limnius* sp. Na lokalite S6 neboli opäť nájdené žiadne jedince. Taxonomicky najpestrejšia bola lokalita S7. Najpočetnejšie tu boli drobné larvy pošvatiek rodu *Leuctra* (35 %), väčšie larvy druhu *Leuctra fusca* (Linnaeus, 1758) (11%) i pakočiar (Chironomidae) (11,3 %). K dominantným patrili larvy potočníkov rodu *Hydropsyche* (8,2%) a čeľade Sericostomatidae (5,7 %). K subdominantným patrili larvy podočníc druhu *Ecdyonorus torrentis* (Kimmins, 1942) (4,6%) či kriváky *Gammarus fossarum* (3,6 %).

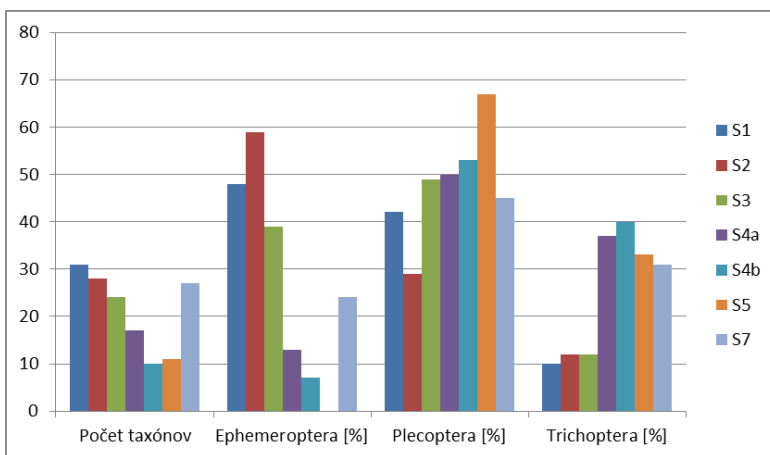
Výsledky vzoriek, ktoré sme odobrali pri 3. odbere (29.11.2016) sa vyznačovali výrazne väčším počtom taxónov a jedincov v porovnaní s predošlými (Obr. 3). Výsokú abundanciu na lokalite S1 tvorili najmladšie vývinové štádiá lariev podočníc rodu *Baetis* (24,1%) a *Rhitrogena* (11,6%) ako aj pošvatiek rodu *Leuctra* (15,4%) a *Isoperla* (10,7 %). Početné boli aj larvy potočníkov *Hydropsyche* sp. (6,1 %), chrobákov *Limnius* sp. (7,1 %), muškovitých (Simuliidae) (3,9 %), pošvatiek *Perla marginata* (4,6%) a pijavíc *Erbobdella vilnensis* (4 %). Najvyšší počet jedincov,

zo všetkých uskutočnených odberov, bol nájdený na lokalite S2 v novembrovom termíne. K eudominantným patrili mladé larvy podočníc rodu *Baetis* (26,5%) a *Rhitrogena* (15,7%) ako aj pošvatiek rodu *Leuctra* (15,1 %). Ku skupine dominantných patrili larvy potočníkov čeľade Limnephilidae (7,6 %), chrobákov rodu *Limnius* (7%) i pakočiar z čeľade Chironomidae (5 %). Nájdených tu bolo aj niekoľko podočníc druhu *Habroleptoides confusa* (Sartori & Jacob, 1986) (2,2%) i dážďoviek čeľade Lumbricidae. Na lokalite S3 dosahovali najvyššiu početnosť drobné larvy pošvatiek rodu *Leuctra* (31,2%) a podočníc rodu *Rhitrogena* (23,4 %). Vo svojom najpočetnejšom výskytke sa na tejto lokalite nachádzal aj druh *Epeorus assimilis* (Eaton, 1865) (Ephemeroptera). Na lokalite S4a patrili k eudominantným larvy dvojkrídlavcov čeľade Limoniidae (29,3%) a pošvatky *Leuctra* sp. (10,3 %). Vyskytovali sa tu aj larvy pošvatiek druhu *Isoperla oxylepis*, *Leuctra hippopus* (Kempny, 1899) a niekoľko ďalších. Na lokalite S4b patrili larvy druhu *Leuctra hippopus* k eudominantným (21,7%) spolu s potočníkmi *Hydropsyche* sp. a *Rhyacophila* sp., ale aj pakočiarimi a larvami *Limnius* sp. Na lokalite S5 dominovali (aj keď len v malých počtoch) pakočiar (Chironomidae) (24%) a larvy dvojkrídlavcov čeľade Limoniidae (20 %). Z podočníc sa tu nevyskytoval ani jeden zástupca a pošvatky tu zastúpili druhy *Leuctra hippopus*, *Leuctra prima* (Kempny, 1899) a rod *Siphonoperla*. Nájdený tu bol aj zástupca vodnárok (Megaloptera) druhu *Sialis fuliginosa* (Pictet, 1836). Na poslednej lokalite (S7) boli najpočetnejšie najdrobnejšie larvy rodu *Leuctra* (21,9 %). K eudominantným patrili aj potočníky rodu *Hydropsyche* (19,3%) a čeľade Sericostomatidae (10,4 %). Prvýkrát sa v triede

dominantných vyskytovali okrem mladých lariev podeniiek z rodu *Baetis* (8,3%) aj potočnice čeľade Lepidostomatidae (5,7%) a Psychomiidae

(5,5 %).

Na všetkých sledovaných lokalitách potoka Smolník prevažovala biocenóza epiritrálu,



Obr. 3 Taxonomická pestrosť a zastúpenie EPT taxónov na jednotlivých lokalitách (novembrový odber)
Fig. 3 Taxonomic diversity and representation of EPT taxa at the individual sampling sites in November

metaritrálu a hyporitrálu. Toto rozloženie dominovalo vo všetkých troch odberoch. Preferencia spoločenstiev k zónam toku (Tab. 2) sa v mesiacoch máj, august a november menila len mierne. V novembri sa objavilo o niečo viac jedincov preferujúcich krenál a epipotamál. Čo sa týka preferencií substrátu, nadpolovičná väčšina analyzovaného bentosu sa vyskytovala v mikrohabitatoch s hrubým štrkom, balvanmi, okrúhliakmi či skalami (litál). Hojně bolo aj zastúpenie druhov žijúcich prevažne vo fyttále - na povlakoch rias, makrofytt a húb. Mierne zvýšenie zaznamenali v novembri druhy preferujúce akál, čo je substrát tvorený stredným a jemným štrkom.

Z hľadiska potravných gíld nebolo rozloženie makrovertebrát jednotné vo všetkých lokalitách a líšilo sa aj v priebehu mesiacov (Tab. 3). V máji tvorili viac ako štvrtinu spoločenstva spásace/zoškrabávače na všetkých lokalitách s výnimkou S5. Tam bolo polovičné zastúpenie pasívnych filtrátorov, ktorí tvorili spolu s predátormi druhé najhojnejšie zastúpenie na ostatných lokalitách. V mesiaci august sa na lokalite S1 väčšina jedincov rozdelila do dvoch skupín na spásace/zoškrabávače a zberače/zhŕňače. Tie dominovali aj na poslednej lokalite – S7. Na lokalitách S2 a S3 boli dominantnou gíldou predátori a na lokalite S5 opäť pasívni filtrátori. V novembri sa na prvých troch lokalitách vyskytovali najmä spásace/zoškrabávače, za nimi nasledovali zberače/zhŕňače, drviče/kúskovače a predátori. Na nasledujúcich

troch lokalitách bolo zloženie podobné, o niečo početnejšie boli však predátori. Lokalita S7 bola najrôznorodejšia, objavili sa tam všetky doposiaľ spomenuté potravné gíldy, vrátane aktívnych filtrátorov. Dominovali spásace/zoškrabávače.

Podľa spôsobu, akým sa pohybujú, sme jedince zatriedili do niekoľkých skupín (Tab. 4). V máji prevládali lezce/kračáče a to na všetkých lokalitách s výnimkou S5. Tam dominovali (semi) sessilné jedince a na lokalitách S1-S5 boli druhé najpočetnejšie. Na poslednej lokalite to boli vŕtate/zahrabávače. Tretia najčastejšia skupina tu bola plávač/korčuliar. V auguste bolo rozloženie rovnaké ako v máji, okrem prvej lokality. Tam dominovali plávače/potápače a po nich lezce/kračáče. V novembri mali najväčšie zastúpenie lezce/kračáče, ktoré dopĺňali ostatné vyššie spomínané skupiny.

Tab. 2 Zastúpenie makrozoobentosu v ekologických skupinách rozdelených podľa preferencie substrátu a zón toku
 Tab. 2 Relative proportion of macrozoobenthos divided into groups according to substrate preference and stream zonation

Zonácia [%]	máj							august							november																						
	S1	S2	S3	S4a	S4b	S5	S7	S1	S2	S3	S5	S7	S1	S2	S3	S4a	S4b	S5	S7																		
Odber																																					
Lokalita																																					
Krenál	-	-	-	-	1	-	2	-	1	-	-	6	2	2	4	2	5	5	3	-	-	-	-	1	-	6	2	2	4	2	5	5	3				
Hypokrenál	4	4	2	-	3	-	7	9	8	7	-	7	7	8	8	5	6	5	7	14	25	20	9	7	-	19	13	27	26	19	17	15	19				
Epiritrál	11	19	16	8	6	-	18	19	22	23	-	18	16	18	17	14	12	10	15	4	6	7	4	5	-	14	17	6	5	7	9	10	11				
Hyporitrál	1	3	4	1	5	-	9	16	3	2	-	9	10	11	8	4	4	5	7	-	-	1	-	3	-	4	8	1	2	3	1	-	1				
Metapotamál	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Hypopotamál	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Litorál	-	-	-	-	-	-	2	8	1	-	-	-	-	3	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Profundál	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Nedostupné dáta	64	44	50	78	70	100	25	10	31	35	100	17	26	18	19	47	46	50	36	+	1	1	7	4	-	6	+	+	+	+	+	+	+	+			
Pelál	+	+	1	3	3	-	9	+	-	-	-	1	-	1	+	1	+	-	+	+	+	1	3	3	-	9	+	-	-	-	-	-	-	-			
Psamál	3	2	1	1	2	-	15	8	4	1	-	20	13	14	19	10	12	15	14	3	2	1	1	2	-	15	8	4	1	2	2	3	4	5	4		
Akál	77	68	61	58	73	90	50	48	83	84	90	52	59	56	64	72	67	57	65	13	6	7	19	18	10	8	41	8	11	10	13	24	23	10	9	7	14
Litrál	1	+	+	1	-	-	2	+	1	+	-	6	4	3	4	3	5	5	4	1	+	+	1	-	-	2	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	
Fytrál	6	23	29	11	-	-	10	3	4	4	-	7	+	1	3	3	7	16	2	6	23	29	11	-	-	10	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
POM	6	23	29	11	-	-	10	3	4	4	-	7	+	1	3	3	7	16	2	6	23	29	11	-	-	10	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Nedostupné dáta	6	23	29	11	-	-	10	3	4	4	-	7	+	1	3	3	7	16	2	6	23	29	11	-	-	10	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Preferencia substrátu																																					

„+“ menej ako 1 %

„-“ nenájdené žiadne jedince

Tab. 3 Zastúpenie makrozoobentosu v ekologických skupinách rozdelených podľa spôsobu získavania potravy
Tab. 3 Relative proportion of macrozoobenthos divided into functional feeding groups

Potravné gúľdy [%]	máj							august							november						
	S1	S2	S3	S4a	S4b	S5	S7	S1	S2	S3	S5	S7	S1	S2	S3	S4a	S4b	S5	S7		
Lokalita	30	33	31	24	19	30	23	8	46	64	30	9	21	9	16	42	37	32	20		
Predátor	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Parazit	29	39	42	31	27	20	30	45	24	18	20	31	41	48	49	23	24	20	31		
Spásáč/zoškrabávač	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Mínovač	3	3	3	18	15	-	6	+	2	3	-	19	8	12	13	13	12	17	11		
Drvič/kúskovač	11	4	4	10	14	-	19	43	18	15	-	35	26	30	20	15	17	23	22		
Zberač/zhrňáč	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	1		
Aktívny filtrátor	27	21	20	17	25	50	8	4	10	-	50	5	4	1	2	7	10	8	14		
Pasívny filtrátor																					

Tab. 4 Zastúpenie makrozoobentosu v ekologických skupinách rozdelených podľa spôsobu pohybu
Tab. 4 Relative proportion of macrozoobenthos divided according to locomotion traits

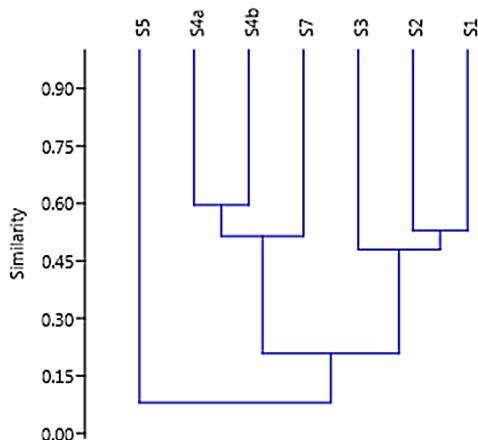
Spôsob pohybu [%]	máj							august							november						
	S1	S2	S3	S4a	S4b	S5	S7	S1	S2	S3	S5	S7	S1	S2	S3	S4a	S4b	S5	S7		
Lokalita	5	4	4	3	5	10	2	+	2	-	10	1	1	+	1	1	2	2	3		
Plávač/korčuliar	4	1	2	-	12	-	8	47	5	12	-	6	19	20	4	4	-	-	8		
Plávač/potápač	29	24	29	58	48	40	34	39	29	42	40	42	44	57	61	51	47	48	44		
Lezec/kračáč	1	1	1	-	-	-	28	1	5	1	-	32	10	12	19	12	21	25	19		
Vrtač/zahrabávač	27	21	20	17	25	50	8	4	10	-	50	5	4	1	2	7	10	8	14		
(Semi)sesilné	+	+	-	-	-	-	+	-	-	2	-	-	+	+	1	2	-	-	+		
Ostatné	34	48	43	22	10	-	20	9	49	43	-	14	22	9	12	23	20	17	12		
Nedostupné dáta																					

„+““ menej ako 1 %

„-““ nenájdené žiadne jedince

Podľa Klastrovej analýzy a Bray-Curtis indexu sme rozdelili sledované úseky tokov podľa faunistickej podobnosti. Z dendrogramu májového odberu vyplýva, že referenčné lokality S1,

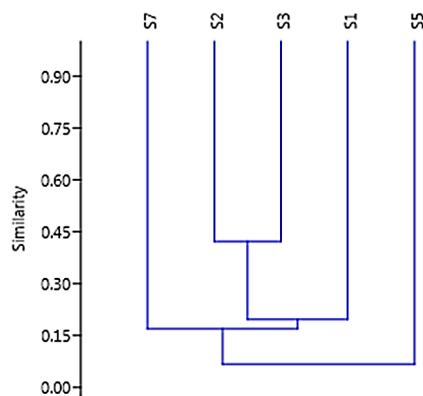
S2 a S3 tvoria jednu skupinu podobnosti, lokality susediace s výpustom šachty Pech spolu s lokalitou S7 tvoria druhú skupinu a lokalita S5 bola taxonomickým zložením úplne odlišná (Obr. 4).



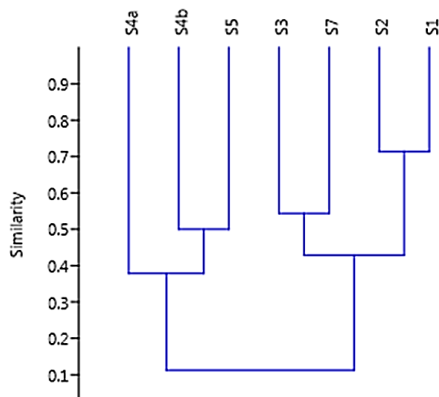
Obr. 4 Faunistická podobnosť lokalít podľa prítomnosti taxónov makrozoobentosu (májový odber)
Fig. 4 Faunistic similarity of sites according using presence/absence of macrozoobenthos taxa in May

V augustovom termíne pozorujeme len malé rozdiely, hoci sme do analýz nemohli zaradiť lokality S4a a S4b (neboli tu nájdené žiadne jedince), podobne ako lokalitu S6 vo všetkých termínoch odberov (Obr. 5). V novembrovom odbere sú rozdiely oproti predošlým výraznejšie. Tam sa

lokalita S7 viac podobala referenčným a lokalita S5 dvom vyššie položeným (Obr. 6). Poslednú lokalitu nachádzajúcu sa v rieke Hnilec, hoci nie je výrazne zaťažená AMD, sme do analýz zahrnuli pre porovnanie.



Obr. 5 Faunistická podobnosť lokalít podľa prítomnosti taxónov makrozoobentosu (augustový odber)
Fig. 5 Faunistic similarity of sites according using presence/absence of macrozoobenthos taxa in August



Obr. 6 Faunistická podobnosť lokalít podľa prítomnosti taxónov makrozoobentosu (novembrový odber)
Fig. 6 Faunistic similarity of sites according using presence/absence of macrozoobenthos taxa in November

Z výsledkov sapróbného indexu (podľa ZELINKU a MARVANA (1961)) nie je na celom sledovanom úseku pozorované väčšie zaťaženie organickými látkami. Môžeme ich teda zaradiť medzi oligosapróbné zóny. Mierne zvýšenie bolo pozorované iba na lokalite S4b, nachádzajúcej sa tesne pod výpustom šachty (a aj to len pri 1. odbere). Táto zóna sa približuje už k betamezo-sapróbnym vodám. Potvrdili to aj výsledné hodnoty stanovované podľa ďalších indexov (Czech saprobic index, Dutch saprobic index, German saprobic index, Romania saprobic index, Slovakian saprobic index).

Pri stanovovaní tried kyslosti podľa BRAUKMANNA (2000) možno rozdeliť vody do piatich tried. Z výsledných hodnôt vyplýva, že všetky referenčné lokality (vrátane rieky Hnilec) dosiahli nanajvýš druhú triedu. Lokality zaťažené AMD (S4b a S5) dosahovali tretiu až piatu triedu kyslosti, mali teda výrazne nižšie pH.

Z výsledkov našich analýz, aj analýz iných autorov (napr. KOTULIČOVÁ 2015) vyplýva, že zaťaženie a celková degradácia vodných ekosystémov v potoku Smolník je zapríčinená predovšetkým kyslými bankskými vodami. Je to kombinácia nízkeho pH (3,94 – 4,01) a zvýšeného obsahu ťažkých kovov (Fe, Mn, Al, Zn, Cu), ktoré v Smolníku prekračovali stanovenú limitnú hodnotu až 150-násobne (SINGOVSKÁ, BÁLINTOVÁ 2012). Na vodnú biotu má takýto stav vôd viaceré negatívne vplyvy. Najzreteľnejším prejavom je výrazný pokles abundancie (COURTNEY, CLEMENTS 1998; TRIPOLE, CORIGLIANO 2005; SVITOK et al. 2014) a druhej diverzity (MESTRE 2009), ktorý môžeme sledovať od lokality S4a (čiže od výpustu šachty Pech). Podľa našich zistení reagovali najsenzitívnejšie poden-

ky (Ephemeroptera), ktoré sa na zaťažených lokalitách nevyskytovali vôbec (lokalita S5) alebo len vo veľmi nízkej početnosti (S4a a S4b). Tieto výsledky korešponujú aj s ďalšími autormi (RADDUM, FJELHEIM 1994; ROSEMOND et al. 1992; MARQUÉS et al. 2003; TRIPOLE, CORIGLIANO 2005; MESTRE 2009; SVITOK et al. 2014). Vo všeobecnosti sú EPT taxóny (komplexné označenie pre rady: podenky (Ephemeroptera), pošvatky (Plecoptera) a potočníky (Trichoptera)) považované za veľmi citlivé v súvislosti so znečistením kyslými bankskými vodami. Napriek tomu môžu byť niektoré z nich do istej miery tolerantné, prípadne môžu dominovať. Jedná sa hlavne o potočníky a pošvatky (ROSEMOND et al. 1992; LEDGER, HILDREW 2001; SVITOK et al. 2014). Poukazujú na to aj naše výsledky, kedy potočníky dominovali na znečistených lokalitách v mesiaci máj a august, a to až o 100% v rámci EPT taxónov. Pošvatky boli najpočetnejšie na lokalite S5 v novembri. Teóriu, že tolerantné druhy nahradia tie senzitívnejšie a celková početnosť ostane nezmenená (MESTRE 2009) to však nepotvrdzuje, pretože abundancia poklesla celkovo a výrazne, na lokalite S5 v máji to bolo až o 99%. To, že sú senzitívne druhy prítomné aj na zaťažených lokalitách by mohlo byť zapríčinené ich driftom. Je to behaviorálna adaptácia, kedy bentické bezstavovce opustia dno a nechávajú sa unášať prúdom na rôzne dlhé vzdialenosti. Strata biomasy driftom je vyrovnávaná kompenzačným ťahom samíc proti prúdu. Drift môže mať niekoľko príčin a mení sa v závislosti od taxonomických skupín a životného cyklu jedincov (MANKO 2015). To by mohlo byť vysvetlením nárastu abundancie pošvatiek zaznamenaným pri novembrovom odbere, kedy ich počet narástol

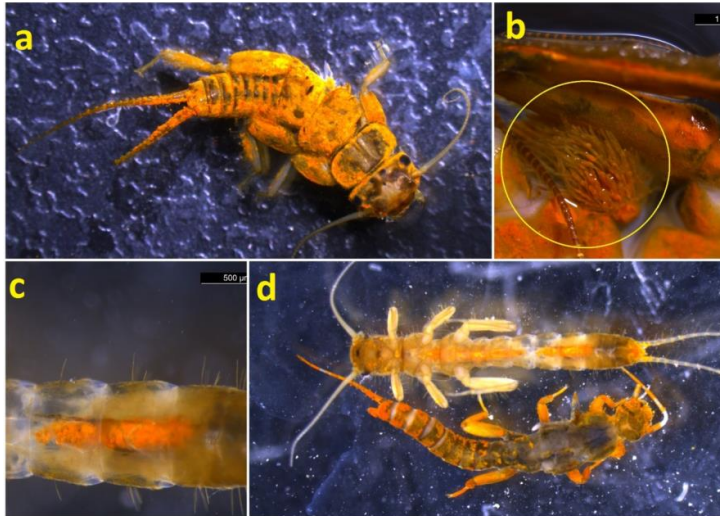
na všetkých lokalitách, vrátane zaťažených. Nárast nýmfv v chladnejších mesiacoch ovplyvňuje aj ich životný cyklus (MESTRE 2009), podľa ktorého prechádza väčšina pošvatiek zo štádia vajička do larválneho štádia práve na jeseň (BRITTAIN, SALTVEIT 1996).

K veľmi tolerantným taxónom sa zaraďujú pakomáre (Chironomidae) (ROSEMOND et al. 1992; GERHARDT et al. 2004; TRIPOLE, CORIGLIANO 2005; MESTRE 2009; SVITOK et al. 2014). Nachádzali sa aj v našich vzorkách a (aj keď nie vo veľkom počte) aj na znečistených lokalitách. Kyslé prostredie lepšie znášajú zrejme vďaka hemoglobínu (JANSSENS et al. 2005). Medzi tolerantnejšie patria aj Ceratopogonidae (SVITOK et al. 2014), čo sa v našich výsledkoch nepotvrdilo, ako aj Coleoptera (GERHARDT et al. 2004), z ktorých sa u nás na lokalitách S4b a S5 vyskytoval len rod *Limnius*. Hmyz celkovo lepšie reguluje ióny Na⁺ a Cl⁻ než napríklad kôrovce (Crustacea) a mäkkýše (Mollusca), kvôli čomu sú považované za veľmi senzitivne (GERHARDT et al. 2004; TRIPOLE, CORIGLIANO 2005). Aj napriek určitej odolnosti poškodzuje nízke pH membrány a celkový metabolizmus buniek (BRAKKE et al. 1994; COURTNEY, CLEMENTS 1998; ALEXANDER 2008; GOLOVANOVA 2008). Čo sa týka druhovej rôznorodosti, výsledky Klastrovej analýzy (Bray-Curtis indexu) na študovanom úseku ukazujú, že lokality môžeme podľa podobnosti rozdeliť na dve, respektíve 3 skupiny. Prvou skupinou sú referenčné lokality, druhou zaťažené a tretiu tvorí posledná lokalita – rieka Hnilec. Hnilec je o niečo väčšia a mohutnejšia rieka, má rozdielne parametre než potok Smolník a preto sa v nej nachádza trochu odlišné spoločenstvo (ale stále viac podobné nezaťaženým lokalitám). Vyplýva to aj zo súpisu taxónov vodných bezstavovcov Slovenska od Mišíkovej Elexovej a spoluautorov (2010), kde bolo pri ústí potoka Smolník nájdených niekoľko taxónov. Z podeniek (Ephemeroptera) sa tu vyskytovali druhy: *Baetis alpinus*, *Baetis lutheri* (Müller-Liebenau, 1967), *Baetis rhodani* a *Ephemerella mucronata* (Bengtsson, 1909). Z pošvatiek (Plecoptera) to boli: *Leuctra fusca*, *Leuctra hippopus*, *Leuctra inermis*, *Leuctra nigra* (Olivier, 1811), *Leuctra autumnalis* (Aubert, 1948), *Nemoura cambrica* (Stephens, 1836), *Nemoura uncinata* (Despax, 1934), *Protonemura praecox* (Morton, 1894), *Isoperla oxylepis* a *Brachyptera seticornis* (Klapálek, 1902). Z pijavíc (Hirudinea) tu bol zaznamenaný len jediný druh – *Erpobdella vilnensis*, rovnako aj z mäkkýšov (Mollusca) – *Ancylus fluviatilis* (Müller, 1774), z rôznonožok (Amphi-

pora) – *Gammarus fossarum* a lariev chrobákov (Coleoptera) – *Elmis maugetii* (Latreille, 1802). Medzi vyskytujúce sa potočníky (Trichoptera) patrili druhy: *Rhyacophila tristis* (Pictet, 1834), *Hydropsyche instabilis* (Curtis, 1834), *Odonotocerus albicorne* (Scopoli, 1763), *Halesus digitatus/tesselatus* (von Paula Schrank, 1781/Rambur, 1842) a *Allogamus auricollis* (Pictet, 1834). Na sledovanej lokalite bolo nájdených aj niekoľko taxónov máloštetinavcov (Oligochaeta) a dvojkrídlovcov (Diptera), najmä z čeľadi muškovicité (Simuliidae) či pakomárovité (Chironomidae) (MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ et al. 2010).

Vplyv AMD sme spozorovali aj v rámci potravných gíld. Spolu s klesajúcim pH klesalo množstvo spásáčov/zoškrabávačov. Rovnaká zákonitosť bola zistená aj v práci ROSEMOND et al. (1992). Naopak na početnosť predátorov nemala toxicita výrazný vplyv, čo koreluje aj s prácou MESTRE (2009). Podľa tohto autora reagujú na zvýšené množstvo rozpusteného železa výrazne filtrátori a drviče/kúskovače. To však v našich výsledkoch nebolo potvrdené. Zníženie počtu niektorých funkčných skupín môže byť zapríčinené aj nepriamymi vplyvmi AMD, cez nedostatok vhodnej potravy (FLEEGER et al. 2003; MESTRE 2009; MORGEN, TRUMBLE 2010; SVITOK et al. 2014;). Tento nedostatok často zapríčiňuje usadeniny ťažkých kovov. Okrové sedimenty pokrývajú dno korýt, povrch rastlín a aj živočíchov, u ktorých sa usádzajú aj na ich žiabrách a často sa dostávajú aj do ich tráviacej sústavy (DeNICOLA, STAPLETON 2002; MESTRE 2009; DeJONGE et al. 2010). Tento jav potvrdzuje aj naša fotodokumentácia (Obr. 7).

Znečistenie AMD bude pravdepodobne detekované v oblasti po mnoho rokov, pretože znečistenie životného prostredia kovmi z opustenej bane zostáva v postihnutých miestach po dlhú dobu. Pozdĺž toku v smere od výpustu z bane majú kovové koncentrácie vo vode tendenciu klesať exponenciálne, v dôsledku adsorpcie na častice, zrážok, sedimentácie a tiež riedenia (SOLA et al. 2004). Daný proces možno pozorovať aj na potoku Smolník, ktorý sa vlieva do nezaťaženej rieky Hnilec. Pri vyššom pH sú ťažké kovy v nerozpustnej forme (HOGSDEN 2013) a v konečnom dôsledku možno pozorovať nárast abundancie a diverzity, čo ukazujú aj naše výsledky (lokality S7). Napriek tomu môže koncentrácia kovov dosiahnuť značnú úroveň hodnôt v desiatkach kilometrov v smere toku, alebo dokonca stovky kilometrov v závislosti na počiatkovej koncentrácii kovov a fyzikálnych a chemických vlastnostiach rieky (SOLA et al. 2004; MESTRE 2009).



Obr. 7 Okrové usadeniny na telách pošvatiek

Fig. 7 Ocher deposits on the stoneflies bodies

- a – usadeniny na tele larvy *P. marginata*, b – *P. marginata* - žiabre,
 c – usadeniny v tráviacej sústave lariev rodu *Leuctra*, d – larvy rodu *Leuctra*
 a – deposits on the body of *P. marginata* larval stage, b – *P. marginata* – gills,
 c – deposits in the larval digestive tract – *Leuctra* sp., d – larvae of the genus *Leuctra*

ZÁVER

Využívanie zdrojov Zeme, či už obnoviteľných alebo neobnoviteľných má často aj negatívny vplyv na okolité ekosystémy. Jedným zo spôsobov získavania neobnoviteľných zdrojov je ťažba, ktorej vedľajším negatívnym efektom sú kyslé banské vody. Nízke hodnoty pH a vysoký obsah ťažkých kovov vo vode má viaceré ekologické a fyziologické vplyvy na vodné bentické bezstavovce, ktoré sú v tejto práci popísané. Výsledkami nášho výskumu sa potvrdzujú zistenia viacerých autorov, ktoré hovoria, že dané prostredie má negatívny dopad na abundanciu makrovertebrát. Výrazné zmeny v početnosti môžeme sledovať od lokality S4a (čiže od výpustu šachty Pech) až po riekku Hnilec, kde sa ich účinky znižujú zriadením a premenou kovov na nerozpustnú formu. Medzi senzitivne patria vo všeobecnosti kôrovce (Crustacea), ulitníky (Mollusca), podenky (Ephemeroptera), pošvatiek (Plecoptera) a potočníky (Trichoptera), záleží však od taxónov. Podľa našich výsledkov reagovali najcitlivejšie kôrovce a podenky, ktoré sa na zaťažených lokalitách nevyskytovali vôbec (lokality S5) alebo len vo veľmi nízkej početnosti (S4a a S4b). Z potočníkov (*Hydropsyche* sp.) a pošvatiek (*Leuctra* sp.) sa vyskytovali zástupcovia aj na zaťažených lokalitách. Výskyt určitých taxónov na zaťažených

lokalitách môže byť spôsobený ich driftom, nie adaptáciou. Vyskytovali sa na nich aj pakomáre (Chironomidae), ktoré však patria k tolerantnejším taxónom. Vplyv sledovaných polutantov sme spozorovali aj v rámci potravných gíld. Spolu s klesajúcim pH klesalo množstvo spásačov/zoškrabávačov, no na ďalšie skupiny toxicita nemala výrazný dopad. Zdokumentovali sme aj okrové sedimenty, ktoré pokrývajú dno koryt, povrch rastlín i živočíchov, u ktorých sa usádzajú aj na ich žiabrach a v tráviacej sústave a spôsobujú tým ich úhyn.

Pre lepšie pochopenie vplyvu banských polutantov a zlepšenie stavu znečistených vôd je potrebný dôkladný monitoring s využitím bioindikátorov, ich výskum ako aj zavádzanie inovatívnych sanačných metód.

Pod'akovanie

Príspevok vznikol s podporou projektu KEGA č. 005PU-4/2019.

LITERATÚRA

- ALEXANDER, C. E. 2008. *The Effects of Acid Mine Drainage on the Community Composition and Diversity of Benthic Macroinvertebrates at a Regional Scale*: Thesis. Ohio University, College of Arts and Sciences. 116 p.
- BÁLINTOVÁ, M., PETRILÁKOVÁ, A. 2011. Study of pH influence on selective precipitation of heavy metals from acid mine drainage. In *Chemical Engineering Transactions*. Vol. 25, pp. 345-350.
- BAUERNFEIND, E., LECHTHALER W. 2014. *Ephemeroptera – Key to Nymphs from Central Europe*. [DVD Edition]. Vienna: Eutaxa. ISBN 978-3-9501839-6-2.
- BRAKKE, D. F. et al. 1994. *Group report: physiological and ecological effects of acidification on aquatic biota*. In STEINBERG, C. E. W. and R. F. WRIGHT, eds. *Acidification of freshwater ecosystems – implications for the future*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., pp. 275-312. ISBN 0-471-94206-5.
- BRAUKMANN, U. 2000. Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. In *Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie*. No. 56, 501 pp.
- BRITTAIN, J. E., SALTVEIT, S. J. 1996. *Plecoptera, Stoneflies*. In NILSSON, A. N., ed. *Aquatic Insects of North Europe – A Taxonomic Handbook*. Vester Skerninge: Apollo Books. Vol. 1, pp. 50-75. ISBN 87-88757-55-2.
- COURTNEY, L. A., CLEMENTS, W. H. 1998. Effects of acidic pH on benthic macroinvertebrate communities in stream microcosms. In *Hydrobiologia*. Vol. 379, No. 3, pp. 135-145.
- DeJONGE, M., BLUST, R., BERVOETS, L. 2010. The relation between Acid Volatile Sulfides (AVS) and metal accumulation in aquatic invertebrates: Implications of feeding behavior and ecology. In *Environmental Pollution*. Vol. 158, No. 5, pp. 1381-1391.
- DeNICOLA, D. M., STAPLETON, M. G. 2002. Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. In *Environmental Pollution*. Vol. 199, No. 3, pp. 303-3015.
- FLEEGER, J. W., CARMAN, K. R., NISBET, R. M. 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. In *The science of the total environment*. No. 317, pp. 207-233.
- GERHARDT, A., JANSSENS de BISTHOVEN, L., SOARES, A.M.V.M. 2004. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. In *Environmental Pollution*. Vol. 130, No. 2, pp. 263-274.
- GOLOVANOVA, I. L. 2008. Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. In *Water Inland Biology*. Vol. 1, No. 1, pp. 93-101.
- HARDING, J. S. 2005. *Impacts of metals and mining on stream communities*. In MOORE, T. A. et al., eds. *Metal contaminants in New Zealand*. Christchurch: University of Canterbury, pp. 343-357. ISBN 0476016193.
- HERING, D., MOOG, O., SANDIN, L., VERDON-SCHOT, P. F. M. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. In *Hydrobiologia*. Vol. 516, No. 1, pp. 1-20.
- HOGSDEN, K. L. 2013. *Structure and function of food webs in acid mine drainage streams*: A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Ecology. Christchurch: University of Canterbury. 218 p.
- HUDÁČEK, M. 2002. Vybrané aspekty vplyvu kyslých bankých vôd na životné prostredie. In *Podzemná voda* VII. č. 2, s. 180-189.
- JANSSENS de BISTHOVEN, L., GERHARDT, A., SOARES, A. M. V. M. 2005. Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. In *Hydrobiologia*. Vol. 532, No. 1, pp. 181-191.
- KOTULIČOVÁ, I. 2015. *Vplyv anorganických polutantov bankých vôd na faunu vodných bezstavovcov*: rigorózna práca. Prešov: Prešovská univerzita v Prešove. 78 p.
- KRNO, I. 2013. *Pošvatky (Plecoptera): Determinačný kľúč pre hydrobiológov*. Bratislava: Výskumný ústav vodného hospodárstva. ISBN 978-80-89062-92-8.
- LEDGER, M. E., HILDREW, A. G. 2001. Growth of an acid-tolerant stonefly on epilithic biofilms from streams of contrasting pH. In *Freshwater Biology*. Vol. 46, No. 11, pp. 1457-1470.
- LEFCORT, F., AMMANN, E., EIGER, S. M. 1999. Atipredatory behavior as an index of heavy-metal pollution? A test using snails and caddisflies. In *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 38, pp. 311-316.
- LECHTHALER, W., STOCKINGER, W. 2005. *Trichoptera – Key to Larvae from Central Europe*. [DVD Edition]. Vienna: Eutaxa. ISBN 3-9501839-1-4.
- LECHTHALER, W. 2007. *Trichoptera Families – Key to Larvae from Central Europe*. [CD Edition]. Vienna: Eutaxa. ISBN 3-9501839-4-9.
- LECHTHALER, W. 2009. *Macrozoobenthos - Key to Families of Macroinvertebrates in European Freshwaters*. [DVD Edition]. Vienna: Eutaxa. ISBN 3-9501839-5-7.
- LINTNEROVÁ, O., ŠOTTNÍK, P., ŠOLTÉS, S. 2008. Abandoned Smolník mine (Slovakia) – a catchment area affected by mining activities. In *Estonian Journal of Earth Sciences*. Vol. 57, No. 2, pp. 104-110.
- LOSOS, B. et al. 1985. *Ekologie živočichů*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství.
- MANKO, P. 2015. *Základy ekológie vodného hmyzu*. Prešov: Prešovská univerzita v Prešove. ISBN 978-80-555-1531-1.

- MARQUÉS, M. J., MARTÍNEZ-CONDE, E., ROVIRA J. V. 2003. Effects of zinc and lead mining of the benthic macroinvertebrates of a fluvial ecosystem. In *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 148, No. 1, pp. 363-388.
- MESTRE, M. A. 2009. *Environmental impact of mine drainage and its treatment on aquatic communities*: A thesis submitted to the University of Birmingham for the degree of Doctor of Philosophy. Birmingham: School of Geography, Earth and Environmental Sciences University of Birmingham. 357 p.
- MISÍKOVÁ ELEXOVÁ, E. et al. 2010. Zoznam zistených taxónov na monitorovaných lokalitách vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Časť 1 - Benthické bezstavovce. In *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava)*. Vol. 18, No. 1, pp. 238-239.
- MORGEN, C. L., TRUMBLE, J. T. 2010. The impacts of metals and metalloids on insect behavior. In *Entomologia Experimentalis et Applicata*. Vol. 135, pp. 1-17.
- RADDUM, G. G., FJELLHEIM, A. 1994. *Invertebrate community changes caused by reduced acidification*. In STEINBERG, C. E. W. and R. F. WRIGHT, eds. *Acidification of freshwater ecosystems – implications for the future*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., pp. 345-354. ISBN 0-471-94206-5.
- ROSEMOND, A. D. et al. 1992. The effects of stream acidity on benthic invertebrate communities in the south-eastern United States. In *Freshwater Biology*. Vol. 27, pp. 193-209.
- SINGOVSKÁ, E., BÁLINTOVÁ, M. 2012. Application factor analysis for the evaluation surface water and sediment quality. In *Chemical Engineering Transactions*. Vol. 26, pp. 183-188.
- SOLA, S. et al. 2004. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar river, SW Spain). In *Science of the total environment*. Vol. 333, pp. 109-126.
- SVITOK, M. et al. 2014. Benthic communities of low-order streams affected by acid mine drainages: a case study from central Europe. In *Water*. Vol. 6, pp. 1312-1338.
- SZABÓ, S. 2014. Potok Smolník. In: Región Spiš [online]. [cit. 20. marca 2017]. Dostupné z: <https://spis.vucke.sk/trip/spis/spis/priroda/potok-smolnik.html>
- ŠLESÁROVÁ, A., ZEMAN, J., KUŠNIEROVÁ, M. 2006. Vývoj kvality banských vôd na ložisku Smolník. In: *Acta Montanistica Slovaca*. Vol. 11, No. 4, pp. 425-550.
- ŠLESÁROVÁ, A., ZEMAN, J., KUŠNIEROVÁ, M. 2007. *Geochemical characteristics of acid mine drainage at the Smolník deposit (Slovak Republic)*. In CIDU, R. and F. FRAU, eds. *IMWA Symposium 2007: Water in Mining Environments*. Cagliari: IMWA, pp. 467-371.
- ŠPORKA, F. et al. 2003. *Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska: súpis druhov a autekologické charakteristiky*. Bratislava: SHMÚ. ISBN 80-88907-37-3.
- TRIPOLE, E. S., CORIGLIANO, M. D. C. 2005. Acid stress evaluation using multimetric indices in the Carolina stream (San Luis – Argentina). In *Acta Limnologica Brasiliensis*. Vol. 14, No. 1, pp. 101-114.
- VAN DAMME, P. A., HAMEL, C., AYALA, A., BERVOETS, L. 2008. Macroinvertebrate community response to acid mine drainage in rivers of the High Andes (Bolivia). In *Environmental Pollution*. Vol. 156, No. 3, pp. 1061-1068.
- ZELINKA, M., MARVAN, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. In *Archiv für Hydrobiologie*. No. 57, pp. 389-407.

PREHĽAD APLIKAČNÝCH METÓD ODPADOVÉHO ZLIEVARENSKÉHO PIESKU

JOZEF SALVA¹ – MARIÁN SCHWARZ¹ – MIROSLAV DADO²

¹⁾ Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, +421 907 475 988, xsalvaj@is.tuzvo.sk

²⁾ Katedra výrobných technológií a manažmentu kvality, Fakulta techniky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, +421 455 206 864, dado@is.tuzvo.sk

ABSTRACT

Salva J., Schwarz M., Dado, M.: **A review on application methods of waste foundry sand**

Ferrous and non-ferrous foundries use large amount of sand as a part of the metal casting process. Foundry sand is suitable as recyclable material and might be reused many times in metal casting industries. When sand cannot be reuse again, it becomes waste material (waste foundry sand). This paper focuses on the application methods of waste foundry sand on the basis of literature review. The paper discusses several beneficial applications of this waste material especially in construction industry.

Key words: foundry sand, metal casting, waste

ÚVOD

Zlievarne rozdeľujeme na zlievarne železných a neželezných kovov, pričom z hľadiska výrobného procesu ide o principiálne totožnú operáciu pozostávajúcu z nalievania roztaveného kovu do pripravenej formy za účelom vytvorenia finálneho vytvrdeného produktu – odliatku [1].

Zlievarenský piesok slúži na produkciu zlievarenských foriem a jadier, do ktorých sa odlieva roztavený kov. Za týmto účelom sa používa vysoko kvalitný kremičitý piesok, ktorého fyzikálne a chemické vlastnosti závisia od druhu odlievaného kovu. Rozlišujeme dva základné druhy zlievarenských pieskov a to [1]:

- zelený piesok (formovací piesok);
- chemický viazaný piesok.

Zelený (formovací) piesok pozostáva z 85 až 95 % SiO₂, 0 až 12 % ílu (bentonitu), 2 až 10 % uhlík obsahujúcich prísad a 2 až 5 % vody. Ide o najbežnejšie používané formovacie médium pre účely zlievarenskej výroby (pre výrobu foriem). Aj napriek názvu ide o piesok čiernej farby, vzhľadom na obsah uhlíkových podielov. Oxid kremičitý odoláva vysokým teplotám, zatiaľ čo zložky z bentonitu viažu piesok dohromady. Bentonit sa teda využíva ako spojivový materiál. Voda

dodáva potrebnú plasticitu. Uhlíkové prísady zabraňujú spáleniu jadra alebo zlúčeniu z povrchom odlievaného kovu. Zelené piesky obsahujú aj stopové koncentrácie MgO, K₂O a TiO₂ [1].

Chemicky viazaný piesok je tvorený 93 až 99 % SiO₂ a 1 až 3 % chemického spojiva. Kremičitý piesok sa dôkladne zmieša s chemikáliami (predovšetkým polymermi) a katalyzátor iniciuje reakciu, ktorá vytvrdzuje hmotu. Ide o piesok využívaný v zlievarstve pre výrobu jadier. V zlievarenskom priemysle sa používajú rôzne chemické spojivové systémy na výrobu zlievarenských jadier. Najbežnejšie používané systémy chemického spojiva sú organické: fenol-uretány, epoxidové živice, furalkohol, ale využívajú sa tiež anorganické spojivá, napr. kremičitany sodné [1] alebo spojivá na báze vodného skla [2].

Od počiatku zlievarenskeho priemyslu sa piesok používa na výrobu zlievarenských foriem, do ktorých sa nalieva kov. Dôvody na použitie piesku sú nasledovné [3]:

- je ľahko dostupný v správnej forme a v požadovaných množstvách;
- lacný;
- dostatočne žiaruvzdorný;
- ľahko sa viaže s bentonitom alebo inými anorganickými a organickými spojivami.

V rámci prevádzok na území SR orientovaných na produkciu železných a neželezných odliatkov, dochádza v súčasnosti len k čiastočnej regenerácii zlievarenských pieskov z výroby týchto odliatkov a zvyškové množstvo odpadových zlievarenských pieskov sa zneškodňuje primárne formou skládkovania, čo nepredstavuje trvale udržateľné riešenie ako z pohľadu ekonomickej rentability, tak aj z pohľadu ochrany životného prostredia.

CHARAKTERISTICKÉ VLASTNOSTI ODPADOVÝCH ZLIEVARENSKÝCH PIESKOV

Materiál, ktorý sa má použiť na výrobu zlievarenských foriem a jadier musí mať niekoľko základných vlastností. Po prvé, musí byť kohézny v opačnom prípade by došlo k rozpadu formy, resp. jadra. Po druhé, musí byť dostatočne pórovitý, aby plyny a vodná para mohli uniknúť, po odliatí kovu do formy [3].

Po vytvrdnutí kovu sa odliatok oddelí od zlievarenského jadra procesom vytĺkania. Pri procese odlievania sa zlievarenské piesky opakovane recyklujú [1].

Zelený zlievarenský piesok môže byť pomerne ľahko opätovne použitý v rámci zlievarenského procesu. Regenerovaný zelený piesok dokonca vykazuje lepšie technické vlastnosti ako piesok čerstvý. Väčšina zlievarní, v ktorých sa používa zelený piesok vykonáva tzv. primárnu regeneráciu, ktorá pozostáva z rozbitia foriem (najmä vibračne) a jadier späť na pôvodnú veľkosť pieskových zrn. V rámci tejto úpravy sa využíva predovšetkým proces preosievania a odstraňovania zvyškov kovov a nadrozmerných agregátov [4].

Potrebné je však povedať, že regenerovaný zelený zlievarenský piesok napriek svojej kvalite nie je po primárnej regenerácii vhodný pre účely výroby zlievarenských jadier, vhodný je naopak pre výrobu zlievarenských foriem. Pre zvýšenie jeho kvality a aplikovateľnosti na výrobu zlievarenských jadier je potrebné dodatočné odstránenie zvyškových spojivových materiálov tzv. sekundárna regenerácia (napr. pneumatické trenie, brúsenie, odstredivé trenie alebo termická úprava na fluidnom lôžku, prípadne použitie vodnej práčky) [4].

Z hľadiska odpadových pieskov v zlievarenských výrobách môže dôjsť ku produkcii pieskov s homogénnym zložením, ktoré sú typické hlavne pre zlievarne neželezných kovov. Uvedené je zapríčinené skutočnosťou, že neželezné kovy vy-

kazujú nízke tepelné zaťaženie a sú preto ľahšie oddeliteľné od zlievarenských foriem, resp. jadier [4].

Zmiešané piesky zvyčajne obsahujú piesok viazaný bentonitom, ako aj chemicky viazaný piesok. Produkujú sa hlavne v zlievarňach železných kovov a predstavujú približne 75 % celkovej svetovej produkcie odpadového piesku [4].

Najčastejšie využívané regeneračné systémy pre odpadový zlievarenský piesok podľa údajov najlepších dostupných techník (BAT) predstavujú rôzne druhy mechanickej a termickej úpravy a tieto sú podrobne diskutované v Referenčnom dokumente o najlepšíh dostupných techníkách pre odvetvie kováčnické a zlievarní [4].

Nakoniec sa však recyklovaný piesok v dôsledku tepelného namáhania a mechanickeho opotrebenia degraduje až do tej miery, že už nie je možné jeho opätovné použitie. Mieru degradácie a opakovateľnosti použitia zlievarenských pieskov skúmali autori publikácie [5]. Štúdia sledovala parameter straty žiháním u chemicky viazaných pieskov, pevnosť pieskov pri viacerých variáciách v regeneračnom cykle a opätovné použitie týchto pieskov pri výrobe zlievarenských jadier. Použitý bol pri tom suchý mechanickej proces regenerácie použitých zlievarenských pieskov. Vzorky piesku boli na uvedené parametre testované celkom po 5 regeneračných cykloch. Ako spojivo pri výrobe jadier boli použité alkalické uretány v tzv. procese Hot-box. Zistilo sa, že piesok pri opakovanom regenerovaní v dôsledku premiešavania spojiva získava na pevnosti. Naopak s nárastom počtu regeneračných cyklov dochádza k poklesu parametra straty žiháním. Po nadobudnutí nevyhovujúcich parametrov pre zlievarensky proces sa piesok stáva odpadovým materiálom a v procese musí byť nahradený novým, čerstvým zlievarenským pieskom.

V zlievarenskom priemysle sa celosvetovo produkuje niekoľko miliónov ton odpadových materiálov ročne, pričom asi 70 % z tohto množstva tvorí práve odpadový zlievarenský piesok. Obeidva druhy používaných typov zlievarenských pieskov, tzn. zelený, ako aj chemických viazaný piesok predstavujú nebezpečné „N“ odpady, ktoré sa v zmysle legislatívy EÚ kategorizujú predovšetkým ako odpadové materiály vedené pod katalogovým číslom odpadu 10 09 07 – odlievacie jadrá a formy použité na odlievanie obsahujúce nebezpečné látky (v súlade s vyhláškou č. 365/2015 Z. z. ktorou sa ustanovuje Katalóg odpadov v rámci legislatívy Slovenskej republiky) [6, 7]. Nebezpečnosť týchto odpadov spočíva v skutočnosti, že tieto môžu obsahovať ťažké

kovy alebo organické látky, ktoré by sa potenciálne mohli uvoľňovať do okolitého prostredia [8].

V prípade, že použitý zlievarenský piesok nie je možné opakovane aplikovať do výrobného procesu v rámci zlievarne, tento sa stáva odpadom a je potrebná jeho solidifikácia alebo stabilizácia pred uložením do skládkového telesa (zneškodnenie odpadu). Celkovo sa odhaduje, že ročne sa vo svete deponuje 6 až 10 miliónov ton odpadových zlievarenských pieskov [6].

Z hľadiska vlastností zlievarenských pieskov pre ďalšie aplikácie je potrebné uviesť, že tieto materiály majú prakticky všetky parametre prírodných pieskov, a môžu sa teda používať ako ich náhrada. Najčastejšie použitie odpadových zlie-

varenských pieskov predstavuje výplňový materiál v násypoch. Môžu byť tiež použité ako náhrada piesku/kameniva pri výrobe živичných asfaltových zmesí, ako prísada do betónu (zvyčajne s Portlandským cementom). Zlievarenské piesky sa tiež zvyknú miešať s inými hrubými alebo jemnými agregátmi a používajú sa ako cestné podklady alebo podkladové materiály. Nasledujúca Tab. 1 dokumentuje rebríček použitia odpadových zlievarenských pieskov podľa štúdie [1] vykonanej v rámci Spojených štátov amerických na základe objemu použitých zlievarenských pieskov pre danú oblasť.

Tab. 1 Rebríček spôsobu použitia odpadových zlievarenských pieskov

Tab. 1 Waste foundry sand applications in U.S. by volume

Poradie	Aplikácia
1.	Násypový materiál / konštrukčné výplne
2.	Podklad ciest
3.	Výroba živичných asfaltových zmesí
4.	Tečúce výplne
5.	Pôda / záhradníctvo
6.	Prísada do cementu / betónu
7.	Kontrola trakcie
8.	Iné aplikácie

Čo sa týka environmentálnych charakteristík odpadových zlievarenských pieskov, stopové koncentrácie prvkov z väčšiny zlievarní sú podobné tým, ktoré sa prirodzene vyskytujú v pôdach. Výluh z týchto pieskov môže obsahovať koncentrácie stopových prvkov, ktoré prekračujú normy kvality vody, avšak tieto sa vo všeobecnosti nelíšia od koncentrácií vo výluhoch štandardných

stavebných materiálov. Mieru vylúhovateľnosti chemických látok z odpadových zlievarenských pieskov môžu účinne eliminovať mechanické metódy, ako je zhutňovanie alebo triedenie týchto materiálov.

Charakteristické fyzikálne vlastnosti použitých, resp. odpadových zlievarenských pieskov sú zdokumentované v Tab. 2 [9].

Tab. 2 Fyzikálne parametre odpadových zlievarenských pieskov

Tab. 2 Physical parameters of waste foundry sand

Parameter	Hodnota parametra	Testovacia metóda
Špecifická hmotnosť	2,39 – 2,55	ASTM D854
Hustota	2 590 kg.m ⁻³	ASTM C48/AASHTO T84
Miera absorpcie	0,45 %	ASTM C128
Obsah vlhkosti	0,1 – 10,1 %	ASTM D2216
Koeficient permeability	–	AASHTO T215/ASTM D2434
Index plasticity	nie je plastické	AASHTO T215/ASTM D2434
Uhol trenia	33 – 40 °	–

Ďalšie typické charakteristiky týchto odpadových materiálov sú nasledovné [9]:

- veľkostná distribúcia zrn je veľmi stála;
- 85 až 95 % materiálu predstavujú zrná veľkosti 0,15 až 0,6 mm;
- 5 až 12 % častíc je menších ako 0,075 mm;
- majú nízku absorpčnú schopnosť a plasticitu;
- v súvislosti s absorpčnými vlastnosťami sú tieto vysoko premenlivé, čo je pravdepodobne zapríčinené prítomnosťou aditív a spojiv;

- prítomnosť organických nečistôt (môže byť do istej miery limitujúce pre niektoré aplikácie, napr. pri produkcii Portlandského cementu);

Podľa štúdie [10] sú typické chemické vlastnosti odpadových zlievarenských pieskov reprezentované nasledovnými parametrami:

- hydrofilnosť;
- pH v rozsahu 4 až 8;
- niektoré odpadové piesky sa vyznačujú korozívnym vplyvom na kovy;
- môžu potenciálne uvoľňovať fenoly.

Kremičitý piesok je kompatibilný prakticky so všetkými spojivami a klasickými zliatinami.

Respirabilná frakcia kremeňa je klasifikovaná podľa IARC (Medzinárodná agentúra pre výskum rakoviny) ako karcinogén [4].

V niekoľkých štúdiách boli vykonané chemické analýzy použitých zlievarenských zmesí. Sumarizácia najvýznamnejších výsledkov je uvedená v Tab. 3. Tieto údaje ukazujú, že obsah kovových a organických škodlivín v použitej zlievarenskej zmesi je pomerne nízky. Všeobecne platí, že obsah organických a kovových škodlivín je vyšší v bentonitovej zlievarenskej zmesi v porovnaní s chemicky viazanou zmesou. Zmesi s anorganickým spojivovým systémom sú v zásade veľmi čisté [4].

Tab. 3 Výsledky z analýz (mg.kg^{-1}) použitej zlievarenskej zmesi z viacerých zdrojov
Tab. 3 Analytical results of the foundry mixture from various sources

Chem. látka	Bentonitová zmes (mg.kg^{-1})	Zmes s organickým spojivom (mg.kg^{-1})	Zmes s anorganickým spojivom (mg.kg^{-1})
Ba	35 – 118	2,4 – 5,5	–
Cr	1,7 – 13,5	1,2–7,2	<5
Fe	2 950 – 21 000	640 – 16 300	530 – 1 700
Zn	1,5 – 1 450	1,6–49	< 10 – 30,0
Cd	0,03 – 6,7	0,01 – 0,03	0,02
Pb	1,6–390	0,4 – 2,1	1,3
Cu	4,7 – 5,0	2,7 – 4,4	< 1,5 – 6,0
Ni	< 2,5 – 20,0	0,3 – 8,5	2,5 – 8,3
Mn	76 – 78	22–79	25 – 34
As	0,2 – 2,1	0,2 – 1,8	<0,5 – 0,51
Fenol	1,1 – 29,6	0,1–14	0,03
PAH	1,0 – 206,6	0,1 – 8,8	< 1,75

ANALÝZA SPÔSOBU POUŽITIA ZLIEVARENSKÝCH PIESKOV

V nasledujúcej kapitole tohto príspevku sú postupne bližšie špecifikované v súčasnosti známe spôsoby využitia odpadových zlievarenských pieskov pre komerčné účely na základe rešerše dostupnej publikovanej literatúry. Rešerš bola primárne zameraná na databázy Web of Science a SCOPUS.

Náhrada betonárskeho kameniva

Cement predstavuje asi najdôležitejší stavebný materiál, ktorý sa používa už viac ako storočie prakticky pri všetkých stavebných činnostiach. Betón je tvorený hlavne z cementu, jemného piesku, hrubého kameniva, vody a ďalších prímiesí. Jedným z hlavných komponentov je práve

jemný piesok, ktorého spotreba je v celosvetovom meradle veľmi vysoká a dopyt po tejto zložke betónu sa neustále zvyšuje. Odpadový zlievarenský piesok má predpoklady pre nahradenie jemného piesku ako prvotnej suroviny v rámci produkcie betónu.

V rámci publikácie [11] bola vykonaná literárna rešerš zameraná na analýzu možnosti použitia odpadových zlievarenských pieskov pre stavebný a konštrukčný priemysel. Zistené skutočnosti prehľadne sumarizuje nasledujúci text.

V rámci výskumu [12] autori skúmali vlastnosti čerstvého a vytvrdeného betónu, ktorý obsahoval prídavok odpadového zlievarenského piesku namiesto štandardného jemného piesku používaného v betonárstve. Autori vykonali test na vyformovaných kockách a valcoch s 20 až 100% substitúciou zlievarenského piesku. Dospelí k záveru, že pri teste poklesu betónu sa hodnota

tohto parametra znižuje so zvyšovaním podielu zlievarenského piesku v betóne. V prípade faktoru zhutnenia sa tento zvyšuje so zvýšením podielu zlievarenského piesku v betóne. Pevnosť v tlaku betónu sa zvýšila o 13,42 % tým, že sa nahradilo 20 % zlievarenského piesku oproti bežnému jemnému piesku. Výsledky preukázali, že až do výšky 60 % substitúcia zlievarenského piesku spôsobuje nárast pevnosti v tlaku betónu.

V publikácii [13] autori vykonali test pevnosti v tlaku betónu až do 100 % náhrady klasického piesku odpadovým zlievarenským pieskom. Pevnosť v tlaku bola najvyššia (po 28 dňoch) v prípade substitúcie 10 až 20 % štandardne používaného typu piesku v betónových zmesiach.

V rámci odbornej publikácie [14] autori zistili, že hustota zmesi betónu so zlievarenským pieskom je výrazne nižšia než s použitím výhradne štandardného jemného piesku. Vykonaný bol tiež test pevnosti v tlaku betónu so substitúciou do 50 % zlievarenského piesku. Z výsledkov štúdie autori dospeli k záveru, že maximálna pevnosť v tlaku betónu (po 28 dňoch) sa dosiahne pri substitúcii 10 % štandardne používaného jemného piesku.

Výskum [15] sa venoval hodnoteniu mechanických vlastností betónových zmesí, v ktorých bol jemný piesok čiastočne nahradený odpadovým zlievarenským pieskom (v rozsahu 10 %, 20 % a 30 %). Vykonali sa testy zamerané na: vlastnosti čerstvého betónu, pevnosť v tlaku, pevnosť v ohybe a modul pružnosti po 28, 56, 91 a 365 dňoch. Výsledky skúšok naznačili marginálny nárast pevnostných vlastností hladkého betónu tvoreného zlievarenským pieskom ako čiastočnej náhrady štandardného jemného piesku. Zlievarenské piesky možno podľa záverov výskumu efektívne použiť pri výrobe kvalitného betónu a stavebných materiálov.

V publikácii [16] sa autori zamerali na výskum čerstvého a vytvrdnutého betónu s prídavkom odpadových zlievarenských pieskov, tvoriacich 0 až 100 % náhradu pôvodného piesku. Prídavok vody do betónovej zmesi bol počas celého priebehu testu konštantný. Skúšanie betónu sa vykonalo hlavne v čase 14, 28 a 56 dní. Výsledky ukázali, že prídavok odpadového zlievarenského piesku do betónu spôsobuje systematické znižovanie spracovateľnosti, ultrazvukovej rýchlosti pulzu, pevnosti a zvýšenie absorpcie a zmršťovania betónu. Na druhej strane však autori uviedli, že prijateľnú pevnosť betónu pre aplikačné použitie je možné dosiahnuť aj pri použití odpadového zlievarenského piesku ako náhrady klasického jemného piesku.

V rámci štúdie [17] sa autori zaoberali výskumom dvoch typov odpadových zlievarenských pieskov:

- bentonitom viazané zlievarenské piesky;
- kremičitanom viazané zlievarenské piesky.

ako jemného podielu (náhrady) za štandardne používaný jemný piesok v betónovej zmesi. Sledovali sa nasledovné vlastnosti:

- obsah vzduchu,
- doba tuhnutia,
- spracovateľnosť,
- pevnosť v tlaku,
- pevnosť v ťahu,
- tzv. krvácanie betónu,
- pokles čerstvého betónu.

Vzorky boli porovnávané s betónmi produkovanými bez použitia zlievarenských pieskov. Výsledky ukázali, že tečenie a pevnosť v tlaku malty veľmi rýchlo klesá so zvyšovaním prídavku zlievarenských odpadových pieskov. Naopak zvyšovaním prídavku zlievarenských pieskov dochádza k nárastu miery efektu tzv. krvácania betónu [17].

Zmes betónu s použitím bentonitom viazaných zlievarenských pieskov na úrovni 30 % hm. zvyšuje pevnosť v tlaku, ako aj pevnosť v ťahu a tieto parametre sú vyššie než v prípade akéhokoľvek iného betónu bez použitia zlievarenských pieskov. V prípade kremičitanom viazaných zlievarenských pieskov bol pozorovaný menší pokles týchto ukazovateľov v porovnaní s kontrolnou vzorkou (štandardného betónu) [17].

Autori sa v publikácii [18] zamerali na výskum pevnosti a trvanlivosti betónových zmesí, pri ktorých bol prírodný piesok nahradený piatimi hmotnostnými percentami (0 %, 5 %, 10 %, 15 % a 20 %) odpadového zlievarenského piesku.

Skúška kompresie a skúška pevnosti v ťahu sa uskutočnila po 7, 28 a 91 dňoch a modul pružnosti, ultrazvuková rýchlosť pulzu a test rýchlosti permeability na chróm boli vykonané po 28 a 91 dňoch. Skúmala sa tiež celková odolnosť betónu obsahujúci zlievarenský piesok. Na základe získaných výsledkov autori dospeli k záveru, že maximálny nárast pevnosti v tlaku, pevnosti v ťahu a modulu pružnosti betónu sa pozoroval pri 15 % prídavku zlievarenského piesku do betónovej zmesi, a to ako po 28, tak aj po 91 dňoch [18].

Prídavok zlievarenských pieskov zvyšuje hodnoty ultrazvukových impulzov a znižuje prenikanie chloridových iónov do betónu [18].

Odolnosť betónu proti oteru sa zvýšila takmer úmerne s prídavkom odpadových zlievarenských pieskov. Autori dodávajú, že odpadové zlieva-

renské piesky možno vhodne použiť pri výrobe štruktúrovaného betónu, ako aj pri aplikáciách, kde je dôležitým parametrom práve oter [18].

Rovnako v publikácii [11] bol okrem literárnej rešerše vykonaný vlastný experiment zameraný na náhradu štandardne používaného piesku do betónových zmesí, odpadovým pieskom zo zlievarenského procesu v nasledujúcich pomeroch: 0 %, 10 %, 20 %, 30 %, 40 % a 50 %. Autori konštatujú, že substitúcia štandardného piesku, pieskom zlievarenským na úrovni 30 %, zlepšuje pevnosť takéhoto betónu. Vyšší prídavok zlievarenského piesku tvorí rovnako pevnú alebo slabšiu betónovú zmes než v prípade použitia štandardného betonárskeho piesku. Vlastnosti betónu sa líšia v závislosti od výrobného procesu a zdroja zlievarenského piesku.

Tab. 4 Chemické zloženie zlievarenských pieskov

Tab. 4 Chemical composition of waste foundry sand

Vlhkosť	SŽ	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	TiO ₂	Mn ₂ O ₃	P ₂ O ₅	κ ₂ O	Na ₂ O	celková S
1,2	1,8	82,5	2,9	8,24	0,01	5,8	0,3	0,14	0,03	0,01	0,04	0,01

Pozn.: SŽ – strata žiňaním pri teplote 950 °C

Ďalším použitými surovinami v experimente boli dolomit, andezit a normované kremičité piesky. Metodika výskumu vyplýva z technických noriem EN 196-1 [20] a EN 196-3 [21], podľa ktorých sa stanovuje pevnosť cementov v tlaku a v ťahu pri ohybe a objemová stálosť [19].

Normový kremičitý piesok používaný pri skúšaní cementov bol v rôznom pomere nahradzaný teplárenským popolčekom a odpadovými pieskami [19].

Pri hodnotení výsledkov skúšobných telies (betónových trémčekov) autori použili porovnanie s normou STN EN 197-1 [22]. Bola zaznamenaná pevnosť v ohybe po 2 a 28 dňoch a vyhodnotená počiatočná pevnosť v tlaku po dvoch dňoch a normalizovaná pevnosť po 28 dňoch. Podľa technickej normy EN 196-3 bola vyhodnotená objemová stálosť. Celkom bolo pripravených a otestovaných 25 skúšobných telies [19].

V zmysle EN 196-1 bola vyhodnotená počiatočná pevnosť v tlaku /T2/ po dvoch dňoch a normalizovaná pevnosť v tlaku stanovená po 28 dňoch (T28). Pri diskusii výsledkov T2 musíme vychádzať z potreby betonárskej praxe, kde žiadosti pri predpäťých a konštrukčných betónoch sú na úrovni takej, že po 72 hodinách je nutné dosahovať 50 až 70 % z celkových pevností. Uvedenej požiadavke v teste vyhovel 4 vzorky [19].

Z výsledkov normalizovaných pevností vyplýva, že iba jedna vzorka, nespĺňa minimálne požiadavky určené legislatívou [22]. Pri desiatich

Problematikou kombinovaného využitia teplárenského popolčeka zo spaľovania uhlia a zlievarenských odpadových pieskov z výroby foriem pre hliníkové odliatky ako náhrady za drobné kamenivo (veľkosť frakcie ≤ 2 mm) pri výrobe betónu sa zaoberá publikácia [19], ktorá bola vykonaná na pôde Technickej univerzity vo Zvolene.

Základnou podmienkou, ktorá určuje použitie kameniva, druhotných surovín a cementu je vyhovujúca pevnosť výsledného betónu v zmysle platnej legislatívy a trvanlivosť takto pripravených betónov. Možnosť využitia skúmaných odpadov je preto v tomto výskume posúdená na základe týchto vlastností. Parametre odpadových zlievarenských pieskov z výroby kokilových a nízkotlakových odliatkov hliníkových zliatin dokumentuje Tab. 4 [19].

vzorkách bola nameraná vyššia normalizovaná pevnosť ako pri štandardnej vzorke [19].

Prídavok andezitu a dolomitu má regresívny účinok. Spôsobil pokles pevnosti asi o 10 % oproti štandardu. Simulácia vstupov charakterizujúca bežné kamenivo pri výrobe betónov teda nemá na konečné výsledky priaznivý efekt [19].

Použitím len odpadového piesku bola splnená minimálna hodnota požadovaná legislatívou. Nebola však dosiahnutá hodnota štandardu, čo bolo potvrdené aj v práci iných autorov, napr. vo výskume [23]. Podľa American Foundrymens Society (AFS) [24] sa odporúča nahrádzať maximálne 33 % kameniva odpadovým zlievarenským pieskom [19].

Kombinácia odpadového piesku a teplárenského popolčeka je ekonomicky najvhodnejšia, pevnosti skúšobných telies v siedmich prípadoch dosiahli hodnoty štandardu.

Ako najvhodnejšie zmesi sa ukázali vzorky s využitím väčšieho množstva odpadov v kombinácii s andezitom a dolomitom, pričom tieto spĺňajú kritériá na pevnosť v tlaku pre štandard i normu. Pevnosť v tlaku spĺňa normové požiadavky a približuje sa aj k hodnotám štandardu, pričom sa dosahujú pozitívne ekonomické efekty pri šetrení finančne nákladných primárnych vstupných surovín [19].

Výroba cementu

Použitie odpadových zlievarenských pieskov v rámci výroby Portlandského cementu je jednou zo stále sa rozvíjajúcich častí výskumu. Publikácie a prípadové štúdie sú v tejto oblasti značne limitované [25].

Aplikácia odpadových zlievarenských pieskov pri výrobe cementu bola experimentálne skúmaná v štúdiu [26]. Výskum sa zamerával na možnosti substitúcie štandardne používaných zložiek cementov odpadovými zlievarenskými pieskami. Suroviny, ktoré sa použili pri výrobe slínku podľa vopred určených receptúr, sa zahrievali počas 6 hodín na teplotu 1 400 °C. Vyprodukované slínky boli zmiešané s vápnom za účelom prípravy štyroch rozličných typov Portlandského cementu. Výsledky preukázali vhodnosť použitia odpadových zlievarenských pieskov v procese výroby cementu. Konkrétne sa zistilo, že optimálny prídavok jednotlivých druhov zlievarenských pieskov je nasledovný:

- zelený zlievarenský piesok – 7,6% hm.;
- chemicky viazaný zlievarenský piesok – 10,8% hm.

Cestný násypový materiál

Pozemné práce súvisiace s výstavbou cestných komunikácií poskytujú príležitosť na opätovné použitie veľkého množstva nadbytočných materiálov, medzi ktoré zaradíme aj odpadové zlievarenské piesky.

Laboratórna a prípadová štúdia [27] ukázala, že odpadové zlievarenské piesky predstavujú vhodný materiál určený pre výstavbu podloží cestných konštrukcií. Test bol vykonaný porovnaním vzoriek vytvorených zo zlievarenského piesku s dvomi referenčnými materiálmi. Vzorky boli pripravené s rozličným obsahom vody (s obsahom vody pod optimálnou úrovňou, s obsahom vody nad optimálnou úrovňou a s optimálnym obsahom vody). Okrem iného sa sledoval parameter CBR (z angl. California Bearing Ratio), pevnosť v tlaku a modul pružnosti vzoriek.

Jedným z výsledkov štúdie [28] bolo zistenie, že cestné podložia vybudované z odpadového zlievarenského piesku majú vyššiu odolnosť voči poveternostným podmienkam, obzvlášť voči mrazu.

Zvýšenie pevnosti podložia cestných komunikácií vybudovaných z odpadového zlievarenského piesku možno dosiahnuť s použitím vyšších kompaktných síl pri zhutňovaní povrchu podložia. Bolo zistené, že vyššia pevnosť sa dosahuje

pri zhutňovaní zlievarenských pieskov v suchom stave [27, 28].

V štúdiu [29] bola skúmaná stlačiteľnosť piatich rôznych vzoriek odpadového zlievarenského piesku pomocou jednorozmerných a triaxiálnych kompresných testov na posúdenie deformácií vyskytujúcich sa na násypoch diaľničných cestných komunikácií. Výsledky štúdie ukazujú, že odpadový zlievarenský piesok obsahujúci zmes piesku a bentonitu má vyššiu stlačiteľnosť ako v staviteľstve bežne používaný prírodný piesok. Stlačiteľnosť odpadových zlievarenských pieskov závisí od pôsobiacej sily, dĺžky expozície a miery obsahu bentonitu. Všetky vzorky vykazovali jednorozmernú sekundárnu kompresiu a ďalšie ukazovatele podobné ako u zhutnených prírodných pieskov.

Výsledky štúdie [30] ukázali, že odpadové zlievarenské piesky možno použiť v rámci geotechnických konštrukcií.

Z hľadiska environmentálnej kvality odpadových zlievarenských pieskov pre účely ich použitia v rámci výstavby ciest bol vykonaný test vylúhovateľnosti v rámci štúdie [31], ktorá preukázala, že prítomnosť ťažkých kovov vo výluhu neprekračuje tzv. regulačné kritéria pre opätovné použitie týchto odpadov v Spojených štátoch amerických. Koncentrácie ťažkých kovov vo výluhu boli dokonca pod úrovňou normy vzťahujúcej sa na kvalitu pitnej vody.

Výroba živíčných asfaltových zmesí

Najbežnejším typom asfaltového materiálu je tzv. horúci miešaný asfalt (z angl. Hot Mixed Asphalt). Skladá sa z kombinácie hrubých a jemných agregátov sušených v rámci výroby. Tieto agregáty sú pri miešaní pokryté horúcim asfaltovým cementom (bitúmenom), ktorý pôsobí ako spojivo [1].

Použitie odpadových zlievarenských pieskov pri výrobe živíčných asfaltových zmesí bolo potvrdené viacerými štúdiami, ako aj praktickými aplikáciami tohto procesu.

V štúdiu [32] sa konštatuje, že odpadový zlievarenský piesok v podobe jemného agregátu je vhodnou surovinou pre produkciu asfaltových živíčných zmesí určených pre povrch cestných vozoviek a iných asfaltových plôch. Zlievarenský piesok umožňuje nahradiť konvenčne používané agregáty v asfaltovom priemysle v rozličných pomeroch. Výsledky preukázali, že najlepšie parametre pre asfaltovú zmes sa dosahujú pri použití 15 % odpadového zlievarenského piesku. V prípade, že zmes obsahovala viac ako 15 %

zlievarenského piesku, táto sa stávala citlivejšou na poškodenie v dôsledku vlhkosti. V takom prípade je nevyhnutné použiť špeciálne aditíva, ktoré tomuto zabráňujú (autori tieto aditíva bližšie nekonkretizujú).

Jedným z najlepších príkladov aplikácie odpadových zlievarenských pieskov v rámci výroby živичných asfaltových zmesí je prípadová štúdia z Veľkej Británie s názvom „Waste Sand Sets Scene for Profitable Partnership“ [33]. Spolupráca spoločnosti Precision Disc Castings Ltd. (PDC) zaoberajúcej sa výrobou brzdových kotúčov pre

automobilový priemysel a spoločnosti Tarmac Quarry Products Ltd. (výrobňa asfaltových zmesí) umožnila spoločnosti PDC znížiť náklady na zneškodňovanie odpadového zlievarenského piesku skládkovaním. Súčasne, spoločnosť Tarmac používa menej piesku na výrobu asfaltových zmesí, čo vedie k nižším nákladom na suroviny a zníženie potreby zabezpečovania primárnych surovín pri výrobe asfaltov. Vyčíslenie prínosov vzájomnej spolupráce týchto spoločností bolo v rámci uvedenej prípadovej štúdie nasledovné (Tab. 5).

Tab. 5 Prínosy spolupráce zlievarenského podniku a výrobné asfaltových zmesí
Tab. 5 Benefits of cooperation between the foundry and the bituminous-asphalt production plant

Oblasť	Precision Disc Castings Ltd.	Tarmac Quarry Products Ltd.
Ročné úspory financií (v čistom)	59 000 libier	82 000 libier
Obdobie návratnosti vstupných investícií	6 mesiacov	8 mesiacov
Redukcia množstva odpadov zneškodňovaných skládkovaním	9 000 t/rok	–

Výsledky laboratórnych analýz ukázali, že zelené zlievarenské piesky produkované spoločnosťou PDC nemali zjavný negatívny vplyv na fyzikálne alebo mechanické vlastnosti vyrobeného asfaltu. Počas skúšobnej prevádzky sa preukázalo, že zmena vstupnej suroviny pre výrobu asfaltových zmesí nemá žiadny vplyv na výrobné parametre obaľovne (všetky parametre boli počas skúšobnej prevádzky monitorované, rovnako sa vykonalo aj oprávnené meranie emisií do ovzdušia). Navyše sa ukázalo, že aplikácia odpadového zlievarenského piesku umožňuje aj čiastočnú redukciu množstva použitého bitúmenu pre niektoré typy asfaltových zmesí.

Pre veľkoobjemovú prevádzku bolo potrebné v rámci oboch spoločností pristúpiť k niekoľkým úpravám technológie. V prípade spoločnosti PDC išlo o úpravu dopravníka odpadových pieskov a spôsobu plnenia nákladných vozidiel podľa požiadaviek spoločnosti Tarmac, ktorá tiež musela upraviť spôsob skladovania zlievarenských pieskov pred ich aplikáciou do technologického procesu obaľovne živичných zmesí.

Ďalšie prípadové štúdie aplikácie odpadových zlievarenských pieskov v rámci procesu výroby asfaltových zmesí sú dokumentované v Spojených štátoch amerických [1].

Ministerstvo dopravy v štáte Pennsylvania umožňuje použitie 8 až 10 % hm. z celkového množstva použitých agregátov v rámci obaľovni asfaltových zmesí. Prevádzka v štáte Michigan konštantne aplikuje v rámci svojej výroby asfaltov

do procesu 10 až 20 % použitých zlievarenských pieskov, pričom plní všetky požiadavky špecifikované Ministerstvom dopravy v tomto štáte na asfaltovú zmes. Údaje z prevádzky na výrobu asfaltových zmesí zo štátu Tennessee preukazujú, že náhrada zlievarenských pieskov v asfaltovej zmesi na úrovni 10 % zlepšuje kompaktnosť a výsledný produkt vykazuje lepšie vlastnosti než v prípade použitia štandardných riečnych pieskov pri výrobe asfaltu [1].

Podľa Federálnej správy diaľničných ciest v Spojených štátoch amerických, možno asfaltové zmesi s obsahom odpadových zlievarenských pieskov vyrábať pomocou štandardného technologického vybavenia, aké používajú bežne prevádzkované obaľovne živичných asfaltových zmesí. Množstvo použitého zlievarenského piesku v asfaltovej zmesi závisí predovšetkým od množstva jemných častíc v ňom obsiahnutom. Pri výrobe asfaltov možno odpadovým zlievarenským pieskom nahradiť 8 až 25 % jemnej frakcie používanej v asfaltovej zmesi [34].

Optimálne množstvo zlievarenských pieskov použitých pri výrobe živичných asfaltových zmesí predstavuje 5 až 6,2% [35, 36].

Asfaltová živica zmes vyrobená s prídavkom odpadových zlievarenských pieskov vykazuje dobrú trvanlivosť a odolnosť veci poveternostným podmienkam [37].

Aplikovateľnosť odpadových zlievarenských pieskov v rámci výroby živичných asfaltových zmesí bola potvrdená niekoľkými ďalšími ve-

deckými publikáciami [3, 38, 39]. Uvedené štúdie potvrdili, rovnako ako bolo už interpretované v predchádzajúcom texte, že uspokojivé výsledky pri produkcii asfaltových živičných zmesí možno dosiahnuť pri max. substitúcii na úrovni do 15 % pôvodne používaných materiálov v asfaltovej výrobe.

Asfaltové zmesi obsahujúce zlievarenský piesok môžu byť produkované s použitím štandardných metód prípravy zmesí asfaltu. Odpadový zlievarenský piesok sa zvyčajne získava v suchej forme, pričom jeho uskladnenie sa odporúča v prekrytom zásobníku z dôvodu, aby sa znížili energetické náklady na presušenie tohto materiálu v rámci procesu obalovne. Pri skladovaní odpadového zlievarenského piesku (predovšetkým chemicky viazaného) v otvorených skladovacích zásobníkoch sa môže zo strany kontrolných orgánov vyžadovať monitorovanie výluhov, za účelom sledovania koncentrácie uvoľnených fenolov [40].

Z hľadiska aplikácie odpadových zlievarenských pieskov do procesu výroby živičných asfaltových zmesí sa nekladú žiadne špeciálne nároky v porovnaní s bežnou produkciou týchto asfaltov bez použitia odpadov. V prípade ak zlievarenský piesok obsahuje menej ako 5 % hm. vlhkosti, môže sa dávkovať priamo do zmiešavacej veže. V prípade, že vlhkosť presahuje uvedenú hranicu musí sa zlievarenský piesok predupraviť sušením v zariadení sušiacieho bubna [41].

Kľúčové vlastnosti odpadového zlievarenského piesku pre jeho použitie v rámci výroby živičných asfaltových zmesí sú nasledovné [42]:

- **tvar častíc** – rozloženie veľkosti zrn použitého zlievarenského piesku je veľmi rovnomerné, pričom približne 85 až 95 % materiálu je v rozmedzí 0,6 až 0,15 mm. Zrná sú všeobecne zaoblené do tzv. subangulárneho tvaru.
- **trvácnosť** – odpadový zlievarenský piesok vykazuje vo všeobecnosti výborné vlastnosti z hľadiska odolnosti voči poveternostným vplyvom.
- **tvárnosť (plasticita)** – použitý zlievarenský piesok produkovaný zlievarňami pomocou formovania zelených zlievarenských pieskov, v ktorých sa do odliatku pridáva bentonit je potrebné pred použitím v asfaltovej zmesi testovať z hľadiska úrovne plasticity, ktorá

musí zodpovedať požiadavkám AASHTO (norma vyvinutá *American Association of State Highway and Transportation Officials*) pre jemné agregáty.

- **tvorba výmoľov** – hydrofilná povaha zlievarenského piesku (najmä oxidu kremičitého), môže mať za následok strhávanie asfaltového povlaku naviazaného okolo agregovaných zrn, čo vyúsťuje do straty jemných agregátov a urýchľuje poškodenie asfaltového povrchu. Tento problém možno eliminovať pri použití odpadového zlievarenského piesku v bitúmenovej zmesi v obsahu do 15 % hm. alebo použitím špeciálnych prísad zabraňujúcich tomuto procesu (autori bližšie nešpecifikujú o aké prísady ide).

Tečúce výplne

Tečúca výplň predstavuje zmes piesku, popolčka z elektrárni spaľujúcich uhlie, malého množstva cementu, vody a ďalších prímiesí. Z hľadiska všeobecnej definície ide o cementový materiál, ktorý je v čase svojej aplikácie v tečúcom stave a ktorého špecifická pevnosť v tlaku predstavuje 1 400 kPa alebo menej po 28 dňoch [42].

Tečúce výplne sa používajú ako zásyp pre mostné konštrukcie, priepusty a priekopy. Používajú sa na násypy a podklady vozoviek, na zasypávanie opustených skladovacích nádrží, priehlbín, šacht alebo tunelov [1].

Na základe údajov uvedených v publikácii [42] možno konštatovať, že odpadový zlievarenský piesok z produkcie nežeľezných odliatkov nie je všeobecne vhodný pre použitie ako tečúca výplň, vzhľadom na vysoký obsah ťažkých kovov. Naopak vhodné je za týmto účelom použitie odpadových zlievarenských pieskov využívaných v rámci procesu odliavania železných kovov.

Podľa štúdie [1] možno ako tečúce výplne využívať väčšinu odpadových zlievarenských pieskov. Ako vhodný sa uvádza aj zlievarenský piesok s organickými spojivami. Vo všeobecnosti možno odpadový zlievarenský piesok za týmto účelom použiť v suchom alebo vlhkom stave.

V nasledujúcej Tab. 6 je uvedený odporúčaný pomer jednotlivých komponentov používaných v rámci výroby tečúcich výplní v zmysle odporúčaní ACI 229R (z angl. American Concrete Institute Committee) [1].

Tab. 5 Pomer komponentov v zmesi tvoriacej tečúce výplne podľa ACI 229R
Tab. 5 Component ratio in flowable fill according to ACI 229R

Komponent	Typická zmes	Odporúčaný rozsah
Jemné agregáty / zlievarenský piesok	1 690 kg.m ⁻³	1 100 – 1 730 kg.m ⁻³
Cement	60 kg.m ⁻³	30 – 120 kg.m ⁻³
Popolček	150 kg.m ⁻³	0 – 180 kg.m ⁻³
Voda	300 kg.m ⁻³	190 – 344 kg.m ⁻³

Aplikácia odpadových zlievarenských pieskov v rámci výroby tečúcich výplní je rozšírená najmä v Spojených štátoch amerických a to konkrétne v štátoch New York, Pennsylvánia, Ohio, Wisconsin, Tennessee a Indiana. V štáte Ohio prebehla demonstrácia použitia takýchto tečúcich výplní s obsahom odpadových zlievarenských pieskov priamo v teréne, pričom sa tieto ukázali na rovnakej kvalitatívnej úrovni ako konvenčne používané tečúce výplne [43].

Konštrukčné postupy s využitím tečúcich výplní produkovaných s prídavkom odpadových zlievarenských pieskov sa nijakým spôsobom nelíšia od geotechnických konštrukčných postupov s použitím konvenčných materiálov. Rovnaké metódy a zariadenia, ktoré sa používajú na zmiešavanie, transport a umiestenie tečúcich výplní vyrobených s použitím konvenčných materiálov, sa môžu použiť aj na výplne obsahujúce zlievarenský piesok. Navyše, tekutá náplň vyrobená zo zlievarenského piesku sa môže vyrábať priamo v cementárskom závode podľa požiadaviek technickej normy ASTM C94 a distribuovať nákladnými vozidlami na miešanie alebo pomocou mobilnej miešačky určenej pre menšie stavebné práce [44].

Minerálne tesnenie

Pri prevádzkovaní skládok odpadov sú kladené vysoké nároky na zabránenie prieniku skládkových výluhov do okolitého horninového prostredia a podzemných vôd. Za týmto účelom sú pre proces zneškodňovania odpadov skládkovaním definované presné požiadavky na tesniaci systém skládok odpadov. Za týmto účelom sa budujú minerálne tesniace vrstvy, tvoriace geologickú bariéru s požadovaným koeficientom filtrácie. V prípade potreby sa geologická bariéra dopĺňa umelou tesniacou vrstvou. Vo všeobecnosti sú najlepšou prirodzenou tesniacou vrstvou ílovité horniny. Podľa štúdie [10] je použitie odpadových zelených zlievarenských pieskov s obsahom aktívneho bentonitu (bentonit je druh ílovitej horniny) environmentálne, ako aj ekonomicky výhod-

ným spôsobom budovania tesniaceho systému pre skládky odpadov.

V prípade použitia odpadových zlievarenských pieskov pre účely budovania tesniaceho systému skládky odpadov musia byť dodržané požiadavky na tesnenie skládky odpadov v zmysle § 4 vyhlášky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 372/2015 Z. z. o skládkovaní odpadov a dočasnom uskladnení kovovej ortuti [45].

Odpadový zlievarenský piesok je možné použiť aj pre účely prekrytia telesa skládky odpadov [10]. Aplikácia odpadových zlievarenských pieskov pri prekryvaní telesa skládky odpadov bola experimentálne overená štúdiou [46]. Cieľom tohto výskumu bolo preskúmať vhodnosť a environmentálny prínos krycieho materiálu zloženého z ílovej pôdy zmiešanej so vzorkou odpadového zlievarenského piesku na pokrytie skládok pevného odpadu. Substitúcia ílovej zeminy odpadovým zlievarenským pieskom v rozsahu do 70% vykazuje pozitívne environmentálne, fyzikálne, chemické a mechanické charakteristiky.

Pôdy a športové trávniky

Podľa štúdie hodnotenia rizík pri využívaní odpadových zlievarenských pieskov v aplikáciách súvisiacich s pôdou, ktorú vypracovala U. S. EPA v roku 2014 [47], sa za vhodné aplikácie použitých zlievarenských pieskov ako náhrady za prírodný pôdny materiál označujú:

- podklady cestných komunikácií;
- záhradnicke účely;
- priemyselné pôdy.

Cestný podklad (uviedené bolo už čiastočne diskutované aj v kapitole 5.3 tohto dokumentu) predstavuje vrstvu materiálu potrebnú pri niektorých typoch cestných aplikácií za účelom úpravy fyzikálnych parametrov plochy, na ktorej má byť cestná komunikácia vybudovaná. Cieľom je dosiahnuť požadované charakteristiky cestného podkladu, schopného odolávať požadovanej intenzite cestnej premávky a sezónnych zmien počasia (napr. obdobie mrazov a následného roz-

mrazovania pôdy). Hrúbka cestného podkladu závisí od druhu cestnej komunikácie (diaľnice, rýchlostné cestné komunikácie, cesty I. resp. nižšej triedy,...), miestnych požiadaviek a použitých materiálov pri výstavbe. Zvyčajne sa však táto pohybuje v intervale 10 až 25 cm [47].

Záhradnicke účely v súvislosti s použitím odpadových zlievarenských pieskov sa podľa U. S. EPA najčastejšie spájajú s pestovateľskými škôlkami ako dočasné rastové médium, do doby, kým sa pestované rastliny nepresadia do prírodného prostredia [47].

Priemyselné pôdy predstavujú špeciálne umelo produkované pôdy z prirodzených alebo iných človekom vytvorených materiálov, schopných napodobňovať či dokonca prevyšovať vlastnosti prírodných pôd. V danom prípade predstavuje pôda „konštrukčný“ materiál pozostávajúci z vhodne zvolených komponentov (zložiek) podľa vopred definovaných kritérií pre aplikáciu takejto priemyselnej pôdy. Priemyselne vyrobené pôdy tiež predstavujú vhodnú náhradu za degradované pôdovodné pôdy [47].

Predmetom štúdie [48] bolo získať vedecké poznatky pri zmiešavaní rôznych typov pôd s odpadovým zlievarenským pieskom a s rašelinou so zameraním na analýzu terénneho pokryvu trávnatého porastu športových ihrísk. Z výsledkov štúdie je možné konštatovať, že pri primiešaní odpadových zlievarenských pieskov a rašeliny k pôvodnej zemine, toto pôsobí priaznivo na trávnatý porast. Zmes rašelinovo-pieskového humusu udržuje rovnováhu medzi vysokou vlhkosťou a obsahom živín v pôde. Štúdia preukázala, že existuje potenciál pre využitie odpadového zlievarenského piesku ako zložky v zmesiach pôdy určenej pre terénne úpravy a športové použitie.

K podobným záverom dospel výskum [49] zameraný na analýzu využitia odpadových zlievarenských pieskov ako pôdnej prímеси. Vplyv rôzneho prídavku odpadového zlievarenského piesku (z prevádzky v Spojených štátoch amerických používajúcej zelené zlievarenské piesky) do pôdy bol testovaný na rastlinách *Lolium perenne* L. a *Schedonorus phoenix*. Zistilo sa, že optimálny pomer pre takúto aplikáciu odpadových zlievarenských pieskov predstavuje 40 % zlievarenských pieskov a 60 % kompostu. Pri takomto pomere sa dosahuje účinná eliminácia negatívnych faktorov spôsobujúcich inhibíciu rastu sledovaných rastlinných druhov. Uvedenou aplikáciou sa tiež dosahuje pozitívny ekonomický efekt. Na základe merania hustoty a štandardného poplatku za deponovanie odpadových zlievarenských pieskov v Spojených štátoch amerických

bolo vypočítané, že každá 10 cm vrstva na 1 ha (alebo 1 000 m³) pôdy umožňuje využitie 496 ton zlievarenského piesku a súčasne prevádzke zlievarne ušetrí 14 632 amerických dolárov.

Budúci výskum používania zlievarenských odpadových pieskov pri aplikáciách v oblasti trávnatých porastov by sa mal zamerať na terénny výskum s využitím umelých hnojív a závlahy a lepšie tak simulovať reálne podmienky, v ktorých budú odpadové zlievarenské piesky potenciálne využívané. V súčasnosti existuje záujem aj o opätovné použitie odpadových zlievarenských pieskov za účelom redukcie trstinových porastov na golfových ihriskách [49].

Keramické materiály

Podľa článku [6] je možné za účelom produkcie keramických materiálov použiť viaceré druhy odpadových materiálov a to napr. sedimenty, zvyšky zo spracovania kameňa a žuly, splaškový kal, popolček alebo oceľová troska. Výsledky ukázali, že začlenenie týchto materiálov do výroby keramických materiálov je z technického hľadiska uskutočniteľné a v konečnom dôsledku môže dôjsť aj ku zlepšeniu vlastností konečných výrobkov. Medzi odpady, ktoré možno použiť v rámci výroby keramiky zaradíme aj odpadové zlievarenské piesky [6].

Podľa výskumu [50] je možné vykonať začlenenie odpadových zlievarenských pieskov do ílovitých zmesí za účelom výroby kompaktných keramických materiálov. Skúmal sa prídavok 10 až 50 % hm. odpadových zlievarenských pieskov. Ako najvhodnejší sa v zmysle výsledkov tejto štúdie ukázal prídavok 30 až 40 % hm. zlievarenských pieskov do zmesi. Toto množstvo predstavuje rovnováhu medzi najvyšším možným prídavkom (využitím) odpadu pri súčasnom zachovaní požadovaných vlastností finálnych produktov keramického priemyslu, tak ako sú tieto definované pre ich komerčné použitie. Konkrétne išlo o výrobu červených tehál a dlaždíc, ktoré boli tepelne upravené pri teplote 950 až 1 000 °C.

Výskum [51] popisuje možnosti použitia viacerých typov odpadov a vedľajších produktov priemyselných procesov na báze systému zložiek SiO₂-Al₂O₃-CaO pre výrobu keramických materiálov. Autori vytvorili keramickú maticu zloženú z anódového kalu bohatého na obsah hliníka, kalu z filtrácie a čírenia pitnej vody a kalu vytvoreného pri vypaľovaní mramorových dosiek pri teplote 1 350 až 1 550 °C. Súčasťou tejto matrice bol tiež odpadový zlievarenský piesok v množstvách 5 až 25 % hm. Kombinácia týchto priemyselných

odpadov a štandardných tvarovacích techník, ako je extrúzia, predstavuje vhodný spôsob výroby sintrovaných keramických materiálov s potenciálnym použitím ako žiaruvzdorné materiály alebo elektrické izolátory.

V rámci porovnávacej štúdie [6] zameranej na analýzu výroby keramických tehál s dvoma druhmi zlievarenských pieskov (zelený a chemicky viazaný), vypálených podľa rozličných vypaľovacích cyklov, zodpovedajúcich komerčnej výrobe týchto keramických výrobkov. Štúdia bola vykonaná v laboratórnom, ako aj priemyselnom meradle s cieľom zhodnotiť vplyv vypaľovacieho cyklu, typu a prídavku odpadového zlievarenského piesku na fyzikálne a mikroštruktúrne vlastnosti konečného výrobku.

Z hľadiska porovnania jednotlivých druhov zlievarenských pieskov, možno konštatovať, že zelené, ako aj chemicky viazané zlievarenské piesky majú podobne tepelné charakteristiky pri výrobe keramických materiálov. Avšak, zelený zlievarenský piesok vykazuje vyššie materiálové straty v dôsledku väčšej straty žíhaním. Vysoký obsah kremeňa v obidvoch typoch pieskov komplikuje proces sintrovania [6].

Prídavok zlievarenských pieskov do keramickej matrice znižuje zmršťovanie materiálu a naopak zvyšuje absorpciu vody (čo bolo preukázané ako v laboratórnom, tak aj v priemyselnom meradle). To znamená, že dochádza k zníženiu hustoty a pevnosti v ohybe. Napriek uvedenému bolo preukázané, že použitie zlievarenských pieskov pri výrobe keramických materiálov (tehál) zodpovedá použitiu štandardných surovín v keramickom priemysle [6].

Optimalizačný proces ukázal, že na výrobu keramických tehál je možné využiť 35 % zeleného zlievarenského piesku a 25 % chemicky viazaného zlievarenského piesku pri zachovaní požadovaných štandardov a noriem vzťahujúcich sa na výrobu takýchto produktov [6].

Výskum [52] bol zameraný na výrobu dlaždíc s použitím odpadových zlievarenských pieskov, ktorými sa nahrádza klasicky používaný ílovitý materiál. Uvažovalo sa pri tom šesť rozličných percentuálnych prídavkov odpadových zlievarenských pieskov a to 0, 10, 15, 20, 40 a 60%. Vzorky boli vypaľované v peciach pri rozličných teplotách: 1 000 °C, 1 050 °C a 1 100 °C, pričom bol sledovaný celý rad fyzikálnych vlastností pre účely hodnotenia finálnych produktov (dlaždíc). Štúdia uvádza nasledovné závery:

- Zmršťovanie vzoriek po vypálení pri teplote 1 000 °C klesá s prídavkom odpadového zlievarenského piesku. Uvedené naznačujú,

že častice v telese vzoriek (dlaždíc) boli efektívne integrované hnacou silou v podobe tepla vypaľovacieho procesu. Tento výsledok poukazuje, že zvýšením pomeru odpadových zlievarenských pieskov pri výrobe keramických dlaždíc možno reálne redukovat' mieru zmršťovania tohto materiálu;

- Strata žíhaním u vzoriek klesá s nárastom podielu odpadového zlievarenského piesku. Uvedené bolo potvrdené pri všetkých experimentálnych teplotách vypaľovacieho procesu;
- Vzhľadom na väčšiu veľkosť častíc zlievarenských pieskov než majú štandardne používané ílovité materiály narastá s ich prídavkom pórovitosť materiálu, čoho dôsledkom je vyššia absorpcia vody. Tento efekt bol sledovaný predovšetkým pri prídavku zlievarenského piesku > 40%;
- Pevnosť v ohybe vzoriek dlaždíc sa zvyšuje s narastajúcim množstvom odpadového zlievarenského piesku (až do 15 %). Z analýzy vykonanej pomocou SEM (*Scanning Electron Microscope*) sa zistilo, že pri substitúcii ílov zlievarenským pieskom na úrovni 15 %, sú povrchové častice veľmi dobre navzájom spojené a pórovitosť materiálu je pomerne nízka. Vázbové povrchy sú relatívne ploché a kanály pórov sú hladké. Vo vnútri dlaždíc sa tvoria zúženiny, vedúce k zlepšeniu adhézných interakcií medzi časticami. Difúzna väzba je silnejšia ako v prípade referenčných vzoriek zo štandardne používaných ílovitých materiálov. Avšak pri zvýšení podielu zlievarenských pieskov nad 15 % došlo k zníženiu parametra pevnosti v ohybe, čo bolo badateľné najmä pri prídavku 40 % a viac odpadového zlievarenského piesku;
- Po kyslom, ako aj alkalickom kúpeli sa zvýšila pevnosť vzoriek s prídavkom 15 % zlievarenského piesku oproti vzorkám s 0 a 40% prídavkom. Uvedené naznačuje, že najlepšiu odolnosť voči kyslému alebo alkalickému prostrediu možno pri výrobe keramických dlaždíc s prídavkom odpadových zlievarenských pieskov dosiahnuť práve pri 15% prídavku týchto odpadov.
- Vzorky dlaždíc vyrobené s prídavkom zlievarenského piesku vykazujú lepšiu silikonizáciu ako vzorky z ílových dlaždíc.

ZÁVER

Na základe vykonanej literárne rešerše je možné konštatovať, že v súčasnosti jestvujú postupy a aplikačné metódy umožňujúce spracová-

vať veľké množstvo produkovaných odpadových zlievarenských pieskov. V rámci patentových spisov (v zmysle údajov na webovej stránke „FreePatentsOnline“) je v súčasnosti registrovaných vyše 17 500 patentov v tejto oblasti. Najvýznamnejšiu skupinu patentov pre oblasť zlievarenských pieskov predstavujú patentové dokumenty registrované na území Spojených štátov amerických (US Patents), ktoré vytvárajú takmer 45 % všetkých identifikovaných patentových dokumentácií. Za nimi nasledujú patenty z Japonska s približne 21 % podielom, patenty z Európy s niečo vyše 13 % (osobitnú skupinu tvoria nemecké patenty s podielom na úrovni 10%) a patenty evidované v medzinárodnom patentovom systéme (PCT – The International Patent System) s 11 % podielom zo zistených patentových dokumentov.

S odpadovými zlievarenských pieskami sa aj napriek tomu v podmienkach SR nakladá prevažne formou zneškodňovania skládkovaním (potrebné je podotknúť, že skládkovanie má v SR aj napriek zavedeným opatreniam na triedený zber a recykláciu naďalej nepriaznivú stúpajúcu tendenciu), čo je jednak pre prevádzkovateľov finančne náročné, ako aj nepriaznivé vo vzťahu k životnému prostrediu. Potrebné je preto pristúpiť k zmenám v rámci nakladania s týmto druhom odpadu, ktorý je ako bolo uvedené potenciálne uplatniteľný v širšom odvetví priemyslu, najmä v stavebníctve. Ideálnym spôsobom nakladania s týmto druhom odpadu je pridružená výroba v rámci zlievarenského závodu, ktorá by bola schopná priamo na mieste vzniku odpadu tento zhodnocovať bez potreby jeho transportu na väčšie vzdialenosti. Prevádzka týmto môže dosiahnuť aj ekonomicky pozitívny efekt, nakoľko namiesto poplatkov za zneškodňovanie odpadov skládkovaním, môže zhodnotený odpadový zlievarenský piesok využiť ako plnohodnotnú obchodovateľnú komoditu.

LITERATÚRA

- [1] U.S. Department of Transportation, „Foundry Sand Facts for Civil Engineers,” 2004.
- [2] M. Stachowicz, K. Granat, D. Nowak and K. Hamann, „Effect of hardening methods of moulding sands with water glass on structure of bonding bridges,” *Archives of Foundry Engineering*, vol. 10, no. 3, pp. 123 – 128, 2010.
- [3] S. Jayed, „Use of Waste Foundry Sand in Highway Construction,” School of Civil Engineering, Purdue University, West Lafayette, Indiana 47907, 1994.
- [4] European Commission, „Reference Document on Best Available Techniques in the Smitheries and Foundries Industry,” 2005.
- [5] M. K. Joseph, F. Banganayi and D. Oyombo, „Moulding Sand Recycling and Reuse in Small Foundries,” in International Conference on Sustainable Materials Processing and Manufacturing, SMPM 2017, 23-25 January 2017, Kruger National Park, 2017.
- [6] R. Alonso-Santurde, A. Coz, J. R. Viguri and A. Andrés, „Recycling of foundry by-products in the ceramic industry: Green and core sand in clay bricks,” *Construction and Building Materials*, pp. 97 – 106, 2011.
- [7] Vyhláška č. 365/2015 Z. z. Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 13. novembra 2015 ktorou sa ustanovuje Katalóg odpadov.
- [8] M. C. Zanetti and S. Fiore, „Foundry processes: the recovery of green molding sands for core operations.,” *Resource Conservation Recyclation*, vol. 38, pp. 234 – 254, 2002.
- [9] S. Seiter, „State of the Practice Literature Scan for Foundry Sand,” Oklahoma Department of Transportation, 2017.
- [10] J. Orkas, Technical and Environmental Requirements for Surplus Foundry: PhD Dissertation, Helsinki: Helsinki University of Technology, 2001.
- [11] A. R. Pendar, D. G. Demse, M. E. Nikam, B. Karpe, P. R. Khairnar and P. R. Suryawanshi, „Partial Replacement of Sand by Waste Foundry Sand,” *International Research Journal of Engineering and Technology*, vol. 4, no. 5, 2017.
- [12] V. R. Chevuri and S. Sridhar, „Usage of Waste Foundry Sand in Concrete,” *SSRG International Journal of Civil Engineering*, vol. 2, no. 12, 2015.
- [13] P. Bhandari and K. M. Tajne, „Use of Foundry Sand in Conventional Concrete,” *International Refereed Journal of Engineering and Science*, vol. 2, no. 1, pp. 45 – 53, 2011.
- [14] E. P. Salokhe and D. B. Desai, „Application of Foundry Waste Sand In Manufacture of Concrete,” *Journal of Mechanical and Civil Engineering*, pp. 43 – 48, 2013.
- [15] R. Siddique, G. de Schutter and A. Noumowe, „Effect of used-foundry sand on the mechanical properties of concrete,” Elsevier, *Construction and Building Materials*, pp. 976 – 980, 2009.
- [16] J. M. Khatib, S. Baig, A. Bougara and C. Booth, „Foundry Sand Utilisation in Concrete Production,” in Second International Conference on Sustainable Construction Materials and Technologies, 2010.
- [17] M. Han-Young, C. Yun-Wang, S. Yong-Kyu and J. Jung-Kyu, „Fundamental properties of Mortar and Concrete using Waste Foundry Sand,” *Journal of the Korea Concrete Institute*, vol. 17, no. 1, pp. 141 – 147, 2005.
- [18] G. Singh and R. Siddique, „Effect of waste foundry sand (WFS) as partial replacement of sand on the strength, ultrasonic pulse velocity and permeability of concrete,” *Journal of Construction and Building Materials*, vol. 26, pp. 416 – 422, 2012.

- [19] V. Lalík and K. Samuelčík, "Možnosti využitia vybraných odpadov pri výrobe betónových prefabrikantov, čerstvého betónu a transportbetónu," 2010.
- [20] STN EN 196-1, Metódy skúšania cementu. 1. časť: Stanovenie pevnosti. Slovenský ústav technickej normalizácie, 1997, p. 32.
- [21] STN EN 196-3., Metódy skúšania cementu. 1. časť: Stanovenie času tuhnutia a objemovej stálosti. Slovenský ústav technickej normalizácie, 1997.
- [22] STN EN 197-1., Cement. 1. časť: Zloženie, špecifikácie a kritériá na preukazovanie, 2002, p. 28.
- [23] T. R. Naik, V. M. Patel, D. M. Parikh and M. P. Tharani, "Utilization of used foundry sand in concrete," *The ASCE Journal of Materials in Civil Engineering*, vol. 6, no. 2, pp. 254 – 263, 1994.
- [24] AMERICAN FOUNDRYMENS SOCIETY, "Alternate utilization of foundry waste sand," Rep., Illinois Department of Commerce and Community Affairs, Des Plaines, 1991.
- [25] C. H. Benson and S. Bradshaw, "User Guideline for Foundry Sand in Green Infrastructure Construction," *Recycled Materials Resource Center*, Madison, WI 53706 USA, 2011.
- [26] L. Kae-Long, C. Ching-Jung, S. Je-Lueng, C. Sao-Jeng, C. An, H. Hui-Mi and H. Chao-Lung, "Effect of Using Shell Molding Sand and Sodium Silicate Sand as Substitute Sources for Cement Raw Materials," *Environmental Engineering Science*, vol. 28, no. 9, 2011.
- [27] J. Kleven, T. Edil and C. Benson, "Evaluation of Excess Foundry System Sands for Use as Subbase Material," *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, vol. 1714, pp. 8 – 40, 2000.
- [28] Y. Guney, A. H. Aydılek and M. M. Demirkan, "Geoenvironmental behavior of foundry sand amended mixtures for highway subbases," *Waste Manage*, vol. 26, no. 9, pp. 932 – 945, 2006.
- [29] J. Yin, A. Soleimanbeigi, W. Likos and E. B. Tuncer, "Creep Response of Compacted Waste Foundry Sands for Use as Roadway Embankment Fill," *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 144, no. 2, 2018.
- [30] M. J. Goodhue, T. B. Edil and C. H. Benson, "Interaction of Foundry Sands with Geosynthetics," *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 127, no. 4, 2001.
- [31] B. K. Partridge, J. E. Alleman a D. G. Mast, „Field demonstration of highway embankment construction using waste foundry sand,“ *Transp Res Rec*, pp. 98 – 105, 1999.
- [32] O. Yazoghli-Marzouk, N. Vulcano-greullet, L. Cantegrit, L. Friteyre and A. Jullien, "Recycling foundry sand in road construction—field assessment," *Construction and Building Materials*, no. 61, pp. 69-78, 2014.
- [33] Environmental Technology Best Practice Programme, "Waste Sand Sets Scene for Profitable Partnership," 1997.
- [34] F. H. Administration, "Foundry sand facts for civil engineers. Federal Highway Administration (FHWA)," 2004.
- [35] E. Miller, H. U. Bahia, C. Benson, C. Khatri and A. Braham, "Utilization of waste foundry sand in hot mix asphalt mixtures," *American Foundry Society Transactions*, vol. 1, no. 103, pp. 1393 – 1407, 2001.
- [36] P. Tikalsky, H. Bahia, A. Deng and T. Snyder, "Excess foundry sand characterization and experimental investigation in controlled low-strength material and hot-mixing asphalt," U.S. Department of Energy, 2004.
- [37] J. Emery, "Canadian Foundry Association. Spent foundry sand – alternative uses study,," Queen's Printer for Ontario: Ontario Ministry of the Environment and Energy, 1993.
- [38] S. Javed and C. W. Lovell, "Use of Waste Foundry Sand in Highway Construction: Final Report, Project No. C-36-50N," Purdue University, West Lafayette, Indiana, 1994.
- [39] S. K. Ciesielski and R. J. Collins, "Recycling and Use of Waste Materials and By-Products in Highway Construction," National Cooperative Highway Research Program Synthesis of Highway Practice, Washington, DC, 1994.
- [40] C. K. Johnson, "Phenols in Foundry Waste Sand," *Modern Casting*, 1981.
- [41] L. D'Allesandro, R. Haas and R. W. Cockfield, "Feasibility Study on the Environmental and Economical Beneficial Use of Waste Foundry Sand in the Paving Industry," Confidential Report for MRCO and the Canadian Foundry Group – Sand Exchange Project, 1990.
- [42] Federal Highway Administration Research and Technology, „User Guidelines for Waste and By-product Materials in Pavement Construction“.
- [43] E. Smith, "A review of the literature on the beneficial use of spent foundry sand in flowable fill," The Pennsylvania State University: Dr. Paul J. Tikalsky, 1996.
- [44] C. H. Benson and S. Bradshaw, "user Guideline for Foundry Sand in Green Infrastructure Construction," *Recycled Materials Resource Center*, University of Wisconsin-Madison, 2011.
- [45] Vyhláška č. 372/2015 Z. z. Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky zo dňa 28. júla 2015 o skládkovaní odpadov a dočasnom uskladnení kovovej ortuti.
- [46] L. G. F. Domingues and G. dos Santos Ferreira, "Functional and environmental performance of waste foundry sand applied in landfills," *International Journal of Environmental Studies*, vol. 73, no. 2, pp. 196 – 202, 2016.
- [47] U.S. EPA Office of Resource Conservation and Recovery Economics and Risk Assessment Staff, "Risk Assessment of Spent Foundry Sands In Soil-Related Applications," U.S. EPA, no. EP-W-09-004, 2014.

- [48] E. L. McCoy, "Sand and Organic Amendment Influences on Soil Physical Properties Related to Turf Establishment," *Agronomy Journal*, vol. 90, no. 3, pp. 411 – 419, 1996.
- [49] J. P. de Koff, B. D. Lee, R. S. Dungan and J. B. Santini, "Effect of Compost-, Sand-, or Gypsum-amended Waste Foundry Sands on Turfgrass Yield and Nutrient Content," *J. Environ. Qual.*, pp. 375 – 383, 2010.
- [50] N. Quaranta, M. Caligaris, H. López, M. Unsen, J. Pasquini, N. Lalla and A. R. Boccaccini, "Recycling of foundry sand residuals as aggregates in ceramic formulations for construction materials," *Ecosystems and Sustainable Development*, vol. 122, no. 7, pp. 503 – 513, 2009.
- [51] F. Raupp-Pereira, M. J. Ribeiro, A. M. Segadães and J. A. Labrincha, "Extrusion and property characterisation of waste-based ceramic formulations," *Journal of the European Ceramic Society*, vol. 27, no. 5, pp. 2333 – 2340, 2007.
- [52] H.-L. Luo, D.-F. Lin, M.-L. Chung and L. Y. Chen, "Waste Foundry Sand Reused as Clay Replacement for Tile Manufacture," *International Journal of Transportation Science and Technology*, vol. 3, no. 4, pp. 339 – 352, 2014.

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 42, 2020 – 1

Vydanie I. jún 2020 – Vydala Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 01 Zvolen, IČO 00397440 – Počet strán 59 – 5,31, AH, 5,39 VH – Náklad 170 výtlačkov – Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 9. 2. 2020, číslo EP 55/2020 – 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