

Acta Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE
A ENVIRONMENTALISTIKY

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

Volume 19
2008

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J.

The Pesticides in Waterbodies and the Need of Toxicity Testing

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J. – HUBÁČKOVÁ J. & ČIHÁKOVÁ I.

Possible Negative Consequences of the Secondary Air Contamination on the Quality of Accumulated Drinking Water

SCHWARZ M. – LALÍK V. – VANEK M. & FARBIAKOVÁ K.

**Sledovanie závislosti koncentrácie ozónu od meteorologických podmienok
The Follow-up of Ozone Concentration Dependence on Meteorological Conditions**

DADO M. & HNILICA R.

Quantitative Risk Assessment of Personal Noise Exposure in Woodworking Shop

MUCHOVÁ Z. & STREĎANSKÁ A.

**Odhad eróznej ohrozenosti pôd vetrom v katastrálnom území Hájske
Assessment of Wind Erosion Threat for Soils in Cadastral Area of Hájske**

VLČKOVÁ H. – SCHWARZ M. & LALÍK V.

**Zdravotné aspekty fugitívnych emisií dreveného prachu pri profesionálnej expozícii
Health Aspects of Wood Particles in Fugitive Emission during Professional Expositions**

DZURENDA L.

**Matematický model výpočtu emisnej veličiny $c_{\max} \text{NO}_x$ zo spaľovania vlhkej dendromasy v roštových kúreniskách
Mathematic Model for the Calculation of the Emission Value of $c_{\max} \text{NO}_x$ for Combustion of Wet Dendromass in Grate Fire Chamber**

VEVERKA M. & LEŠINSKÝ D.

**Vplyv výluhu z vermikompostu na kompostovací proces
Influence of Aerated Compost Tea on a Compost Process**

Acta Facultatis Ecologiae

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

Volume 19

2008

Editorial Board

Editor-in-Chief
Oľga Kontrišová

Vice-Editor-in-Chief
Slavomír Stašiov – Ecological Section
Dagmar Samešová – Environmental Section

Executive Editor
Marián Schwarz – Environmental Section

Technical Editor
Hana Ollerová, Vladimír Lalík

Members

Miroslav Badida, Tibor Benčať, Ján Gáper, Juraj Hreško, Karol Kočík, Oľga Kontrišová,
Juraj Ladomerský, Oto Majzlan, Peter Ondrišík, Andrej Oriňák, Włodzimierz Prądziński,
Dagmar Samešová, Ján Supuka, Peter Vančura,

List of reviewers Acta Facultatis Ecologiae 19

Imrich Beseda, Jozef Blaho, Jaroslav Demko, Marek Drímal, Ervín Lumnitzer, Miroslav Medveď,
Eva Michalková, Martin Mrenica, Milan Piatrik, Jaroslav Škvarenina, Veronika Veľková

OBSAH / CONTENTS

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J. The Pesticides in Waterbodies and the Need of Toxicity Testing	5
ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J. – HUBÁČKOVÁ J. & ČIHÁKOVÁ I. Possible Negative Consequences of the Secondary Air Contamination on the Quality of Accumulated Drinking Water	11
SCHWARZ M. – LALÍK V. – VANEK M. & FARBIAKOVÁ K. Sledovanie závislosti koncentrácie ozónu od meteorologických podmienok The Follow-up of Ozone Concentration Dependence on Meteorological Conditions	21
DADO M. & HNILICA R. Quantitative Risk Assessment of Personal Noise Exposure in Woodworking Shop	27
MUCHOVÁ Z. & STREĎANSKÁ A. Odhad erózneho ohrozenia pôdy vetrom v katastrálnom území Hájske Assessment of Wind Erosion Threat for Soils in Cadastral Area of Hájske	33
VLČKOVÁ H. – SCHWARZ M. & LALÍK V. Zdravotné aspekty fugitívnych emisií dreveného prachu pri profesionálnej expozícii Health Aspects of Wood Particles in Fugitive Emission during Professional Expositions	41
DZURENDA L. Matematický model výpočtu emisnej veličiny $c_{\max} \text{NO}_x$ zo spaľovania vlhkej dendromasy v roštových kúreniskách Mathematic Model for the Calculation of the Emission Value of $c_{\max} \text{NO}_x$ for Combustion of Wet Dendromass in Grate Fire Chamber	49
VEVERKA M. & LEŠINSKÝ D. Vplyv výluhu z vermikompostu na kompostovací proces Influence of Aerated Compost Tea on a Compost Process	59

THE PESTICIDES IN WATERBODIES AND THE NEED OF TOXICITY TESTING

Jana ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ

Institute of Chemical Technology Prague, Faculty of Environmental Technology, Department of Water Technology and Environmental Engineering, Technická 5, 120 00 Prague 2, Czech Republic, e-mail: jana.ambrozova@vscht.cz, phone: +420-220 445 123

ABSTRACT

Říhová Ambrožová, J.: **The pesticides in waterbodies and the need of toxicity testing**

The problems of pesticide and herbicide, occurred in water bodies and food web interaction, the influence on the algal growth are mentioned in the paper. At present is necessary to test the possible toxicity of the increasing amount of artificial compounds from the point of view of aquatic environment. Therefore it is important not only to make faster the own procedure of toxicity tests, but also to increase their reproducibility. At the same time the need of international standardisation has become urgent. Several ecotoxicological methods are based upon local conditions of laboratories e.g. on the availability of test organism or on the demands of legislation. From this point of view it is very perspective to extend standard methods into as many countries as possible. The good way to do that is the introduction of new alternative methods – toxkits.

Key words: pollution, metals, pesticide compounds, algae, toxicity tests

INTRODUCTION

Toxic chemicals enter the food web by accumulation in algae and then are concentrated with each additional trophic step. The more steps there are in the food web to the top carnivore, the higher is the concentration of the chemical in that carnivore. Chemicals such as polychlorinated dibenzofurans, a combustion by-product, are extremely hydrophobic and are associated with particulate matter in natural waters. Fish are believed to accumulate these compounds and others like them (e.g. polychlorinated biphenyls) almost entirely from food chain transfer. Most studies have been performed on organisms that people eat (fish, shellfish) and little is known about processes in the first few steps of bioaccumulation. The biochemical composition of the algae play a role in the initial bioaccumulation because the lipid content of al-

gae varies as a function of physiological state, and these toxic chemicals are largely lipid-soluble. Biochemical composition of algae varies with respect to the type and degree of nutrient limitation. Kilhan (1) examined the effects of nutrient limitations by silica and phosphorus on the accumulation of polychlorinated dibenzofurans in a diatom and its transfer to an herbivore. There is a pattern of increased lipid accumulation in diatoms under silica-limitation and perhaps also nitrogen-limitation, and that phosphorus-limited algae tend to accumulate carbohydrates and have a reduced lipid level.

Friesen-Pankratz et. al. (2) have examined the interaction between an algal species found in wetlands (*Selenastrum capricornutum*) and two agricultural pesticides (atrazine and lindane). Pesticide additions had a positive effect on the chlorophyll-a concentrations of the treatments. The presence of algae decreased the aqueous persistence of

both pesticides. It is speculated that algae either provided sites for pesticide sorption or facilitated pesticide degradation.

Herbicides contaminate water bodies and affect algal communities, which may also be influenced simultaneously by other environmental factors derived from natural and/or anthropogenic origins. Thus herbicide effects on communities may be modified by these factors. One of the most important factors is zooplankton grazing. Increased phytoplankton biomass has often occurred when large-sized, effective grazer species are selectively eliminated by filtration with nets, fish predation or insecticide applications. Various kinds of pesticide may occur in rivers and lakes, and contaminate water bodies simultaneously. Thus, plankton communities probably often suffer the combined effects of several pesticides in the natural environment. Herbicide contamination is a factor regulating population growth rate of phytoplankton and periphyton communities. The effect of herbicide on phytoplankton abundance is different under different grazing pressure. The effects of herbicides on phytoplankton abundance may rarely be detected in communities where grazing pressure is high. This can occur in communities with few predators. Herbicides reduce primary productivity, resulting in a deficient food supply for zooplankton. Thus, herbicide effects may be expressed more clearly on zooplankton abundance than on phytoplankton abundance. In communities with abundant predators, where zooplankton abundance is usually suppressed, phytoplankton communities are released from high grazing pressure. The combined effects of herbicide and insecticide on phytoplankton abundance may be complicated, because they influence phytoplankton communities in opposite directions. Herbicide may reduce phytoplankton abundance by reducing the population growth rate, whereas an insecticide may increase it by reducing zooplankton grazing. Herbicides suppress phytoplankton productivity, reducing the food supply for zooplankton. Zooplankton communities can be affected by the combined application of herbicide and insecticide (3).

MATERIAL AND METHODS

The tools of toxicity testing

Expresses of toxicity it is possible to observe already on single biotopes, namely on basis of knowledge about occurrence of organisms in their natural environment and bindings on their life conditions and requirements. Changes of these conditions with show in principle on biocoenosis character and composition and further on single behaviour of organisms. From this fact results possibility of toxicity classification according to situation in terrain from the point of view of biologist, which thus evaluate reduction of a number of genera (generic deficit), lowered number of organisms on habitat, increased occurrence of generative particles (spores, cysts and other encysted and permanent formations), in organs or bodies of toxicity exposed organisms can be formed teratological shapes, at animals are appeared respiratory problems and convulsion (at algae cell owing to turgor and osmotic pressure can be observed phenomenon of plazmolysis and plazmoptysis) (4).

Microscopic finding in checked samples can show possible toxic activity of substances contained in sewage (changes in composition biocoenosis, their immobility and morphological abnormalities). Backward bindings between microscopic and toxicological analyses can be confirmation of presumptive toxicological incidence on basis toxicological analyses. Hydrobiological analysis has in many cases very high notice value, convenient there is quick obtaining of results and determination of characteristics in observed sewage, while results from toxicological analyses can be obtained far later. This depends upon using methodology, time exposition of tested organisms and ability of analytics at evaluation of statistical characteristics (5).

The sense of biological assays is very important to the investigation of the influence of all components in the tested solution. The standard acute toxicity bioassays are represented by battery tests (6, 7). The some useful tested organisms are: the green alga *Scenedesmus quadricauda*, crustacean *Daphnia magna*, fish *Poecilia reticulata* or *Brachydanio rerio*, seeds of *Sinapis alba* (see Fig. 1).

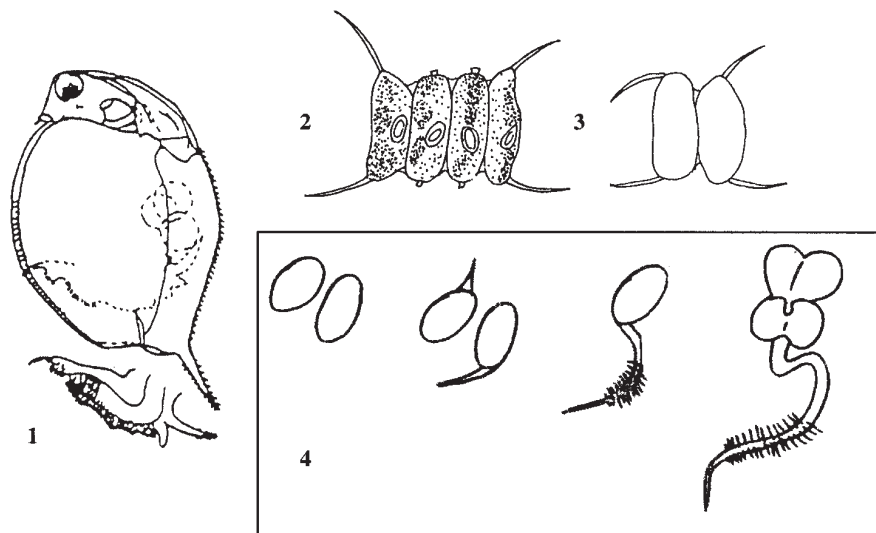


Fig. 1 Samples of organisms used in standard acute toxicity tests: (1) crustacean *Daphnia magna*, (2) algae *Scenedesmus quadricauda* (*Desmodesmus q.*) 4cell cenobium, (3) algae *Scenedesmus quadricauda* (*Desmodesmus q.*) 2cell cenobium, (4) seeds of *Sinapis alba* – seeds and formation of root (8)

In the tests with crustacean and fish there is investigated influence of toxicological compounds on the survival and immobilisation of tested organisms. In the tests with the green algae there is investigated influence of compounds on the growth inhibition, and in the tests with the seeds there is investigated the germination. Algae have several attributes what make them attractive as test organisms for the rapid screening of chemical pollution in natural water. Aquatic algae are particularly important in heavy metal pollution studies, since analysis of these algae can give an indication of the state of the water environment to what they have been exposed. Aquatic organisms bioconcentrate metals and artificial compounds from solution to varying extents according to metal (and artificial compound, i.e. pesticides and herbicides contained metals, etc.) and species, but they also accumulate trace metals by ingestion of suspended particulate matter, food ingestion, and absorption of metals from sediments and interstitial water (9).

The toxicity of the tested compounds is evaluated by use of the value EC_{50} (IC_{50}). The value EC_{50} (IC_{50}) is represented by the concentration of

tested compounds in which the 50% of testing organisms died or the growth inhibition is 50%, in comparison with the control samples (7).

Tested compounds

Pesticides are the group of compounds applied for destroying agricultural pests. Their classification is based on the type of organism they are used against (herbicides, insecticides, fungicides, algicides). Pesticides are organic or inorganic compounds. The base component of pesticide is called active component, which is often subject of biological, chemical or photochemical decay. These products of decay can be sometimes more toxic than original active component. More toxic than active component are often other compounds, which pesticides contain.

RESULTS AND DISCUSSION

In our department we have tested pesticides frequently applied in forestry (about 40 compounds)

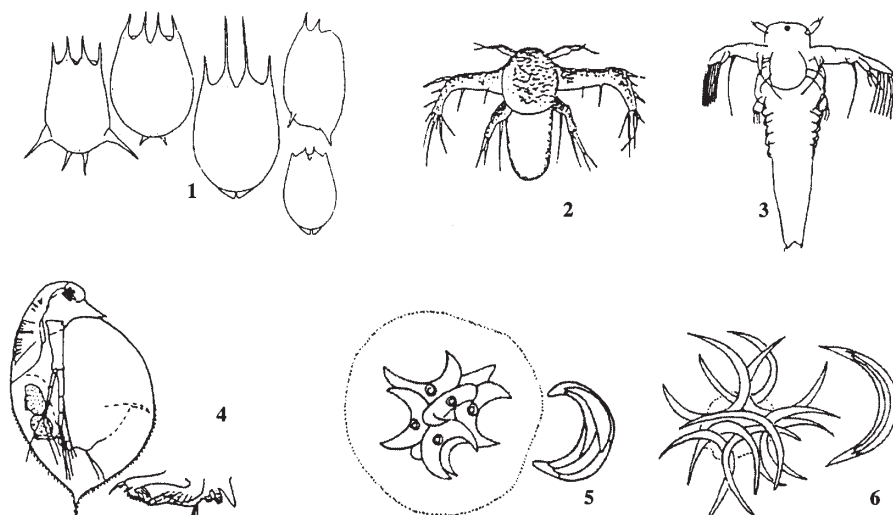


Fig. 2 Samples of organisms used in microbiotests: (1) rotifer *Brachionus calyciflorus*, (2) crustacean instar I. *Thamnocephalus platyurus*, (3) crustacean instar II. *Thamnocephalus platyurus*, (4) crustacean *Daphnia pulex*, (5) algae *Selenastrum bibrainum*, (6) algae *Selenastrum gracile* (8)

for the evaluation of new toxkit methods. To compare see Table 1, it shows the results from standard acute toxicity tests of active component (6).

In the text are described results and experiences of our work with these new methods. There were used two alternative microbiotests – daphtoxkit and algaltoxkit according to the standard operational procedure (methods used in LABRAP in University of Ghent in Belgium by Persoone, 1996, see Fig. 2). It is necessary to make a note that all following values of EC_{50} serve only as an orientation for evaluation of toxkit tests. It is necessary to make a verification of these values for ap-

plying them in practice. All tested compounds and all results of toxkit tests are summarized in the Table 2. Tested compounds were often tinted. This fact caused many problems with the determination of mortality of rotifers and decreased the accuracy of determination of optical density values in algaltoxkit. The majority of pesticides are evaporative, emulgative and foam-formed compounds. These factors make the exact determination of EC_{50} more difficult too. The advantage of alternative microbiotests is in better reproducibility and in decreasing of influence of local conditions on quality and results of performed tests.

Tab. 1 Standard toxicity values of EC_{50} of active components of some pesticides

Active component	EC_{50} mg·l ⁻¹ tested organism		
cypermethrin	0,002–0,003 <i>Daphnia magna</i>		
pirimicarb	29–55 <i>Daphnia magna</i>		
etofenprox	40 <i>Daphnia magna</i>	5,0 <i>Cyprinus carpio</i>	
alfacypermethrin	0,0028 <i>Daphnia magna</i>		
benomyl	4,2 <i>Daphnia magna</i>	0,17 <i>Salmo trutta</i>	
mancozeb	2,2 <i>Poecilia reticulata</i>	1,9 <i>Salmo trutta</i>	24 <i>Cyprinus carpio</i>
dichlofluamid	1–10 <i>Daphnia magna</i>		
flutriafol	61–78 <i>Daphnia magna</i>		
imazapyr	>100 <i>Daphnia magna</i>		
triclopyr	117–148 <i>Daphnia magna</i>		
glyphosat	780 <i>Daphnia magna</i>		

Tab. 2 Results of toxicity tests of pesticides on individual test organisms

Tested compound	Daphtoxkit ($_{48h}IC_{50}$, ml·l ⁻¹)	Algaltokit ($_{72h}IC_{50}$, ml·l ⁻¹)
KARATE 2,5 EC	0,03	15,25
PIRIMOR 25 WG	1,1	0,50
TREBON 10 F	0,4	4,7
TREBON 30 EC	0,05	0,81
VAZTAK 10 SC	0,1	stimulation
BENLATE	0,3	3,6
DITHANE M 45	0,2	2,81
EUPAREN 50 WP	0,4	3,91
ARSENAL	0,3	29,1
FUSILADE SUPER	1,4	0,0032
GALLANT SUPER	0,9	658,7
ROUNDUP	4,2	23,7

CONCLUSION

It can be assumed that using of these ecotoxicological methods in practice will be good help for mass determination of toxic effects of problematic compounds and eluates. These methods are good contribution for toxicological praxis, especially for their fast performance and small space claims. Toxkits eliminate the need for continuous recruitment and/or stock culturing of test organisms. For accurate determination of toxic influence of compounds and for solution of important problems it will be necessary to perform not only toxkit tests, but the standard toxicity tests too (10, 11, 12).

The results of toxicity bioassay had shown the importance of other ecotoxicological testing, which is mainly in the results of cancerous and morphological impacts on alga cells. It can be recommend the testing of pesticide compounds on the *Sinapis alba* seeds, crustacean *Daphnia magna* and fish *Poecilia reticulata* (impact of toxic compound on the plant cell and animal cell are not the same, the cells have another construction and transmission of cell-membrane), and the chronic toxicity tests. The application of higher initial concentration could be most suitable to the precise investigation of value of IC_{50} .

Acknowledgement

Author would like to thank for financial support in solving the project MSM6046137308.

REFERENCES

1. KILHAN, S. S.: Effects of physiological state on the bioaccumulation of toxic chemicals in algae and

their transfer to zooplankton, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26, 1997, p. 1734–1736.

2. FRIESEN-PANKRATZ, B., DOEBEL, C., FARENHORST, A., GOLDSBOROUGH, L. G.: Interactions between algae (*Selenastrum capricornutum*) and pesticides: implications for managing constructed wetlands for pesticides removal, *Environ. Sci. Health B.* 38(2), 2003, p. 147–55.
3. KASAI, F., MIYAMOTO, Y., HANAZATO, T.: Herbicide effects on pond phytoplankton communities under different grazing pressures, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26, 1997, p. 1728–1733.
4. SLÁDEČKOVÁ, A., SLÁDEČEK, V., KOČÍ, V., AMBROŽOVÁ, J.: Bio-monitoring of impacts of wastewater treatment plant effluents on receiving streams. *IWA Berlin*, B1364 on CD, 2001.
5. SLÁDEČKOVÁ, A., SLÁDEČEK, V., AMBROŽOVÁ, J., KOČÍ, V.: *Biologická kontrola čistíren odpadních vod a jejich vlivu na recipienty*. [Biological control of wastewater works and their influence on recipients.] – Hydroprojekt CZ, a. s., 2002, 118 p.
6. SVOBODOVÁ, Z.: Toxicology of water animals. *Publishing house of Agriculture*, Prague, 1987, p. 128–186 (in Czech).
7. MÁCHOVÁ, J., SVOBODOVÁ, Z., VYKUSOVÁ, B.: *Ekotoxikologické hodnocení vyluhů a tuhých průmyslových odpadů*. [Ecotoxicological evaluation of the eluates and the solid industrial wastes], VÚRH Vodňany, 1994, 60 p. (In Czech).
8. AMBROŽOVÁ, J.: *Aplikovaná a technická hydrobiologie* [Applied and technical hydrobiology], 2nd edn. Institute of chemical technology, Prague, 2003, 226 p.
9. CAMUSSO, M., BALESTRINI, R., CRESCENZIO, S.: Trace metal accumulation in selected organs of fish from the lower River Po, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26, 1997, p. 2194–2198.
10. AMBROŽOVÁ, J., KOČÍ, V.: Evaluation of new toxicological methods for the project FITA II. – *Workshop on Joint Flemish-Czech Programme on TOXKIT Microbiotest (FITA II)*, Brno 26. 11. 1996, p. 27–34.

11. AMBROŽOVÁ, J.: Bioassays in the technology of water treatment – the problems of toxic picoplanktic species. – *International symposium on new micro-biotests for routine toxicity screening and biomonitoring*, Brno 1.–3. 6. 1998, p. 2.
12. AMBROŽOVÁ, J., MACÁK, J.: Vliv některých korozních inhibitorů na růst chlorokokální řasy *Scenedesmus quadricauda* [Influence of some corrosive inhibitors on the growth of chlorococcal alga *Scenedesmus quadricauda*] – *Konf. Chemie energetických oběhů III. (3rd International Power Cycle Chemistry Conference by IAPWS)*, Prague 6.–8. 9. 2000, 205–212.

SOUHRN

Povolování aplikace přípravků (pesticidů apod.) je v zemích EU řízeno direktivou č. 91/414 EHS, pro člena je závazná. Navíc existuje harmonizace národních právních předpisů s předpisy EU. V České republice byla tato direktiva inkorporována (účinnost od 31. 5. 2004) do zákona MZe č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů. Vyhl. č. 329/2004 Sb. o přípravcích a dalších prostředcích na ochranu rostlin je jeho prováděcí vyhláškou. Schvalování přípravků provádí Státní rostlinolékařská správa (SRS). Rozhodnutí o registraci přípravků na ochranu rostlin uděleno na základě zhodnocení SRS, posouzení Národním referenčním centrem pro pesticidy Centra zdraví a životních podmínek SZÚ v Praze v rámci registračního řízení v kompetenci SRS a na základě posudku MZdr ČR. SRS vydává každoročně aktualizovaný „Seznam registrovaných přípravků na ochranu rostlin“ (dále jen Seznam) – pro rok 2004 odkazy ještě na starý zákon MZe ČR č. 147/1996 Sb. (5.3.04). Seznam látek a přípravků, jejichž dovoz je zakázán, specifikuje vyhl. MZe č. 91/2002 Sb. (§ 19). Zakázáno je jejich použití, a to i jako příměs nebo součást výrobku. Nařízení vlády č. 368/2003 Sb. stanoví seznam látek, jejichž emise a přenosy je uživatel registrované látky povinen zjišťovat, vyhodnocovat a ohlašovat MŽP. Dále jsou stanoveny ohlašovací práhy registrovaných látek a způsob a forma ohlašování údajů do integrovaného registru znečišťování – zákon MZe č. 521/2000 Sb. o integrovaném registru znečišťování. Vláda ČR 14. 4. 2004 projednala „Program na snížení znečištění povrchových vod nebezpečnými látkami a zvláště nebezpečnými závadnými látkami“ a usnesením č. 339 uložila zabezpečit jeho realizaci. „Program“ shrnuje legislativní i nelegislativní opatření z oblasti voda a z dalších oblastí a vytyčuje cíle směřující k postupné eliminaci vnosu zvláště nebezpečných závadných látek a k omezení vnosu nebezpečných závadných látek do povrchových vod. Program je časově vymezen do 31. 12. 2009 a je určen pro vodoprávní úřady, Českou inspekci životního prostředí a dotčené subjekty soukromé a veřejné sféry. Je členěn na části všeobecné a na speciální dokumenty pro jednotlivé relevantní nebezpečné

látky. Pesticidní látky de facto (s výjimkou organochlorových) sledovány nebyly a proto se předpokládalo, že se ve vodách (surové pro úpravu na vodu pitnou, a v upravené a pitné vody) nevyskytují. V mnoha případech tento stav přetrvává dodnes. Od 22. 4. 2004 platí vyhl. MZdr. ČR č. 252/2004 Sb. – změny v komentáři původní vyhl. MZdr. ČR č. 376/2001 Sb. v případě sledování pesticidů a způsobu jejich hodnocení. Zde došlo ke zpřísnění limitních hodnot, dříve dle ČSN 75 7111 „Pitná voda“ se povinně sledovalo 7 konkrétních pesticidních látek. (2,4-D, DDT, hexachlorbenzen, heptachlor, lindan, methoxychlor, pentachlorfenol). Ve vyhl. č. 252/2004 Sb. uveden limit pro pesticidy obecně, nespecifičky (jednak pro jednotlivé pesticidní látky, jednak pro sumu stanovených pesticidních látek). Ve směrnici EU 98/83/EC není uvedeno, které konkrétní látky nutno stanovit, ale poznámka ve vyhlášce praví, že se „stanovují pouze pesticidy s pravděpodobným výskytem v daném zdroji. Stanovené pesticidní látky musí být v rozboru specifikovány. Pokud nejsou pesticidy součástí úplného rozboru, musí osoba uvedená v § 3 odst. 2 zákona 274/04 Sb. doložit, proč nepředpokládá výskyt pesticidů ve zdroji.“ (Problém naplnění díky vyhl. č. 252/2004 Sb. ve věci stanovení pesticidních látek má kořeny už ve vyhláškách minulých, ČSN 75 7111 a vyhl. č. 376/2000 Sb., kdy byla i analytická koncovka nedostačující. Dle vyhl. č. 252/2004 Sb. by mělo jít o cílené stanovení zaměřené na ty pesticidní látky, které se v daném zdroji mohou vyskytovat. Toto ustanovení budí rozpaky i nevoli provozovatelů vodovodů a kanalizací a laboratoří, které přirozeně nevědí, na jaké látky se v dané vodě mají zaměřit.

Tento příspěvek je souhrnem problematiky vlivu tzv. agrochemikálií na životní prostředí, zjm. na vodní biocenózy. Dále je zmíněna problematika pesticidů a herbicidů, vyskytujících se ve vodách a vstupujících do potravních řetězců a dále pak jejich vliv na růst řas. V současné době je nezbytné zkoušet pravděpodobný toxický vliv umělých sloučenin na vodní prostředí z důvodu jejich narůstajícího podílu. Nicméně, není důležité jen usnadňovat samotný postup a provádění zkoušek toxicity, ale také je potřeba zvýšit jejich reprodukovatelnost. Stále aktuální je i mezinárodní standardizace metod. Některé ekotoxikologické metody jsou založeny na místních podmínkách laboratoří, např. na dostupnosti zkušebních organismů nebo na požadavcích legislativy. Z tohoto pohledu je velmi perspektivní rozšiřování standardních metod do co nejvíce zemí. Vhodnou cestou k dosažení toho, je zavádění nových alternativních metod, tzv. toxkitů.

Adresa autora:

RNDr. Jana Říhová Ambrožová, Ph.D.
Vysoká škola chemicko-technologická v Praze
Ústav technologie vody a prostředí
Technická 5, 166 28 Praha 6, Česká republika
e-mail: jana.ambrozova@vscht.cz
tel: +420 220 445 123

POSSIBLE NEGATIVE CONSEQUENCES OF THE SECONDARY AIR CONTAMINATION ON THE QUALITY OF ACCUMULATED DRINKING WATER

Jana ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ¹ – Jana HUBÁČKOVÁ² – Iva ČIHÁKOVÁ³

¹ Institute of Chemical Technology Prague, Faculty of Environmental Technology, Department of Water Technology and Environmental Engineering, Technická 5, 120 00 Prague 2, Czech Republic, e-mail: jana.ambrozova@vscht.cz, phone: +420-220 445 123

² T. G. Masaryk Water Research Institute, Public Research Institution, Podbabská 30, 160 62 Prague 6, Czech Republic, e-mail: jana_hubackova@vuv.cz

³ Czech Technical University of Prague, Faculty of Civil Engineering, Thákurova 7, 166 29 Prague 6, Czech Republic, e-mail: cihakova@fsv.cvut.cz

ABSTRACT

Říhová Ambrožová, J., Hubáčková, J., Čiháková, I.: **Possible Negative Consequences of the Secondary Air Contamination on the Quality of Accumulated Drinking Water**

At the present time when requirements on quality of drinking water are increased, it is necessary not only to put stress on technological processes used in its preparation, but also there is a need to secure that water is distributed even to the consumer in that quality as it leaves a water station. Through a systematic surveillance of water-supply companies within the framework of biological audits it has been found out that the important points in a distribution network where the quality of water is deteriorated are the water reservoirs. Deterioration in quality of accumulated water is jointly caused by elements of technological, constructional and biological nature. The secondary air contamination has a substantial influence on the creation of biofilms on walls and the presence of microorganisms in accumulated drinking water. To this end, a water twin-compartment reservoir has been systematically evaluated during operation, cleaning meantime and before cleaning. The results of hydrobiological and microbiological analysis have confirmed the input of particles and microorganisms through air, their presence in surface level of accumulated water as well as scrapings from accumulation walls. The surveillance considered also the situation without a fixed filter unit, without door lining etc. On fixing a tested filter system into ventilation duct the risk of air contamination was lowered to minimum.

Key words: waterwork plants, drinking water quality, biofilm, secondary air contamination

INTRODUCTION

In the year 2008 a revision of the current Council Directive 98/83/EC was started to introduce the obligation of water-supply companies to implement WSP (Water Safety Plans) principles consisting in the application of plans securing a safe supply of drinking water during production and its distribution in the countries of European Union. The WSP principle can be understood as whatever systematic method of risk assessment and manage-

ment which was created especially for a certain system of drinking water supply. The most important are *(i)* inventory of the whole system of drinking water supply together with its complete description, *(ii)* identification of dangers and risks which lead up to the determination of problematic spots, *(iii)* prevention of possible problems through the early introduction of appropriate measures, *(iv)* control and management of the quality of produced water within the whole production chain from the water source down to the consumer's tap *(1)*.

This reality based upon WSP principles is substantial and principal for the Czech water supply, though in the Czech Republic this fact was stated e.g. in solving the project “*Prevention and troubleshooting of biological problems in water-supply plants*” in the years 1995 and 1996. Within the framework of the task solution a systematic survey was carried out from the water source through the filter plant and water reservoirs down to the end consumption in a branched network of sixteen middle and larger supply systems (2). The main stress in the project solved was laid on biological assessment of samples in which indicators of biologically unstable drinking water were found. The conception of assessment of the water-supply system as a continuum was further developed in solving other projects, e.g. EP 0960006655 and QD 1003/2001 in the framework of National Agricultural Survey Agency (3, 4, 5).

In the drinking water samples, living microorganisms, conidia of microfungi, cysts of protozoa, dormancies and findings indicating air contamination very often occurred. All these biological indicators affect the hygienic healthiness of supplied drinking water, its organoleptic characteristics and corrosive aggressiveness. The water transported by piping towards the consumer doesn't need to have such a quality in which it was produced in the filter plant. There is a possibility of using one of the criteria of the WSP principle, namely the control of produced water in the whole production chain with the aim to establish danger or risk and to prevent it if possible. A simple and undemanding form of control is the implementation of currently popular biological audits. The biological audit (event. the specially hydrobiological audit) (6) which is beneficial for operators of the water-supply system must be aimed at the areas which relate not only to treatment of raw water itself, but also to its accumulation (accumulation facilities and raw water inlets), treatment and subsequently to accumulation and transport of treated and hygienically secured drinking water. It is appropriate to include a comprehensive assessment of the quality of raw water (water course or water-supply reservoir) into the monitoring where a qualitative analysis with the taxon abundance assessment or the cell quantification is carried out, changes in the biocenosis structure are recorded, the biomass composition, volume biomass determination or chlorophyll-*a* concentra-

tion are assessed. It is important for the biological audit to be carried out during one year's time, i.e. to be able to record seasonal changes and to eliminate possible incorrectly inferred conclusions and recommendations only on the basis of one sampling series. The comprehensive biological audit offers a possibility of disclosure of failures which cannot be traced by chemical analyses. In free water samples and scrapings from wetted surfaces of water-supply facilities, the processes taking place in transported water can be assessed.

From the biological viewpoint it is necessary not only to evaluate the whole vitalisation (bioses-ton), but also to record the present particles of abioseston as well. Bioses-ton and abioseston are not only the important indicators of the quality of drinking water, but also the image of its biological stability (7). For interest's sake, water samples taken from hydrants during their flushing were biologically evaluated, in samples particles of abioseston, microorganisms and their dormancies were found, which are the indicators of the secondary air contamination (8). The only possible way how these particles and eventually also the microorganisms can get into the distributed water are places where the contact of water with air is possible. These places are exactly the reservoirs which are often unprotected against the fall-out and the input of particles contaminating drinking water. The negative influence of the secondary contamination was more closely monitored in in-depth biological audits of the water-supply systems (9). The audit was mostly aimed at the reservoirs in which directly from their chambers and during operation samples of water from the surface level and scraping samples were taken by means of plastic foam according to TNV 75 5941 *Microscopic assessment of the quality of water transported by piping* (10). The recommendations which were mostly based upon the biological audit related to the necessity to concentrate on the construction adjustments and space solutions so as to minimize or completely exclude the occurrence of organisms. The frequent failures included a bad ventilation of premises, unsolved surface sanitation, increased dustiness of environment and absence of prevention against input of dust by air through ventilation ducts or windows, access of sun radiation in accumulation chambers.

All these findings became a sound proof of the necessity to update and considerably supplement

he current norm ČSN 73 6650 *Water Reservoirs*, event. to process a technical recommendation in connection with the law No. 274/2003 Coll. of Laws as amended. Therefore, in a public tender, National Agriculture and Research Agency has been presented a project proposal which would define external and internal key factors influencing on the maintenance of the quality of water in the accumulation and further on in the distribution network. The project proposal solved in the years 2005 to 2008 was accepted under name “*Research into the solution of degradation of the quality of drinking water in its accumulation*” (1G58052). The aim of the project is to prevent from the undesirable organoleptic defects of accumulated water which is deteriorated in consequence of the insufficient safeguard of function of the facility (11).

METHODS AND MATERIAL

Monitoring conception

For monitoring changes assessed on the basis of chemical, physiochemical, biological and technical parameters different types of water reservoirs were chosen which are visited before their cleaning during the three-year monitoring in the framework of the project 1G58052 (11).

Nevertheless for the sufficient appreciation of the negative influence of the secondary air contamination on the quality of accumulated water and the creation of biofilms on the wetted walls of the accumulation it is necessary to monitor the locality not only before its cleaning. The arguments for this statement are the results of many comprehensive biological audits of the accumulations and the monitoring of BDOC indicator. The indicator of the biodegradable organic carbon (BDOC), which is a part of the organic carbon in water mineralized by organotrophic organisms, has its importance for modelling the bacterial activity in water ecosystems and according to Servais, the BDOC value of the biologically stable water is up to 0,35 mg·L⁻¹. If an increased occurrence and activity of microorganisms is recorded through biological analyses (microscopically and culturally), subsequently an increase of the biodegradable proportion of the organic carbon is usually established (12).

On the above stated grounds, a water reservoir with the two-chamber arrangement was cho-

sen for monitoring the degradation of the quality of accumulated drinking water (i) which requires the construction adjustments and safeguard against the secondary air contamination, (ii) in accumulated water a significant activity of ferric bacteria is manifested, (iii) on the walls of the accumulation chambers, biofilms are present in the place of culmination of the water level (based on the inlet/outlet of water into/from the reservoir). This reservoir was monitored in the period before its cleaning in the year 2006 and 2007, further then during its operation from September 2007 up to the present day. The monitored reservoir with the steel concrete construction is located in a housing estate. The capacity of one accumulation chamber is 4.000 square meter, the water retention time is about 15 hours. During the visit of the reservoir in the period before its cleaning, the flaking ceiling plaster, disclosed fittings subject to fatigue and corrosion of material, crumbling surface finishing of walls inside the accumulations and traces of the high humidity of the environment (condensed drops on walls, ceiling and fittings) caused by stuffing of the ventilation ducts were established.

Sampling

Water and sediment samplings are carried out according to ČSN ISO 5667. For the biological assessment of scraping samples (microscopic analysis) obtained by means of plastic foam, the procedure according to TNV 75 5941 is carried out. Since for the plastic foam scraping samples taken in this way no sampling sterility is secured in many cases, the impression methods using paddle (shovel) testers were chosen to facilitate the subsequent manipulation with the sample during the transport and laboratory work. *Paddle testers* (from the firm Hach Lange) have the defined size of the plate on which on one side a specific culture medium is applied serving for the capture of coliform bacteria (type *total aerobic bact. and total coliforms* – catalogue number 2610910), for the control of the disinfection level (type *total aerobic bact., disinfection control* – catalogue number 2619510) or for establishing the number of yeasts and fungi (type *total aerobic bact., yeast and mold* – catalogue number 2610810). According to the type designation of the used paddle tester, it is possible on one side of the plate to establish the specific indicator (see coliform

bacteria, disinfection control and capture of yeasts and fungi) and on the other side of the plate it is possible to determine the whole number of aerobic bacteria. The methodology of the cultivation of the tester by temperatures 22 °C and 36 °C enables consequently to establish the numbers of colonies with the growth specification in this temperature interval. The testers enable not only the scraping (impression) samples from a wetted wall, but the tester can also be exposed to the direct contact with accumulated drinking water (in a special test tube the water sample is taken into which the tester is submerged for a period of 15 seconds) (13).

The biofilms formed on the wetted walls, the rate of their growth, the structure and character are assessed not only by the plastic foam scrapings or the paddle tester impression. In one of the accumulation chambers, after its cleaning in the year 2007, the so-called “**corrosion sled**” was hung fitted with five glasses with the surface size of 41 mm × 41 mm. The ground for the choice of the glass coupons is the easy scraping by a sterile cotton-wool stick and the easy impression by the tester and further the possibility of a projection of the probable creation of the biofilm in time. The sled is submerged under the water level deep enough, the culmination of the water level was taken into consideration based on the inlet/outlet of water in the facility (the possibility of its exposure to air and eventually also the drying out of the already created biofilm is eliminated). The corrosion sled is originally used for monitoring the rate of corrosion and is fitted with coupons from different materials which are used as the material of distribution networks. The procedure is stated in TNV 75 7121 *Requirements on the quality of water transported by piping*.

Secondary Air Contamination

The monitoring of the presence of microfungi in the air above the accumulated drinking water has its importance. The repeated microscopic analyses of the scrapings from the wetted accumulation walls enable to establish the presence of conidia and hyphae of microfungi which indicate the air contamination. Essential is the resistance of microfungi against the chlorine concentration, according to the regulation No. 252/2004 Coll. of Laws 0,03–0,5 mg·L⁻¹, in hygienically secured accumulated drinking water. The professional literature states (14)

that the chlorine concentration of up to 3 mg·L⁻¹ is needed to inactivate them. For the sake of **monitoring the degree of air contamination** the method of a simple test of the microbial composition of the air in the accumulation chambers was designed which consists in the exposure of cups with selective agar for the capture of fungi and yeasts (Mercoplate Sabouraud with 4% glucose with and without inhibitors). Therefore, in the accumulation premises, the cups are exposed and left open for 5, 10, 15 and 20 minutes and subsequently are cultivated by the laboratory temperature for a period of 5–7 days.

Since the secondary air contamination has a primary importance in degradation of the quality of drinking water because it nutritionally subsidizes the biofilms formed in the area of the level culmination, the efficiency of filter materials was monitored which would subsequently be fitted into the ventilation ducts in the accumulation walls. The impulse for solving the elimination of microorganisms and abioseston particles in the air by the fitting of the filter materials was the original suggestion of Eng Mergl proposing to fit fleece fabrics into the ventilation openings (15). The fleece fabric fitted into the ventilation opening and fixed by a cover grid catches the abioseston particles, grass remainders, dust etc. (16), nevertheless according to EN 1508 a six-degree air filtration is recommended. Therefore it was necessary to choose suitable filter materials, to check their efficiency of the elimination of abioseston and eventually microfungi from air. For checking the efficiency of air filtration an appliance was constructed which consists of a suction head, power supply (12 V and 6 V), vacuum pump and cell in which cups with selective agar and eventually paddle testers are exposed. The inspiration was the method of air sampling by an aeroscope mentioned in the regulation No. 6/2003 Coll. of Laws by which hygienic limits of chemical, physical and biological indicators for the internal environment of residence premises of some buildings are laid down. The geotextile fabric proved in the checks as a suitable filter material eliminating abioseston and microfungi from air. According to EN 1508, the requirement of the six-degree filtration was fulfilled in such a way that by the testing a filter unit was developed (provisionally designated as ECO-Aer) which in its final form consists of five layers of geotextile fabrics and one layer saturated by

activated carbon. The layer containing the granulated activated carbon proved in the elimination of mouldlike odours and in the considerable decrease of microbial vitalisation of the air streaming into the accumulation premises (17).

Sample Analysis

Samples of water, sediments, scrapings or impressions from the wetted walls and of scrapings from the exposed glasses from the corrosion sled are subject to the hydrobiological and microbiological analysis in the laboratory. The hydrobiological analysis is based on the microscopic analysis and proceeds according to ČSN 75 7712 – *Biological analysis. Bioseston determination* and ČSN 75 7713 – *Biological analysis. Abioseston determination*. The result of the microscopic analysis is the number of organisms in 1 ml of the sample (bioseston indicator) and the percentage of covering (abioseston indicator). The microbiological analysis is based on the cultivation of 1 ml of the undiluted/diluted sample in an agar medium with a yeast extract (so-called AKE medium) according to the instructions of the norm ČSN EN ISO 6222 with the aim of establishing the cultivable organisms by 22 °C and 36 °C. The hygienically important monitored indicators are the bacteria of the species *Pseudomonas aeruginosa* (ČSN EN 12780) and the enterococci (ČSN EN ISO 7899-2). The bacteria of the species *Pseudomonas* are a part of the biofilms, therefore they were included in the monitored indicators. The result is the number of the colony forming units (CFU) in 1 ml of the sample.

The testers used in the sampling are cultivated in darkness by the temperature 22 °C and 36 °C and after a certain exposition time (according to the indicator) the surface with grown colonies is compared with the illustration tables determining the titre (10^x of the number of microorganisms). The activity of ferric bacteria is established by BART™ tests of the biological activity from the firm Hach Lange, specially the type IRB (*Iron Related Bacteria*). The ground for introducing the test is the addition of the value of the activity of ferric bacteria which were identified by the microscopic analysis (13).

The cups Mercoplate Sabouraud with 4 % glucose with inhibitors (SBA medium) and without inhibitors (SBA-0 medium) used in monitoring the

degree of the air contamination by the method of fall-out on the surface of the open cup are evaluated after 5 days of cultivation (it is recommended to check the cups from the third day since the beginning of cultivation) under the stereomicroscope, the result being the number of CFU. Essential is also the record of the species representation of the present microfungi which are in detail observed in the prepareate with lactophenol blue in a hanging drop under the microscope.

RESULTS

Results from monitoring reservoirs in the period before their regular cleaning

In the year 2006 when the tower as well as ground reservoirs were visited, the scraping (impression) and water samples were taken and in the laboratory they were subsequently analysed hydrobiologically as well as microbiologically. The aim of analyses was the establishment of the character of biological vitalisation, the abioseston presence and the degree of bacterial contamination (13, 18). In the year 2007 the samples were taken in a completely different way. The samples of biofilm were taken in such a way that in every locality the scraping (impression) sampling was carried out from the bottom, the right wall, the left wall, the surface of a column (if present) and at the outlet from the accumulation. This sampling method proved the most suitable for determination of the recommended limits of the degree of contamination of the accumulation chambers in operation. The current legislation of the Czech Republic doesn't consider any hygienically important indicator like e.g. scraping (impression, biofilm, advance growth etc.), nevertheless for biologically stable drinking water this indicator has its indispensable importance. From the operational point of view, the limits of the biological (esp. microbiological) indicators were provisionally suggested for the sampling type scraping: limit 0– 10^3 of the titre for general aerobic organisms established by 22 °C, limit 0– 10^2 of the titre for general aerobic organisms established by 36 °C, limit 0– 10^2 of the titre for the indicator of control of the disinfection level, limit 0– 10^1 of the titre for the capture of fungi and yeasts, limit 0 for the presence of coliform bacteria. There is no point in considering the introduction of the recommended extent for hydrobiological indicators

(determination of the microscopic image), perhaps to recommend a zero occurrence of living organisms at most. The proposed recommended extents of the level of bacterial contamination of the walls will be verified during the year 2008.

During the solution of the project 1G58052 when quick methods of the scraping sampling with easy evaluation of the caught bacteria and microfungi were looked for, the screening sampling methods using the paddle testers were chosen at last. It was necessary to examine to what extent this sampling method and subsequently its evaluation are sufficiently indicative. Therefore the comparison of the microscopic and cultivation analyses with findings

on the paddle testers or in the biological activity tests was carried out (13).

Results from the monitoring of the reservoir in its operation

The monitored reservoir was cleaned in November 2006 and November 2007. Since September 2007 till April 2008, the monitoring of the reservoir in operation was carried out, water taken from the surface level and scrapings from the wetted walls were assessed. The scrapings from the exposed glass coupons fitted into the corrosion sled and hung in the accumulation premises in such a way that they

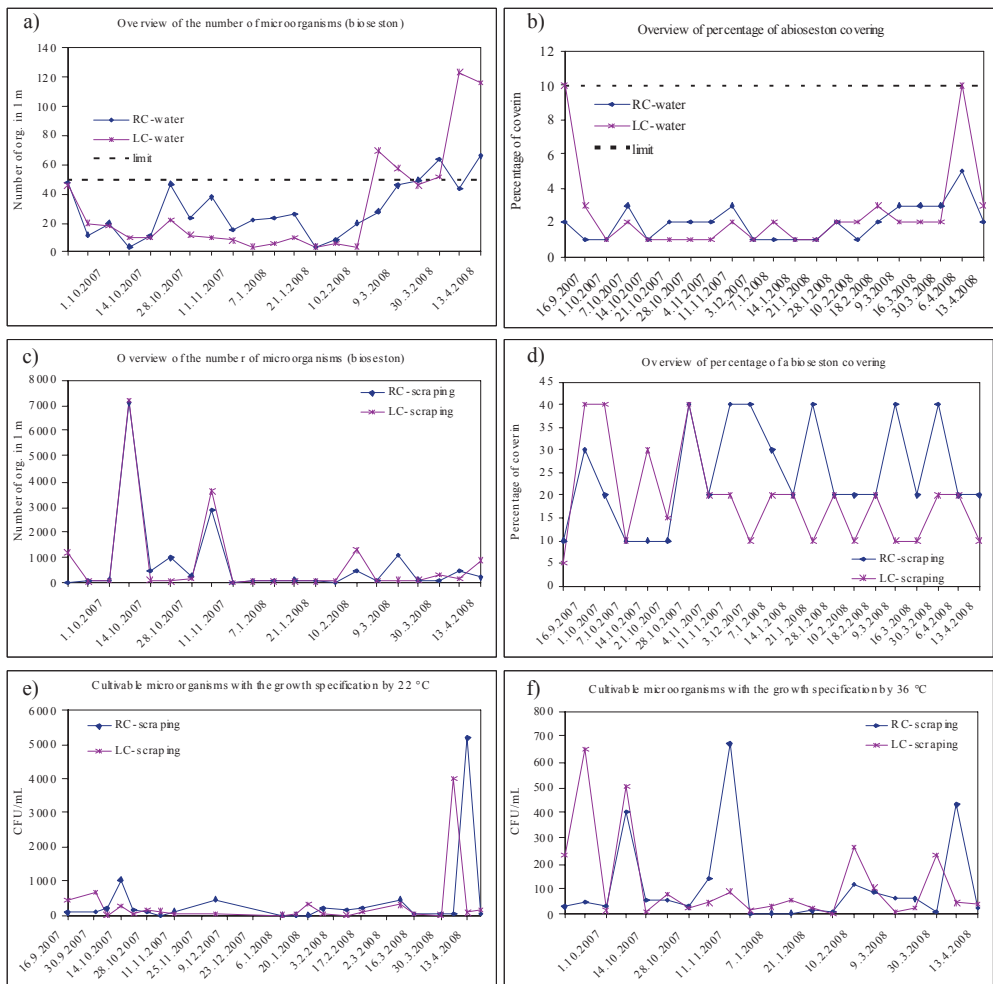


Fig. 1 Biological parameters – bioseston (a, c), abioseston (b, d), cultivable microorganisms (e, f) found in water and scraping samples sampled from the right and left chamber of accumulation

were sufficiently submerged under the water level were included in the monitoring as well. Through the frequent monitoring of water in the right and left accumulation in operation, the exceeding of limits was established which are stated in the regulation No. 252/2004 Coll. of Laws as amended, for the indicator of cultivable microorganisms by 22 °C and 36 °C and for the microscopic image – dead organisms. In October 2007 the increased numbers of cultivable microorganisms were established by 22 °C in the water taken from the left chamber, in the same period the limits for cultivable microorganisms by 36 °C in the water in the right chamber were surpassed. After the cleaning of the accumulation (in November 2007) the minimum numbers of microorganisms were discovered in water samples for a period of about three months (since December 2007 till March 2008). In March and April 2008 the numbers of dead organisms in water in the right and left chamber were slightly increased. The subsequent increase in the number of microorganisms relates to the seasonal fluctuation of temperatures and the escaping of microorganisms already during the technological adjustment, event. their secondary release from the already created biofilm can occur. The presence of enterococci, bacteria of the species *Escherichia coli* and *Pseudomonas aeruginosa* wasn't culturally confirmed in the water and scraping samples.

The pictures 1a and 1b represent the overview of the biological analysis – the determination of the microscopic image – for the indicator of dead organisms in 1 mL (see picture 1a) and the percentage of covering of abioseston (see picture 1b) in the sample of the water taken from the right (RC) and left (LC) chamber in comparison with the limit specified by the regulation No. 252/2004 Coll. of Laws as amended. The values established in the scraping samples from the right and left chamber are introduced in the diagrams on the pictures 1c and 1d. The picture 1e represents the overview of the number of cultivable microorganisms with the growth specification by 22 °C according to ČSN EN ISO 6222 in the scraping sample taken from the right (RC) and left (LC) chamber. The values of the monitored indicator of cultivable microorganisms with the growth specification by 36 °C according to ČSN EN ISO 6222 established in the scraping sample from the right and left chamber are introduced in the diagram on the picture 1f.

Elimination of microfungi from air

After the cleaning of the accumulations and their repeated bringing into operation, the occurrence and the number of microfungi in the air of the facility were established by the method of fall-outs on the surface of the cup with selective medium for the capture of fungi. The first measurement realized in December 2007 was carried out for a period of 5, 10, 15 and 20 minutes. The cups with Sabouraud agar with 4 % glucose with inhibitors (SBA medium) and the cups with Sabouraud agar with 4 % glucose without inhibitors (SBA-0 medium) were exposed on the ground near the level of accumulated drinking water in the facility. After 5 minutes of exposition, the number of 40 CFU on the SBA medium and 62 CFU on the SBA-0 medium were established. The remaining exposed cups were overgrown and hardly identifiable. The present microorganisms were mostly the members of the genera *Alternaria*, *Fusarium*, *Helmithosporium*, *Penicillium* and *Sepedonium* which occur on vegetable remainders or dust particles and get by air into the facility.

In January 2008, the filter sets ECO-Aer (there are currently 4 items in the facility) were fitted into the separate ventilation ducts. The filter set was previously tested during the year 2007 and checked in a water-supply facility (see the published results of the monitoring) (18). In March 2008 the first test of the efficiency of the fitted filter was carried out. The cups were exposed in the same way as in the above stated case. The results were very pleasing, already after 5 minutes of exposition of the cups the number of colonies grown up on agar decreased ten to twelve times as compared to the situation before the fitting of the filter. In April 2008 another test of efficiency of elimination of microfungi from air was carried out and even after 20 minutes of exposition of the cups the number of CFU was very insignificant, on the SBA medium the number of 5 CFU and on the SBA-0 medium 1 CFU was established. In a detailed inspection of the grown colonies, the genus *Penicillium* was discovered. From the testing in May 2008 similar results were acquired, after 20 minutes of exposition of the cups the number of CFU grown up on the SBA medium was 3 CFU and on the SBA-0 medium 1 CFU. It is necessary to remark that the efficiency of the filter set can be negatively affected by the fact that the door

in the facility is not sealed in such a way that it would tightly fit in the door frame and consequently air streams into the facility under it. This fact was taken into account in the monitored facility, the door was sealed and subsequently a control of this measure was carried out as well. After 20 minutes of exposition of the cups directly at the closed door, the number of colonies grown up on the SBA medium was 4 CFU and on the SBA-0 medium 2 CFU. In June 2008, in a period of the maximum input of dust particles and fungi by air, again excellent results were established, on the SBA medium, after 20 minutes of exposition of the cups, 3 CFU grew up and on the SBA-0 medium 1 CFU. The picture 2 shows the overview of the testing of the filter set (the testing of efficiency of elimination of microfungi from air is still going on in the facility).

CONCLUSIONS

It is possible to infer from the biological monitoring of the quality of water and the biofilms in the water reservoirs that they can be used as the places which can serve the purpose of identification of risks and dangers leading to deterioration of the quality of distributed drinking water. The instrument of assessment of the problematic places in the network is the comprehensive biological audit aimed at the hydrobiological and microbiological analysis of the water and scraping sample taken during operation directly in the accumulation chambers. The properly taken samples can also discover the defects of the constructional nature which significantly contribute to deterioration of the accumulated water. During biological audits, the unsuitability of the solution of the inlet and outlet in one place, the use of unsuitable construction materials, the unsatisfactory surface finishing of the floors, the free and uncovered entering of air into accumulation chambers, the clear windows and door panels directly in the accumulation chambers, event. completely missing doors and barriers separating the accumulation premises from the fitting chamber proved to be essential.

The biological analyses refer to a need of considering a substantially shorter time interval between cleanings of the reservoirs than the period of one year. This argument can be substantiated by

many results from the audits carried out. Nevertheless, under the financial conditions of the current water supply, a more frequent cleaning of reservoirs would be economically demanding and for some plants unbearable. There is an evident speculation that if the microbiological finding of the indicators falls in the recommended span, there is no need to clean the reservoir according to the provisionally proposed timetable. This speculation can be misleading. The water-supply organisation should not neglect the regular cleaning of the reservoirs. At random, the example of a ground reservoir can be mentioned which was not cleaned for five years. An argument should be the prepared reconstruction of the facility. The results of the hydrobiological analysis of a water sample taken from the surface level and a scraping from the wall and fittings were alarming. The finding resembled rather a sample of the surface moisture than a sample taken directly from a reservoir of drinking water, e.g. colourless flagellates in an amount of $1240 \text{ org. mL}^{-1}$ were present and filaments of bacteria were abundant.

The sense of aiming at the elimination of microfungi from air in the accumulation premises is their repeated occurrence in the biofilms and the presumption of a negative impact in terms of production of mycotoxins and biologically active substances with allergenic and carcinogenic effects. The result from the testing of the level of air contamination in the reservoir facility is the necessity of solution of the secondary contamination by air streaming through vents into the facility in such a way that suitable filters are fitted. By the testing and subsequently the choice of the suitable filter materials a filter set was constructed and its efficiency to eliminate dust particles, pollen grains, starch, vegetable fibres and other abioseston particles was checked directly in the facility. Indispensable is its importance in elimination of the amount of microfungi in the air above the level of the accumulated drinking water. In this way the elimination of hyphae and conidia of microfungi from the biofilm and sediments can be supported. Its other positive contribution is a substantial decrease of humidity in the facility, e.g. the condensation of drops on the ceiling construction and on the fittings was reduced to minimum. By random microscopic analyses of scrapings from the wall of the right and left accumulation during operation, after 5 months since the fitting of the filter set, no finding of hyphae and

conidia of microfungi was confirmed, in abioseton, corrosion products and ferrous precipitates, sand, vegetable fibres and frustules were present.

The character of water and biofilms in both chambers is monitored from the biological as well as chemical point of view, e.g. BDOC indicator is established. The results and mutual comparison of the microscopic analysis, cultivations and biological stability in terms of BDOC indicator will be processed till the end of the year 2008.

Acknowledgements

The authors would like to thank the National Agency for Agricultural Research for financial support in solving the project 1G58052 and MSM6046137308.

REFERENCES

1. RUČKA J., KOŽÍŠEK F., TUHOVČÁK L., MERGL V.: *Doporučení pro implementaci Water Safety Plans v zemích EU*. SOVAK, roč. 15, č. 2, 2008, pp. 6/38–7/39.
2. HUBÁČKOVÁ J., MATULOVÁ D., SLÁDEČKOVÁ A.: *Prevence a odstraňování biologických závad ve vodárenských provozech*. Závěrečná zpráva VÚV T.G.M. Praha, 1996, 17 pp. + 16 příloh.
3. AMBROŽOVÁ J., HUBÁČKOVÁ J.: *Hydrobiologické sledování a prevence při provozu vodojemů a vodárenských sítí*. SOVAK, roč. 13, 2004, č. 11, pp. 10/330–13/333.
4. AMBROŽOVÁ J., HUBÁČKOVÁ J.: *Sledování biologické stability pitné vody dopravované potrubím*. Sborník konference Vodárenská biologie 2004, Praha, 4–5. 2. 2004, pp. 26–30.
5. HUBÁČKOVÁ J., ČEJKA E., VELENSKÁ K., AMBROŽOVÁ J.: *Změny jakosti pitné vody s produžující se dobou zdržení v rozvodné síti*. Sborník konference Pitná voda 2004, Tábor 7.–10. 6. 2004, pp. 215–220.
6. SLÁDEČKOVÁ A., AMBROŽOVÁ J., MICKA J., ŘÍHA J., UHLÍK J., KUNZ V.: *Komplexní hydrobiologický průzkum vodárenského systému závodu Most*. Závěrečná zpráva I. etapy, 1999, 53 pp.
7. AMBROŽOVÁ J.: *Trend vývoje biologických rozborů*. SOVAK, roč. 10, 2001-c, č. 6, pp. 25/173–28/176.
8. AMBROŽOVÁ J., BIGAR J., ŘÍHA J.: *Optimalizace provozu vodovodního řádu*. Sborník mezinárodní konference Trenčianské Teplice, 2002, pp. 13–18.
9. HUBÁČKOVÁ J., SLAVÍČKOVÁ K., ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J.: *Změny jakosti při její dopravě*. – Práce a sešit 53, VÚV T.G.M. Praha, 2006, 96 pp. + příloha na CD.
10. AMBROŽOVÁ J., HUBÁČKOVÁ J.: *Hydrobiologické sledování a prevence při provozu vodojemů a vodárenských sítí*. SOVAK, roč. 13, 2004, č. 11, pp. 10/330–13/333.
11. ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J., HUBÁČKOVÁ J., ČIHÁKOVÁ I.: *Postup a řešení projektu o vlivu stavebního a konstrukčního uspořádání vodojemů na jakost akumulované pitné vody*. – SOVAK roč. 17, č. 3/2008, pp. 16/80–18/82.
12. STRNADOVÁ N., SCHEJBAL P., NĚMCOVÁ M., GRŮNWALD A.: *Biologická stabilita vody – BDOC*. Vodní hospodářství, roč. 53, č. 7, 2003, pp. 177–179.
13. ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J.: *Rychlé screeningové metody hodnocení kvality vody a povrchů ve vodárenských provozech*. Sbor. konf. Vodárenská biologie 2007, Praha 30. 1.–31. 1. 2007, pp. 42–46.
14. HÁUSLEROVÁ J.: *Mikromycety ve vodním prostředí*. ČSVTVS při MŽP Praha, 1990, 155 pp.
15. MERGL V., KARÁSEK T., KAUPA J.: *Využití rounové textilie k zamezení vzdušné kontaminace pitné vody*. Sborník konf. Vodojemy 2006, Vyškov, 21. 9. 2006, pp. 73–76.
16. SLÁDEČKOVÁ A., MERGL V.: *Možnosti a výhody uplatnění rounové textilie ve vodárenství*. Sbor. Konf. Pitná voda, Trenčianské Teplice 9.–11. 10. 2007, pp. 191–196.
17. ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J., HUBÁČKOVÁ J., ČIHÁKOVÁ I.: *Postup a řešení projektu o vlivu stavebního a konstrukčního uspořádání vodojemů na jakost akumulované pitné vody*. SOVAK roč. 17, č. 3/2008, pp. 16/80–18/82.
18. ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J., ŘÍHA J., HUBÁČKOVÁ J., ČIHÁKOVÁ I.: *Minimalizace vzdušného spadu v objektech s akumulací pitné vody*. Sborník přednášek XI. mezinárodní vodo hospodářské konference, sborník sestavil Zlínská vodárenská, a.s., březen 2008, náklad 300ks, 13.–14. 3. 2006, pp. 167–172.

SOUHRN

V současné době, kdy se zvyšují požadavky na jakost pitné vody, je nutné klást důraz nejen na technologické procesy používané k její úpravě, ale je potřeba zajistit, aby ve kvalitě, v jaké voda opouští vodárenskou linku, byla distribuována i ke spotřebitelům. Soustavným sledováním vodárenských společností v rámci biologických auditů bylo zjištěno, že důležitými body na distribuční síti, kde dochází ke zhoršování její jakosti, jsou vodojemy. Na zhoršování jakosti akumulované vody se podílí prvky technického, konstrukčního a biologického rázu. Podstatný vliv na tvorbu biofilmů na stěnách a přítomnost mikroorganismů v akumulované pitné vodě má sekundární kontaminace vzduchem. Za tímto účelem byl soustavně hodnocen za provozu, v mezidobí čištění a před čištěním vodojem s dvoukomorovým uspořádáním.

Výsledky hydrobiologického a mikrobiologického rozboru potvrdily přísun částic a mikroorganismů vzduchem, jejich přítomnost v přihladinové vrstvě akumulované vody a ve stěrech ze stěn akumulací. Sledování počítalo i se stavem bez osazené filtrační jednotky, bez vyvločkování dveří apod. Po zabudování otestované filtrační sestavy do větracích průduchů se riziko kontaminace vzduchem snížilo na minimum.

Adresa autora:

RNDr. Jana Řihová Ambrožová, Ph.D.
Vysoká škola chemicko-technologická v Praze
Ústav technologie vody a prostředí
Technická 5
166 28 Praha 6
Česká republika
e-mail: jana.ambrozova@vscht.cz
tel: +420 220 445 123

SLEDOVANIE ZÁVISLOSTI KONCENTRÁCIE OZÓNU OD METEOROLOGICKÝCH PODMIENOK

Marián SCHWARZ – Vladimír LALÍK – Miroslav VANEK
– Katarína FARBIAKOVÁ

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: schwarz@vsld.tuzvo.sk, vladimir.lalik@gmail.com, vanek.miroslav@gmail.com, katarina.gasparova@gmail.com

ABSTRACT

Schwarz M., Lalík V., Vanek M., Farbiaková K.: **The Follow-up of Ozone Concentration Dependence on Meteorological Conditions**

The concentrations of ground-level (tropospheric) ozone were measured by automatic ozone analyzer in agreement with the ISO Standard 13964: 1998. Ten minutes ozone concentrations were determined and then re-counted to 1 hour average values, which were via regression analysis with corresponding temperature and relative humidity evaluated in cold and warm seasons of the year. The ozone concentration dependence on temperature showed positive correlation whereas dependence on relative humidity was negative. Coefficients of determination were very small in all monitored cases with more distinctive difference by temperature in warm season.

Key words: tropospheric ozone concentration, meteorological conditions

ÚVOD

Jednou zo zmien, u ktorých sa predpokladá, že najviac ovplyvnia budúcnosť ľudstva v dôsledku výraznej industrializácie spoločnosti v ostatnom období, je aj narastajúce množstvo ozónu v prízemných vrstvách atmosféry a jeho úbytok v stratosfére. Uvedená skutočnosť vyplýva z paradoxného postavenia ozónu, ktorý na jednej strane vystupuje v stratosfére ako látka podmieňujúca existenciu života na Zemi tým, že zabraňuje prieniku letálneho ultrafialového žiarenia a na strane druhej ho v nízkych vrstvách ohrozuje svojím toxickým účinkom nielen na človeka, rastliny a živočíchy, ale výrazne poškodzuje aj materiály.

Od konca 19. storočia sa koncentrácia troposférického ozónu nad zemským povrchom v priemere zdvojnásobila (1). Zvlášť v teplom období roka pri vysokej intenzite slnečného svitu a pri malých rýchlostiach vetra dosahuje prízemný ozón veľmi vysoké koncentrácie a vzniká tzv. foto-

chemický smog (2–3). Na druhej strane vďaka niektorým vlastnostiam ozónu stále vzrastá aj jeho využitie v praxi či už ako dezinfekčného agens, vysokoúčinného odstraňovača pachu a farby alebo na liečebné účely v humánnej medicíne (ozónoterapia) a pod. (4–7).

Na ochranu pred nepriaznivými účinkami troposférického ozónu boli zavedené imisné limity, ktoré sa každoročne a v celoeurópskom meradle prekračujú. Nezanedbateľný je aj skleníkový efekt troposférického ozónu, ktorý sa spolupodieľa na globálnom otepľovaní. Epizódy fotochemického smogu sú nebezpečnejšie než dlhodobý vplyv zvýšených priemerných koncentrácií, preto sa venuje veľká pozornosť aj ich krátkodobej predpovedi. Zvyšovanie hladiny prízemného ozónu je dôsledkom predovšetkým nárastu koncentrácií oxidov dusíka, prchavých organických látok a oxidu uhľnatého vytváraných antropogénnou činnosťou, pričom nemalý vplyv majú aj meteorologické ukazovatele, ako napr. intenzita slnečného svitu, teplota

a relatívna vlhkosť. V predloženej práci bola sledovaná závislosť priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od zodpovedajúcej teploty a relatívnej vlhkosti vzduchu v teplom a chladnom období roku 2004 na meracej stanici Regionálneho úradu verejného zdravotníctva (RÚVZ) v Žiari nad Hronom.

MATERIÁL A METÓDY

Meranie ozónu bolo uskutočnené na automatickom analyzátore MLU 9810 od firmy MLU podľa štandardného operačného postupu, používaného na RÚVZ v Žiari nad Hronom. Odberové miesto leží v centre mesta (nadmorská výška 263 m n. m., zemepisné súradnice sú 18°51'07'' v. z. d. a 48°35'17'' s. z. š.) a v jeho blízkosti nie sú iné priemyselné zdroje VOC ani NO_x.

Analyzátor meria priebežne zmenu intenzity ultrafialového žiarenia, ktorá je úmerná koncentrácii ozónu podľa normy (8), pričom sa používa diferenčný postup merania, kedy je vzorka vzduchu do meracej cely vedená striedavo cez selektívny delič. Ten odstráni zo vzorky iba ozón a zostávajúce ostatné látky prítomné vo vzorke predstavujú nulový signál. Druhý prúd vzorky bez odstránenia ozónu potom predstavuje signál meranej koncentrácie. Detekčný limit metódy je 0,001 mg O₃·m⁻³ a presnosť stanovenia je daná parametrami prístroja (1 % z nameranej hodnoty, resp. 0,001 mg O₃·m⁻³). Správnosť metódy bola zabezpečená kalibráciou prístroja na sekundárny štandard pre kalibráciu O₃ analyzátorov, ktorého nadviazanie na primárny štandard zaisťuje servis MLU.

Analyzátor funguje zároveň aj ako odberové zariadenie pri prietoku odoberaného vzduchu 0,5 l·min⁻¹. Skúmaný vzduch sa nasáva do analyzátora teflónovou hadičkou dĺžky cca 1 m, ktorej ústie je chránené proti zatekaniu dažďovej vody. Odčítanie prístroja v závislosti od zmeny tlaku vzduchu je automaticky kompenzované prístrojom (5 % zmena v tlaku spôsobí 1 % zmenu meranej hodnoty). Prístroj pracuje automaticky prostredníctvom softvéru inštalovaného výrobcom. Namerané hodnoty boli získané ako desaťminútové priemerné koncentrácie, ktoré boli ďalej softvérovým spracovaním ako 1-hodinové priemery a pre účely posudzovania kvality ovzdušia hodnotené podľa (9).

Teplota a vlhkosť boli zaznamenávané počas 24 hodín pomocou termohygrografu Metra, ktorý

je vhodný pre dlhodobé kontinuálne sledovanie priebehu teploty a vlhkosti, pričom teplota sa meria pomocou bimetálu a vlhkosť pomocou hygroskopickkej živočíšnej membrány. Zmeny teploty a relatívnej vlhkosti (RH) sú potom prenášané rúčkami s registračnými perami na papier. Kontrola kvality nameraných hodnôt bola uskutočňovaná v pravidelných intervaloch (päťkrát do týždňa) porovnaním s hodnotami overených meradiel, ktoré boli kalibrované Službou legálnej metrológie v Bratislave, ako aj porovnaním s hodnotami teplôt priamo na displeji ozónometra.

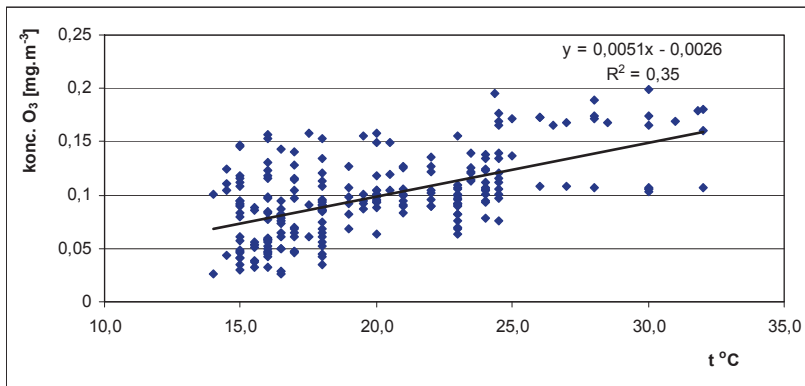
K zisteným priemerným 1-hodinovým koncentráciám ozónu boli priradené zodpovedajúce hodnoty teploty a relatívnej vlhkosti (RH), ktoré boli ďalej spracované regresnou analýzou a súčasne boli vyhodnotené príslušné korelačné parametre spolu s koeficientmi determinácie pre celkový počet priradených dvojíc n = 171.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Okrem intenzity slnečného žiarenia závisia reakčné rýchlosti fotochemických reakcií prebiehajúcich v atmosfére aj od teploty vzduchu, od ktorej sú závislé aj emisie prekursorov ozónu, resp. doba ich zotrvania v ovzduší, takže sa dá očakávať silná závislosť koncentrácie ozónu od teploty. Aj pri našich koreláciách sa potvrdila pozitívna závislosť priemerných hodinových koncentrácií ozónu od zodpovedajúcej teploty, ktorá bola sledovaná v teplom a chladnom období roka 2004.

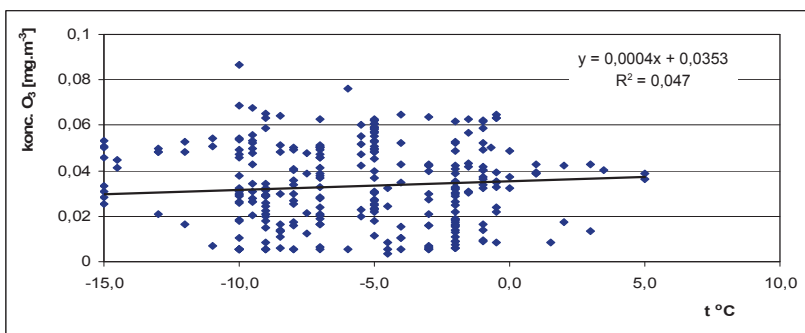
Na obrázkoch 1 a 2 sú znázornené grafy závislosti priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od teploty v Žiari nad Hronom v teplom a chladnom období roka (júl a január 2004) pri celkovom počte n = 171 hodnôt.

Uvedená závislosť vykazuje podľa očakávania pozitívnu koreláciu s pomerne nízkym koeficientom determinácie, ktorý charakterizuje značný rozptyl ozónových koncentrácií pri určitej teplote (v lete R² = 0,35, v zime R² = 0,047). Táto skutočnosť je spôsobená pretrvávaním vyšších ozónových koncentrácií aj pri náhlych poklesoch teplôt, ako aj vertikálnym transportom ozónu. Tento transport prebieha v troch vrstvách – prízemnej, medzivrstve a subsynoptickkej vrstve horizontálnym aj vertikálnym smerom a závisí od viacerých parametrov, ako napr. rýchlosť a smer prúdenia vzduchu, intenzita slnečného svitu, kvalita zemského povrchu,



Obr. 1 Závislosť priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od teploty (RÚVZ Žiar nad Hronom, júl 2004)

Fig. 1 One hour average ozone concentration dependence on temperature (RIPH Žiar nad Hronom, July 2004)



Obr. 2 Závislosť priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od teploty (RÚVZ Žiar nad Hronom, január 2004)

Fig. 2 One hour average ozone concentration dependence on temperature (RIPH Žiar nad Hronom, January 2004)

doprava, priemysel a pod. Ozón sa v prízemnej vrstve rozkladá buď depozíciou priamo na povrchu alebo reakciou s NO, v medzivrstve zostávajú izolované vyššie koncentrácie ozónu, ktoré sa môžu vertikálne prenášať v priebehu nasledujúceho dňa, zvlášť v prípadoch nízkych reziduálnych nočných koncentrácií NO. Na uzavretých územiach typu Žiarskej kotliny môže byť tento príspevok významný aj v prípadoch nižších teplôt, kedy je obvykle znížená aj fotochemická produkcia ozónu.

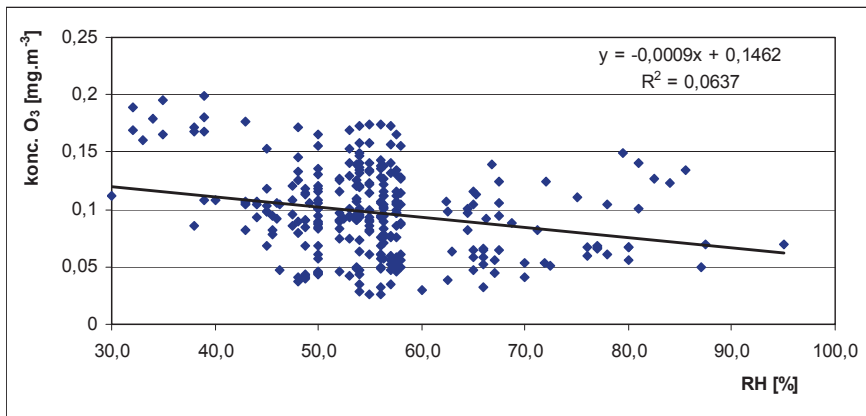
V chladnom období roka väčšina ozónometrických staníc nemeria alebo poskytuje len málo relevantných údajov. Nami overená pozitívna korelácia ozónu s teplotou bola potvrdená aj v chlad-

nom období roka. Z porovnania obr. 1 a 2 vyplýva, že smernica regresnej priamky je v teplom období roka o jeden poriadok vyššia ako v chladnom období, t.j. jej menší sklon v zimnom období svedčí v prospech prevládnutia iných vplyvov na depozíciu ozónu, než akým je teplota. Uvedenú skutočnosť potvrdzuje aj väčšia nekonzistentnosť dát v zimnom období vyjadrená koeficientom determinácie, ktorý je tiež o jeden poriadok nižší. Závislosť tvorby ozónu od teploty je z literatúry známa (10–12), pričom sa udáva, že zvýšenie teploty o 1 °C spôsobí v troposfére zvýšenie koncentrácie ozónu o 2 ppb (13).

Na obrázkoch 3 a 4 sú znázornené grafy závislosti priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od relatívnej vlhkosti (RH) v tom istom období ako pri sledovaní závislosti od teploty ($n = 170$).

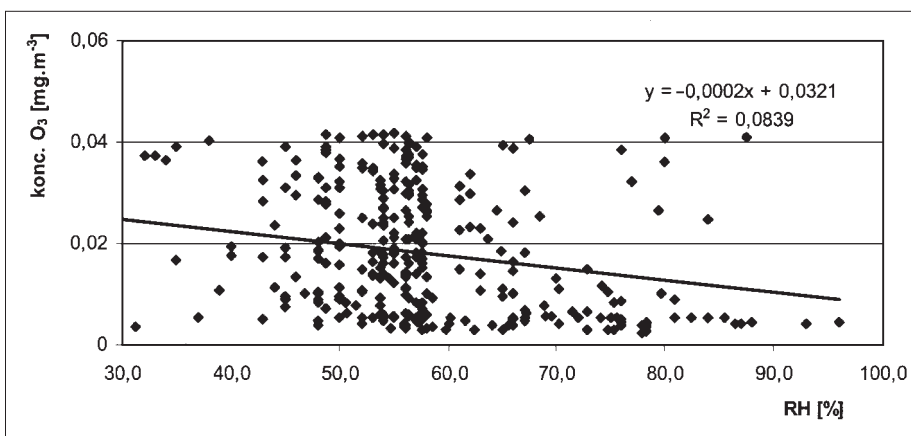
Na rozdiel od predchádzajúceho prípadu, závislosť od vlhkosti vykazuje negatívnu koreláciu s výrazne dlhším úsekom regresnej priamky na osi y v teplom období (0,146 v porovnaní s 0,0321 v chladnom období). Uvedená nepriama závislosť

potvrďuje predpoklad existencie vyšších koncentrácií ozónu v suchom prostredí v dôsledku jeho rozkladu s vodnou parou. Pri porovnaní koeficientov determinácie pri korelácii teploty a relatívnej vlhkosti v teplom období vychádza o jeden poriadok nižšia konzistencia dát pre relatívnu vlhkosť na rozdiel od chladného obdobia, kedy je v priemere vyššia vlhkosť vzduchu a jej vplyv na depozíciu ozónu výraznejší ako vplyv teploty.



Obr. 3 Závislosť priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od zodpovedajúcich hodnôt relatívnej vlhkosti vzduchu (RH) (RÚVZ Žiar nad Hronom, júl 2004)

Fig. 3 One hour average ozone concentration dependence on relative humidity (RH) (RIPH Žiar nad Hronom, July 2004)



Obr. 4 Závislosť priemerných hodinových koncentrácií prízemného ozónu od zodpovedajúcich hodnôt relatívnej vlhkosti vzduchu (RH) (RÚVZ Žiar nad Hronom, január 2004)

Fig. 4 One hour average ozone concentration dependence on relative humidity (RH) (RIPH Žiar nad Hronom, January 2004)

Vyššie popisované korelačné vzťahy sú v súhlase s literárnymi údajmi (10–13) a nami bola overená ich platnosť ako v teplom, tak aj v chladnom období roka. Ešte výraznejšie závislosti možno očakávať od intenzity slnečného svitu, rýchlosti a smeru prúdenia vzduchu, avšak tieto údaje priamo z miesta merania neboli dostupné, resp. neboli dostupné relevantných dát pre uskutočnenie porovnateľných korelácií.

ZÁVER

Z nameraných údajov, ktoré predstavovali desaťminútové priemerné koncentrácie a z nich vypočítané hodinové priemery, zisťované závislosti týchto koncentrácií od zodpovedajúcej teploty a relatívnej vlhkosti v chladnom a teplom období roka. Štatistickým vyhodnotením viac ako 170 dvojíc hodnôt pre teplotu a relatívnu vlhkosť v oboch sledovaných obdobiach (január a júl 2004) boli zistené charakteristiky regresnej priamky a vypočítaný koeficient determinácie, ktorý sa pri sledovanom počte pozorovaní pohyboval na viac ako 95%-nej úrovni pravdepodobnosti. Pri teplote bola zistená pozitívna korelácia v oboch teplotných obdobiach roka, pričom v teplom období bola smernica regresnej priamky o jeden poriadok vyššia ako v chladnom období. V závislosti koncentrácie ozónu od relatívnej vlhkosti bola zistená negatívna korelácia s omnoho nižším koeficientom determinácie, no súčasne aj s menším rozdielom medzi chladným a letným obdobím roka.

S ozónom je spojený každodenný život, ktorý ním môže ochránený alebo zničený. V ľudských silách existuje schopnosť ovplyvniť stav ozónu želaným spôsobom – závisí len od spôsobu života, rozumných rozhodnutí a dodržiavania dohodnutých pravidiel. Z environmentálneho hľadiska existujú v súvislosti s ozónom dve hlavné hrozby pre budúcnosť ľudstva, a to výskyt ozónových dier v stratosfére a epizódy fotochemického smogu v troposfére. Pretože ozón nepozná hranice medzi štátmi ani kontinentmi, musí sa tak diať nielen na lokálnej úrovni, ale spoločný prístup je potrebné dosiahnuť aj v celosvetovom meradle. S uvedeným súvisí aj globálne otepľovanie a vplyv teploty a ostatných meteorologických ukazovateľov na stav ozónu.

Podakovanie

Autori ďakujú za finančnú podporu agentúre KEGA pri riešení projektu Separáčne procesy v ochrane životného prostredia č. 3/6211/08 a agentúre VEGA (grant 1/3518/06 Zmenené lesné fytoocenózy Západných Karpát, ich štruktúra, dynamika a reakcia na stresové faktory), v rámci ktorých prezentovaný príspevok vznikol.

LITERATÚRA

1. ZÁVODSKÝ D., MEDVEĎ, M., ĎUREC F.: *Environmental Chemistry*. Banská Bystrica : Univerzita Mateja Bela, 2001 chap. I, Atmospheric Chemistry and Air Pollution Modelling. ISBN 80-88784-22-0. 129 s.
2. HORVATH, M., BILITZKY, L., HUTTNER, J. (eds.): *Ozone*. Budapest : Akadémiai Kiadó, 1985. 350 s.
3. DOHAN, J. M., MASSSCHELEIN, W. J.: *Photochemical Generation of Ozone: Present State-of-the-Art*. *Ozone Sci. Eng.* 9, 315–334 (1987).
4. SCHWARZ, M.: Výskum environmentálnych a profesionálnych expozícií ozónu. Zvolen : Technická univerzita Zvolen, 2008. 88 s. ISBN 978-80-228-1944-2.
5. SUMMERFELT S. J., HANKINS J. A., WEBER A. L., DURANT M. D.: Part II. Effects on Microscreen Filtration and Water Quality. [cit. 30.10.2008]. http://www.ozoneapplications.com/aquaculture/Ozonation_of_rainbow_trout.htm [cit. 30.10.2008].
6. Ozone Use in Cooling Towers. Dostupné na internete: http://www.ozoneapplications.com/cooling_towers/ozone_in_cooling_towers.htm [cit. 30.10.2008].
7. Dostupné na internete: <http://www.panthermal.sk/studia.html> [cit. 30.10.2008].
8. STN ISO 13964 (2000): Ochrana ovzdušia. Stanovenie ozónu vo vonkajšom ovzduší. Ultrafialová fotometrická metóda, november 2000.
9. Vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 705/2002 o kvalite ovzdušia.
10. SILLMAN, M. S., LOGAN, J. A., WOFSEY, S. C.: The sensitivity of ozone to nitrogen oxides and hydrocarbons in regional ozone episodes. *J. Geophys. Res.*, 95, 1990, 1837–1851 pp.
11. GRENNFELT, P., SALTBONES, J., SCHJOLDAGER, J.: Oxidant data collection in OECD Europe, 1985–1987 (OXIDATE). Rep. 22, Lillestrom, NILU 1987.
12. LOW, P. S. et al.: Trends in surface ozone at Hohenpeisenberg and Arkona. *J. Geophys. Res.* 95, 1990, 22441–22453.
13. ZÁVODSKÁ, E., BILČÍK D.: Troposférický ozón a riziká rastu jeho koncentrácie. In: Agrometeorologická konferencia 93. Sborník referátů. Litschmann, T., Rožnovský, J. (ed), ČBKS, Brno, 25.–26.11.1993, s. 49–52.

Adresa autora:

doc. Ing. Marián Schwarz, CSc.
Katedra environmentálneho inžinierstva
Fakulta ekológie a environmentalistiky
Technickej univerzity vo Zvolene
T. G. Masaryka 24
960 53 Zvolen
Slovensko
e-mail: schwarz@vsld.tuzvo.sk

QUANTITATIVE RISK ASSESSMENT OF PERSONAL NOISE EXPOSURE IN WOODWORKING SHOP

Miroslav DADO – Richard HNILICA

Department of Manufacturing Technology and Materials, Faculty of Environmental and Manufacturing Technology, Technical University in Zvolen, Študentská 26, 960 53 Zvolen, dado@vsl.d.tuzvo.sk

ABSTRACT

Dado, M., Hnilica, R.: **Quantitative Risk Assessment of Personal Noise Exposure in Woodworking Shop**

Risk assessment is fundamental for the protection of employees from risks to their health and safety arising from exposure to noise risk. Some of the noisiest working environments are found in the woodworking industry. The aim of the study was check to compliance with valid regulation in area of occupational noise for woodworking machine operator. In order to obtain the relevant information basis for this verification, daily noise exposure measurement was performed in accordance with standard STN EN ISO 9612. Results of measurement indicate that regulatory threshold has been exceeded.

Key words: risk, occupational noise, exposure, woodworking machine

INTRODUCTION

The importance of managing health and safety (H&S) within woodworking firms has increased in significance over recent years. It is because of the increasing responsibility placed on employers as a result of growing H&S legislation, with which they must comply. Examples of recent legislation in area of occupational noise are Government Regulation No. 115/2006 Coll. on the minimum health and safety requirements regarding the exposure of workers to the risks arising from noise and Government Regulation No. 555/2006 Coll. which make it a legal requirement for employers to identify, risk-assess and appropriately manage workers exposure to noise.

Noise can be annoying and distracting. It interferes with spoken communication and masks the warning signals necessary for safety and productivity. As one of several generalized stressors, noise may contribute to cardiovascular disorders. However, the most important and best-characteri-

zed effect of excessive noise exposure is hearing loss. It is widely believed that reducing noise to a level low enough to prevent hearing loss will also prevent its other harmful effects (1–2).

In conducting the risk assessment, the employer shall assess the levels of noise to which workers are exposed. Where the work is likely to expose employees to noise at or above an upper exposure action value, the risk assessment shall include measurement of the levels of noise to which workers are exposed (1). Objective of this paper is the verification that a given operator of woodworking machines is or is not exposed to a noise level above the legal limits.

MATERIALS AND METHODS

Measurement procedure was performed in accordance with standard STN EN ISO 9612. To assess the personal noise exposure of employee who is likely to be at risk the noise level of each

noisy activity during the working day must be evaluated. In order to get an overview and understanding of all the different work tasks and operating conditions of the machinery that could influence the noise exposure, a nominal day (i.e. sum of work operations that constitute the working day over which the daily noise exposure is determined, and reflects a typical working day for the employee) was determined in consultation with the noise exposed employee (see Table 1).

where:

$L_{Aeq,tm}$ is A-weighted equivalent continuous sound pressure level for operation [dB],
 t_m is the duration of working operation and
 T_0 is total time of nominal day, it equals 480 minutes.

The total noise exposure for a nominal day was calculated from the total number (M) of partial noise exposure levels. The total noise exposure level is given by:

Table 1 Splitting of the nominal day into typical work operations

Working operation	Equipment	Duration
manual felling	compact circular saw NAREX EPK 15, 1100 W	30 minutes
cutting	format saw KUSING FPnp 3000, 3500 W	180 minutes
planing	planer KDR EUROline STS 410, 3000 W	180 minutes
sanding	belt sander KUSING PB 2500, 3000 W	60 minutes

Integrated sound level meter (Brüel & Kjaer, type 2239A with prepolarized condenser microphone, type 4188) was used to determine the partial noise exposure for employee at specified working position, i.e. when operated a specific machine. The position of the measuring microphone followed the employee under evaluation in all areas where his activities took place. Taking into consideration requirement that measuring time must be long enough to represent the average continuous equivalent sound pressure level for the actual work operation, it was selected ten minutes for the measuring period of each task. The calibration of instrument was verified on-site, before and after each series of the measurements, using an acoustic calibrator (Brüel&Kjaer, type 4231).

Contribution to the daily noise exposure level was calculated for each activity according to formula:

$$L_{EX, T_0, m} = L_{Aeq, tm} + 10 \log \left(\frac{t_m}{T_0} \right)$$

$$L_{EX, T_0} = 10 \log \left(\sum_{m=1}^M 10^{0,1 \cdot L_{EX, T_0, m}} \right)$$

Assessment of the measurement results shall take into account the measurement inaccuracies determined in accordance with metrological practice (3). With this in mind total uncertainty was expressed in terms of the 95% confidence intervals.

RESULTS AND DISCUSSION

Measured values of noise levels for various working operations are summarized in Table 2. Wood planing operation exposed employee to higher noise levels than all other operations in the study. Partial contributions to daily noise exposure levels are given in Figure 1.

The calculated value of total noise exposure for a nominal day is 84 decibels after rounding. The noise contribution from work planning and breaks has

Table 2 Measured values of noise levels for various working operations

Working operation	L_{Amin} [dB]	L_{Amax} [dB]	L_{CPR} [dB]	$L_{Aeq,tm}$ [dB]
manual felling	50,0	96,8	111,8	80,1
cutting	74,0	95,9	113,7	82,8
planing	76,6	102,2	118,1	86,4
sanding	71,4	93,1	108,8	78,4

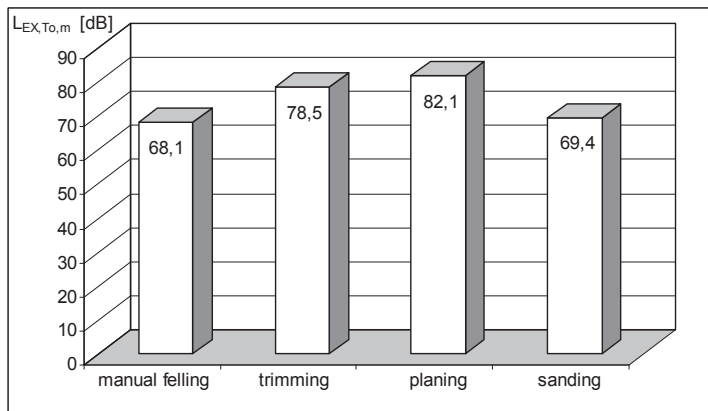


Figure 1 Partial contributions to daily noise exposure level

negligible effect to the overall noise exposure level. This assumption is based on fact that if conservative estimation of equivalent continuous sound pressure level for aforementioned activities will be 70 decibels during 30 minutes then value of daily noise exposure level will be only 0,01 decibels higher. The total uncertainty is 1,8 decibels and hence the 95% confidence interval is: <82,2 dB; 85,8 dB>.

For the purposes of occupational risk assessment the exposure limit values and exposure action values in respect of the daily noise exposure levels and peak sound pressure are fixed at:

- exposure limit values: $L_{EX,8h} = 87$ dB and $L_{CPk} = 140$ dB respectively;
- upper exposure action values: $L_{EX,8h} = 85$ dB and $L_{CPk} = 137$ dB respectively;

- lower exposure action values: $L_{EX,8h} = 80$ dB and $L_{CPk} = 135$ dB respectively.

The statistical interpretation of whether or not the regulatory thresholds have been exceeded can be performed as follows:

- there is no over-exposure if the upper confidence limit of the daily noise exposure level is less than the exposure limit (action) value;
- there is over-exposure if the lower confidence limit of the daily noise exposure level is greater than the exposure (action) value;
- the results are inconclusive between this limits. In this case it is preferable to continue with measurements or modify the sampling design to reduce the width of the confidence interval and to obtain the more conclusive result (1).

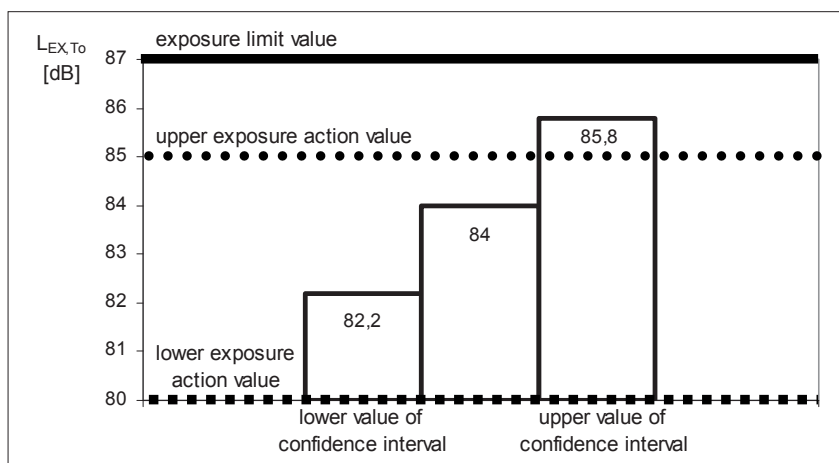


Figure 2 Comparison of daily noise exposure with regulatory thresholds

As is evident from Figure 2, employee is not exposed to noise above exposure limit value. On the other hand, he is exposed to noise above lower exposure value. Furthermore, on the basis of performed measurements it is not possible to declare if the upper exposure value was exceeded. The reason is obvious – lower value of confidence interval is below action value but upper value of confidence interval is higher than upper exposure action value. There exist two possibilities to solve this problem: either the employee is assigned to the risk band corresponding to 85–87 dB (A) with all the consequent obligations, or the accuracy of the calculation of the daily noise exposure is increased by reducing the components that contribute to overall uncertainty.

CONCLUSION

Risk assessment is fundamental for the protection of workers from risks to their health and safety arising or likely to arise from exposure to noise risk (4). Risk assessment shall identify workers exposed to risk from noise and determine their level of noise exposure. Risk assessment is not an end in itself, its purpose is to identify actions required when exposure action values are reached or exceeded.

In presented study exposures above exposure action values are detected so the employer shall make individual hearing protectors and preventive audiometric testing available to exposed employee. If the upper exposure action values are exceeded, the employer shall establish and implement a programme of technical and/or organisational measures intended to reduce the exposure to noise and workplaces shall be marked with appropriate signs.

Acknowledgement

The paper is based on work performed under research contract no. 1/3445/06 „Design of methods for identification and assessment of hazardous top events in technologies of complex wood processing as a basis for risk management and crisis management“ of the Scientific Agency of Ministry of Education of Slovak republic and the Slovak Academy of Science whose support is gratefully acknowledged.

REFERENCES

1. GOELTZER, B. et al.: *Occupational Exposure to Noise: Evaluation, Prevention and Control*. Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW Verlag, 2001. 336 p. ISBN 3-89701-721-0.
2. WALT, P.H. – STAVE, G.M.: *Physical and Biological Hazards of the Workplace*. 2nd edition. New York: John Wiley and Sons, 2002. 704 p. ISBN 978-0-471-38647-6.
3. OGNEDAL, T. – TURUNEN, I.: *Determination of Work Place Noise Exposure – Consideration of Measurement, Calculations and Uncertainty*. Technical report. Espoo: Nordtest, 2002. 22 p. ISSN 0283-7234.
4. MALCHAIRE, J.: Strategy for prevention and control of the risks due to noise. In *Occupational and Environmental Medicine*. Vol. 57, No. 6, 2000, pp. 361–369.

SÚHRN

Riziko v dôsledku expozície hluku na zdravie a bezpečnosť vzniká vplyvom rušivých a obťažujúcich účinkov hluku pri práci zamestnancov vyžadujúcich duševné sústredenie alebo sluchovú komunikáciu. Riziko poškodenia (zmeny) sluchu zamestnancov vzniká po dlhohodobej expozícii hluku s úrovňou nad 80 dB. V zmysle platných predpisov sú zamestnávateľia povinní posúdiť a hodnotiť riziká súvisiace s expozíciou hluku. Úroveň expozície zamestnancov hluku sa stanovuje posúdením pracovných postupov s využitím údajov o hluku používaných zariadení poskytovaných výrobcami resp. údajov získaných meraním. Príspevok sa venuje problematike merania a hodnotenia expozície hluku pri práci na drevoobrábacích strojoch v stolárskej dielni. Na základe výsledkov merania realizovaných v súlade s požiadavkami technickej normy STN EN ISO 9612 je možné konštatovať, že limitné hodnoty expozície neboli prekročené. Nameraná (vypočítaná) hodnota normalizovanej hladiny expozície hluku zmenšená o hodnotu neistoty merania však prekročuje dolnú akčnú hodnotu expozície hluku. V prípade posúdenia súladu s hornou akčnou hodnotou expozície nie je možné na základe výsledkov merania formulovať jednoznačný záver – z nameranej odvodená hodnota určujúcej veličiny expozície hluku zmenšená o hodnotu rozšírenej neistoty je menšia ako horná akčná hodnota expozície, ale súčasne táto hodnota zväčšená o hodnotu neistoty je väčšia ako horná akčná hodnota, z čoho je zrejme, že horná akčná hodnota expozície leží v intervale neistoty. Posúdenie rizík evidentne preukázalo prekročenie dolných akčných hodnôt expozície hluku, takže zamestnávateľ je povinný dať zamestnancovi k dispozícii chrániče sluchu a zabezpečiť aby zamestnanec dostal primerané informácie a praktický výcvik súvisiace s možnými rizikami vyplývajúcimi

z expozície hluku. Okrem toho má zamestnanec právo na preventívne vyšetrenie sluchu.

Adresa autora:

Ing. Miroslav Dado, PhD.

Katedra výrobných technológií a materiálov

Fakulta environmentálnej a výrobnjej techniky Technickej univerzity vo Zvolene

Študentská 26

960 53 Zvolen

Slovensko

tel.: 045 5206864

e-mail: dado@vsld.tuzvo.sk

ODHAD ERÓZNEJ OHROZENOSTI PÔD VETROM V KATASTRÁLNO M ÚZEMÍ HÁJSKE

Zlatica MUCHOVÁ – Anna STREĎANSKÁ

Katedra krajinného plánovania a pozemkových úprav, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, e-mail: zlatica.muchova@uniag.sk

ABSTRAKT

Muchová Z., Stred'anská, A.: **Assessment of Wind Erosion Threat for Soils in Cadastral Area of Hájske**

This contribution illustrates the application of methods of erosion threat assessment in land adaptation projects. Calculations of the soil erosion index of particular soil blocks are demonstrated for the cadastral area of Hájske. Two methods for assessment of erosion threat have been applied. First the assessment based on the ecological soil-quality units (ESQU) has been performed. Next, the Pasák method for a detailed analysis of the soil erosion threat was applied. Both of the mentioned approaches are recommended for the land adaptation projects. Based on the results, the soil blocks have been ranked by their soil erosion threat.

Key words: Erosion, Soil Erosion, Ecological Soil-Quality Units (ESQU)

ÚVOD

Veterná erózia spôsobuje škody rozrušováním pôdy mechanickou silou vetra (abrázia), odnášaním pôdnych častíc (deflácia), obrusovaním rastlín pohybujuúcimi sa časticami a ich ukladaním na inom mieste (akumulácia). Vzniká ihneď po odstránení prirodzenej vegetácie a zväčšováním výmery ornej pôdy tvrdí Gábriš (1). Najvyšší odnos pôdy veternou eróziou je v období, keď pôda nie je pokrytá vegetáciou. Na ornej pôde je to v jarnom období a čiastočne aj jesennom období. Jej prejavy je však možné pozorovať aj v iných častiach roku, ak je povrch pôdy zba vený vegetácie (napr. pri výstavbe priemyselných parkov). Podľa Antala (2), Stred'anského (3), Šimonidesa-Kalúza (4) a ďalších autorov najlepšou ochranou voči odnosu pôdy je trvalý vegetačný kryt, resp. povrch pôdy pokrytý rastlinnými zvyškami alebo ponechané vysoké strnisko. Potenciálnu ohrozenosť poľnohospodárskych pôd vyhotovil VÚPOP v Bratislave. Podľa Jambora (5) je na Slovensku účinkami veternej erózie ohrozených 153 900 ha, t. j. 6,5% ornej pôdy, z toho až 30780 ha (1,3%) sú potenciálne extrémne

ohrozované. Napriek malej rozlohe, jej účinky sú značné, preto je potrebné priestorovo lokalizovať najviac postihnuté územie a navrhnúť protierózne opatrenia. Projekty pozemkových úprav sú jediným nástrojom, kde je priestor a aj reálna možnosť vyriešiť eróznou ohrozenosť územia. Všetky návrhy sa prejednávajú s vlastníkmi pozemkov, ktorí mnohokrát prispievajú úmernou plochou na doplnenie chýbajúcich plôch v projekte navrhnutých protieróznych opatrení a zariadení. Výsledkom je už definitívne vysporiadanie vlastníckych vzťahov existujúcich resp. novonarhovaných protieróznych opatrení (vetrolamov) a zároveň aj zadefinovanie následnej starostlivosti a údržby vetrolamov.

Intenzitu veternej erózie je možné určiť rôznymi spôsobmi. V praxi ide predovšetkým o určenie ohrozenosti ornej pôdy a o jej zaradenie do jednotlivých stupňov ohrozenia eróziou. Metódy určenia erodovateľnosti pôdy môžu byť: počtárske (matematické modely), laboratórne, resp. terénne meranie. Tieto metódy sa môžu používať jednotlivo alebo komplexne jednotne tvrdia Zachar (6), Stred'anský (3), Fulajtár-Janský (7) a ďalší. Odhad erózneho ohrozenia územia dokumentujeme

na príklade katastrálneho územia Hájske, vychádzame z podkladov projektu pozemkových úprav spracovávaných firmou Perigeum (8).

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika územia

Katastrálne územie Hájske patrí na základe územno-správneho členenia do Nitrianskeho kraja, okresu Šaľa. Výmera posudzovaného územia je 1238,03 ha. Obec je situovaná 26 km juhozápadne od krajského mesta Nitra. Katastrálne územie má charakter intenzívne poľnohospodársky využívannej krajiny. Územie spadá do agroklimatickej oblasti veľmi teplej. Z geomorfologického hľadiska sa nachádza v oddieloch Nitrianskej pahorkatiny a Podunajskej roviny. Charakter územia v Novozámockej pláňavy je rovinný s maximálnym prevýšením do 1 m, zatiaľ čo pahorkatina má charakter silne zvlneného reliéfu s dlhými dĺžkami svahov a výraznými údolnicami. Územie má ráz relatívne harmonickej poľnohospodárskej krajiny (91,16% zastúpenie ornej pôdy). Prevažujú veľkoblukovo využívané plochy, ktoré sú spravidla rozhraničené melioračnými kanálmi alebo drobnými plošnými a líniovými porastami nelesnej drevinovej vegetácie. Podľa fyto geografického členenia územia Slovenska patrí záujmové územie do oblasti panónskej flóry, obvodu eupanónskej xerothermnej flóry, okresu Podunajská nížina. Pre tento fyto geografický

okres je typické takmer výlučné zastúpenie teplomilných prvkov flóry.

Najrozšírenejším pôdnym typom v obvode projektu pozemkových úprav sú rôzne subtypy černoziemí. Viazu sa prevažne na severnú, pahorkatinovú časť územia, so zvlneným reliéfom na sprašiach. V južnej časti územia, v minulosti ovplyvnenej fluvialnou modeláciou reliéfu, prevažujú čiernice so striedavým vlhkosťným režimom. Na lokalite Bačove slaniská sa lokálne vyskytujú aj slance, na ktoré sa viaže vegetácia slanísk. V údolí medzi Hájskym a Mladým Hájom nachádzame aj fluvizeme, ktoré svedčia o fluvialných procesoch, ktoré ovplyvňovali v minulosti túto časť územia.

Kvalita pôdy je daná geologickým podloží, klimatickými a morfológickými podmienkami riešeného územia. Z priestorovej analýzy BPEJ vyplýva, že 85,13 % poľnohospodárskej pôdy zaberá pôda o sklonitosti 0°–3° (rovina bez prejavu plošnej vodnej erózie a rovina s možnosťou prejavu vodnej erózie) a 14,87 % má sklonitosť 3°–7° (mierny svah). Podľa zrnitosti má najväčšie zastúpenie hlinitá pôda (stredne ťažké pôdy) – 72,83 %, piesčitohlinitá pôda (stredne ťažké pôdy) zaberajú 21,24 %, veľmi ťažké pôdy (ílovité) pôdy zaberajú 0,14 % a ľahké pôdy zaberajú 5,79 %. Celú plochu územia zaberajú pôdy bez skeletu a veľmi hlboké. Pôdna reakcia je v celej oblasti neutrálna až slabo alkalická. V riešenom území na nachádzajú hlavné pôdne jednotky uvádzané v tab. 1.

Tab. 1 Hlavné pôdne jednotky

Tab. 1 Main Soil Units

HPJ	Pôdny typ	7-miestny kód BPEJ	ha	% územia
02	FMmc	0002005	13,84	1,12
16	ČMč	0016001	35,55	2,88
17	ČMčč	0017002, 0017005	153,40	12,43
19	ČAmc	0019001, 0019002	120,04	9,73
25	ČAG	0025001	20,50	1,66
26	ČAG	0026002, 0026005	87,19	7,07
28	ČAG až ČAp	0028004	1,75	0,14
31	ČA, SC	0031002	30,69	2,49
37	ČMmc	0037002, 0037005	154,94	12,56
38	RM, ČMe	0037202, 0038202	175,06	14,19
39	ČMm, ČMh	0039002, 0039202	306,07	24,80
40	ČMm, ČMh	0040001	4,31	0,35
41	ČMg, SAm	0041002	123,40	10,00
43	ČMe, RM	0043002	7,31	0,59
			1234,05	100,00

Najrýchlejšie posúdenie výskytu fyzikálnej degradácie pôd v riešenom území je využitie účelových interpretácií výsledkov bonitácie pôd (BPEJ). Najskôr je potrebné zistenie, či je vôbec predpoklad konkrétneho degradačného procesu potenciálnej fyzikálnej ohrozenosti v sledovanom území. Posúdiť je to možné na základe Informačného portálu o pôde dostupného na <http://www.podne-mapy.sk>. Na základe informačného portálu sa orientačne určilo, že posudzované územie je potrebné podrobnejšie spracovávať aj z hľadiska ochrany územia pred veternou eróziou. Potom sa pristúpilo k hodnoteniam podľa BPEJ. Na Slovensku bol vypracovaný systém hodnotenia kategórií intenzity veternej erózie, ako uvádza Ilavská (9), podľa bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (kód klímy, hlavnej pôdnej jednotky a zrnitosti pôdy). V prípade vyskytujúcich sa kombinácií kódov je možné stanoviť lokality z výskytom veternej erózie v štyroch kategóriách: bez erózie, stredná, silná a extrémne silná erózia (tab. 2).

Pasáka. Pasák (10) odvodil vzťah na výpočet jednorazovej straty pôdy vetrom:

$$EV = 22,02 - 0,72 \cdot V_v - 1,69 \cdot W_v + 2,64 \cdot R_v \quad (1)$$

kde:

EV – erodovateľnosť pôdy vetrom v $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$

V_v – obsah neerodovateľných pôdnych agregátov väčších než 0,8 mm (%), zistí sa pre preosiatím priemernej vzorky povrchovej vrstvy na vzduchu vyschnutej pôdy cez sito o priemere ôk 0,8 mm

W_v – pomerná vlhkosť pôdy [%], získa sa so vzťahu:

$$W_v = \frac{W_o}{W_n} \quad (2)$$

W_o – okamžitá vlhkosť,

W_n – neprístupná voda, kde o je obsah ílovitých častíc ($< 0,01$ mm) v pôde sa stanoví podľa vzťahu:

Tab. 2 Kategórie veternej erózie podľa bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek
Tab. 2 Categories of soil erosion threat according to the ecological soil-quality units

Kategória	Kód klímy	Kód hlavnej pôdnej jednotky	Kód zrnitosti	Charakter erózie
1	00–10	všetky, okrem dole uvedených	2, 3, 4	bez erózie
2	00, 01, 02, 03, 04	02, 05, 06, 11, 14, 17, 19, 22, 34, 36, 37, 38, 39, 43, 44, 45, 60, 65, 71, 79, 85	1, 5	stredná erózia
3	00, 01, 02, 03, 04	01, 16, 21, 35, 40	1	silná erózia
4	00, 01, 02, 03, 04	59, 99	1	extrémna erózia

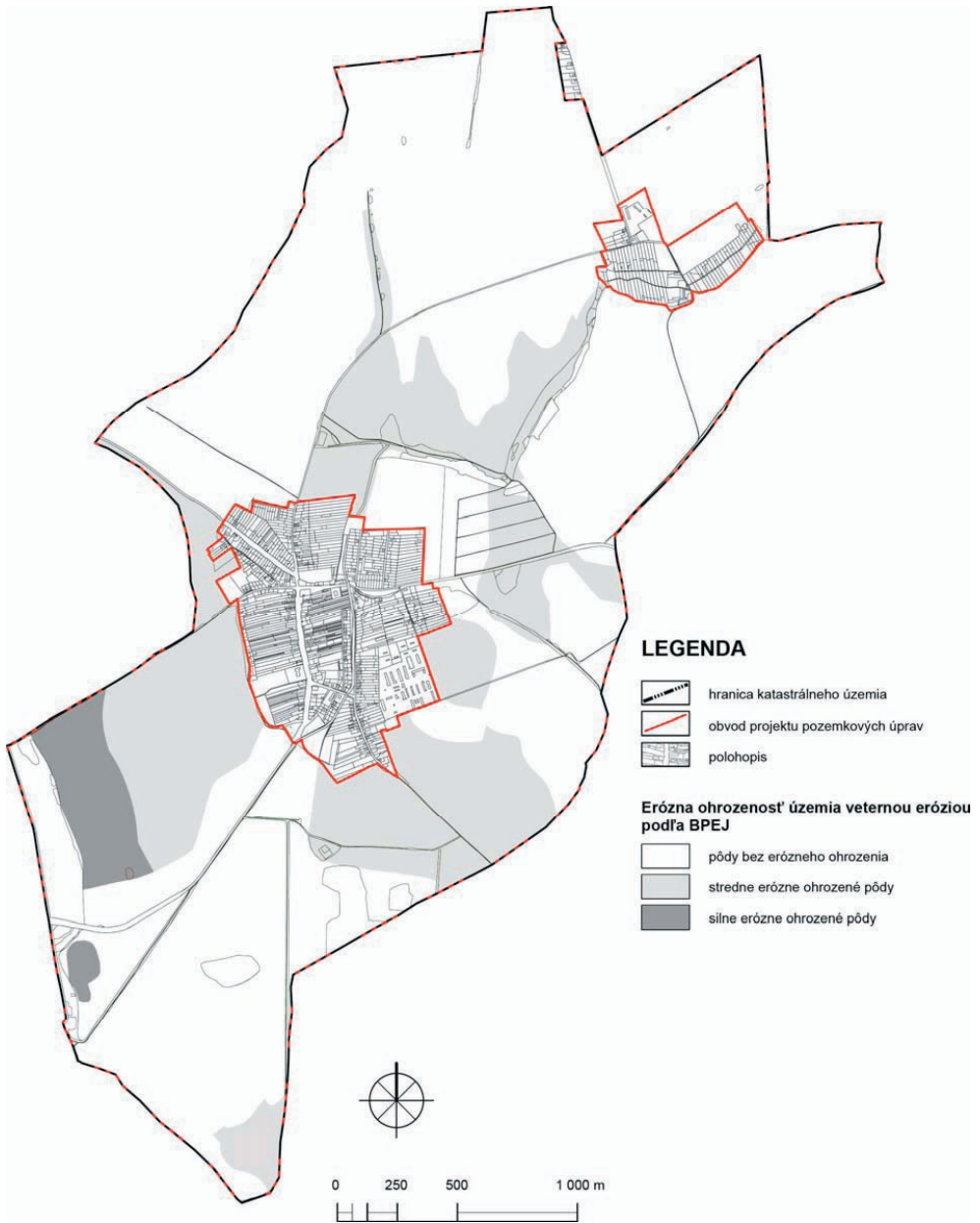
Vyhodnotenie charakteru veternej erózie podľa BPEJ v obvode pozemkových úprav poskytuje prvotnú informáciu, či je nutné alebo nie je nutné navrhovať opatrenia na zníženie ohrozenosti pôdy veternou eróziou. Výsledné posúdenie charakteru veternej erózie podľa BPEJ zobrazujeme graficky na obr. 1.

Na podklade výsledkov pokračujeme v stanovení intenzity erózneho ohrozenosti pomocou rovnice na výpočet intenzity veternej erózie podľa

$$W_n = \frac{o}{2,4} \quad (3)$$

R_v – očakávaná rýchlosť vetra pri povrchu pôdy ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

K výpočtu potrebujeme z vyšetrovaných pôdnych celkov odobrať pôdne vzorky na zrnitostné rozbory. Veterné pomery získame s najbližšej meteorologickej stanice. Smery a rýchlosti vetra



Obr. 1 Erózna ohrozenosť územia podľa BPEJ
Fig. 1 Erosion threat for the territory according to the ESQJ

vyhodnocujeme min. za 3 ročné obdobie, pričom rýchlosť vetra vyhodnocujeme ako priemernú ročnú rýchlosť a priemernú rýchlosť za jarne obdobie (pôda nie je chránená vegetáciou v období mesiacov

február-máj).

Pretože V_v bolo treba zisťovať v teréne presievaním na vzduchu vyschnutej pôdy cez sito s okami $\emptyset 0,8\text{ mm}$, v projekčnej praxi sa môže

použiť vzťah, kde do výpočtu vstupuje obsah ílovitých častíc ($< 0,01$ mm), ktorý je možné zistiť z prieskumov:

$$EV = 1,254 - 0,188 \cdot J - 0,102 \cdot W_v + 1,383 \cdot R_v \quad (4)$$

kde

J – obsah častíc $< 0,01$ mm v pôde v %.

Uvedený vzťah bol pre jednotlivé pôdne druhy (piesčité až hlinité pôdy) spresnený.

Pre piesčité pôdy (obsah pôdnych častíc $< 0,01$ mm od 0 do 10%) je vyjadrený rovnicou

$$EV = -269,244 - 24,506 \cdot J - 1,652 \cdot W + 20,919 \cdot R_v \quad (5)$$

Pre pôdy hlinitopiesčité (obsah pôdnych častíc $< 0,01$ mm od 10 do 20%) je vyjadrený rovnicou

$$EV = 8,95 - 0,63 \cdot J - 0,51 \cdot W + 1,22 \cdot R_v \quad (6)$$

Pre pôdy piesčitohlinité (obsah pôdnych častíc $< 0,01$ mm od 20 do 30 %) je vyjadrený rovnicou

$$EV = 16,091 - 0,584 \cdot J - 0,177 \cdot W + 0,422 \cdot R_v \quad (7)$$

Pre pôdy hlinité (obsah pôdnych častíc $< 0,01$ mm od 30 do 45%) je vyjadrený rovnicou

$$EV = 1,533 - 0,047 \cdot J - 0,009 \cdot W + 0,081 \cdot R_v \quad (8)$$

kde

W – okamžitá vlhkosť pôdy vyjadrená v objemových percentách.

Ochranné opatrenia voči prejavom veternej erózie sú nutné, ak index erodovateľnosti I_E je väčší ako 1.

$$I_E = \frac{EV}{14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}} = \frac{EV}{1,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}} \quad (9)$$

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Veterné pomery získané z meteorologickej stanice Nitra sú vyhodnotené za roky 2004 až 2006 a to jednak pre priemernú ročnú rýchlosť a priemernú rýchlosť za jarné obdobie od 21. 2. až 20. 5. Ide o obdobie, kedy v záujmovom území dochádza k najväčším odnosom pôdy vetrom, nakoľko agregáty na povrchu pôdy sú rozdrobené mrazmi, ale hlavne pôda je bez vegetačnej pokrývky.

Výpočet erodovateľnosti pôdy E a indexu erodovateľnosti I_E sme realizovali pre: maximálnu ročnú rýchlosť vetra ($12,30 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) priemernú ročnú rýchlosť vetra ($3,60 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) a priemernú rýchlosť vetra za jarné obdobie ($3,80 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Príklad takéhoto vyhodnotenia je uvedený v tab. 3 na príklade roka 2006.

Tab. 3 Výpočet erodovateľnosti pôdy E a indexu erodovateľnosti I_E pre rok 2006

Tab. 3 Calculation of the erosiveness E and of the erosion index I_E for the year 2006

vzorky	E maximálna ročná	E priemerná ročná	E priemerná za jarné obdobie	I_E maximálny ročný	I_E priemerný ročný	I_E priemerný za jarné obdobie
1	25,32	2,35	2,88	18,09	1,68	2,06
2	22,20	-0,76	-0,24	15,86	-0,55	-0,17
3	34,18	11,22	11,74	24,42	8,01	8,39
4	27,71	4,74	5,27	19,79	3,39	3,76
5	22,19	-0,78	-0,25	15,85	-0,56	-0,18
6	7,29	-15,68	-15,15	5,20	-11,20	-10,82
7	22,70	-0,27	0,26	16,21	-0,19	0,19
8	11,22	-11,74	-11,22	8,02	-8,39	-8,01
9	13,74	-9,23	-8,70	9,82	-6,59	-6,21
10	5,80	-17,17	-16,64	4,14	-12,26	-11,89

Miesta odberu pôdnych vzoriek v počte 10 sú zobrazené na obr. 2. Vzorky boli odoberané z povrchu pôdy 0–5 cm. Obsah častíc 1. kategórie bol stanovený pipetovacou metódou a obsah častíc väčších ako 0,8 mm bol stanovený preosiatím na site s okami 0,8 mm. Priemerné výsledky analýzy pôd (z 3 opakovaní) sú uvedené v tab. 4.

Zistená hodnota I_E sa porovná s limitnou hodnotou (=1). V prípade prekročenia tejto hodnoty sa navrhujú opatrenia na skrátenie dĺžky nechráneneho pozemku v smere prevládajúceho vetra.

Všetky tieto výpočty a stanovenia je vždy nutné doplniť podrobným terénnym prieskumom, kedy sa predovšetkým zisťuje spôsob doterajšej ochrany poľnohospodárskej pôdy pred veternou eróziou. Na základe terénneho prieskumu, ortofotomáp a pohovorov s miestnymi znalcami, vlastníkmi a užívateľmi pôdy sa posúdi doterajší spôsob ochrany pôdy organizačnými a agrotechnickými opatreniami. Popíše sa stav existujúcich vetrolamov a podrobne sa analyzuje druhové zloženie, zdravotný stav a funkčnosť vetrolamov v riešenom území.

Tab. 4 Vyhodnotenie pôdnych vzoriek

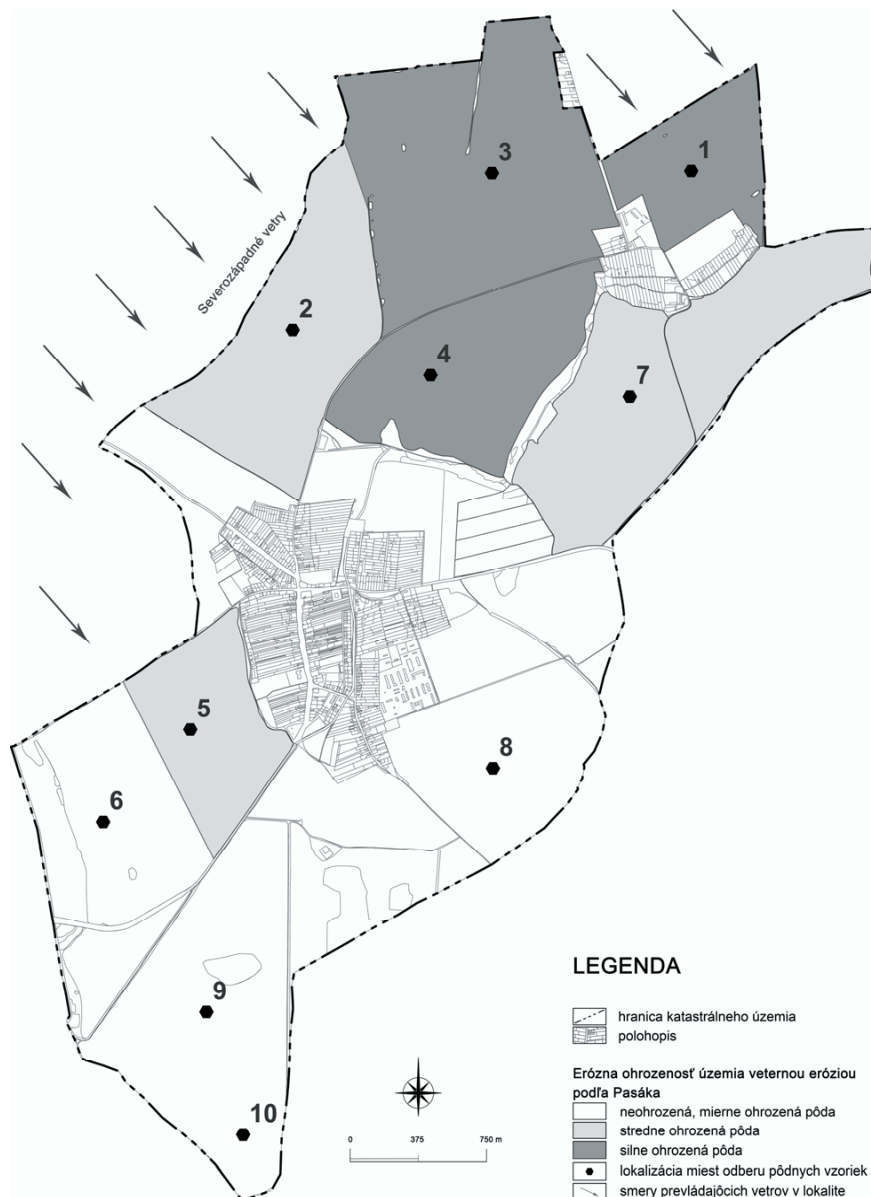
Tab. 4 Evaluation of soil samples

vzorky	obsah častíc >0,8 [%]	obsah častíc <0,01 [%]	V vlhkosť pôdy [%]
1	14,84	26,25	10,94
2	17,02	28,45	11,85
3	3,06	25,71	10,71
4	2,54	35,44	14,77
5	21,15	24,25	10,10
6	48,78	17,16	7,15
7	13,26	31,59	13,16
8	36,30	24,33	10,14
9	34,30	22,80	9,50
10	48,07	20,00	8,33

Zo získaných výsledkov vyplýva, že erózne najohrozenejším je pôdny celok s odberom vzorky č. 3, kde I_E za 3 roky v každej sledovanej charakteristike nadobúda hodnotu väčšiu ako 8, ďalej nasledujú pôdne celky s odberom vzoriek 3 a 4, na hranici erózneho ohrozenia sú pôdne celky s odberom vzoriek 2, 5 a 7. Ostatné pôdne celky s odberom vzoriek 6, 8, 9 a 10 vykazujú hodnoty záporné a teda sa hodnotia ako erózne neohrozené. Grafické vyhodnotenie erózneho ohrozenia územia je zobrazené na obr. 2.

ZÁVER

V príspevku sú uvedené postupy stanovenia erózneho ohrozenia pôd veternou eróziou v praxi pozemkových úprav. Na príklade katastrálneho územia Hájske sa vypočítal index erodovateľnosti pôdy pre jednotlivé pôdne celky. Použili sa dve metódy stanovenia erózneho ohrozenia pôd. Orientačné stanovenie bolo realizované na podklade bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. Vyhodnotenie charakteru veternej erózie podľa BPEJ



Obr. 2 Erózna ohrozenosť územia podľa Pasáka
Fig. 2 Erosion threat according to Pasák

v obvode pozemkových úprav poskytuje prvotnú informáciu, či je nutné alebo nie je nutné navrhovať opatrenia na zníženie ohrozenosti pôdy veternou eróziou. Podrobné stanovenie eróznej ohrozenosti bolo stanovené podľa metodiky Pasáka. K výpočtu je potrebné odobrať pôdne vzorky na zrnitostné

rozbory z vyšetřovaných pôdnych celkov, veterné pomery z najbližšej meteorologickej stanice. V príspevku sú prezentované konkrétne výsledky pre pôdne celky v záujmovom území. Oba uvedené postupy sú odporúčané používať aj v projektoch pozemkových úprav.

Pod'akovanie

Autori ďakujú agentúre VEGA za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok (projekt č. 1/4412/07).

LITERATÚRA

1. GÁBRIŠ, L. a kol.: *Ochrana a tvorba životného prostredia v poľnohospodárstve*. Nitra : VŠP, 1998. 148 s. ISBN 80-7137-506-3.
2. ANTAL, J.: *Ochrana a zúrodňovanie pôdy*. Nitra : VŠP, 1990. 236 s.
3. STREĎANSKÝ, J.: *Veterná erózia pôdy*. Nitra : VŠP, 1993. 66 s. ISBN 80-7137-094-0.
4. ŠIMONIDES, I., KALÚZ, K.: *Výhodnotenie eróznej ohrozenosti územia Dolná Malanta*. In Acta horticulture et regiotecture, č. 3, 2001. s. 24–27.
5. JAMBOR, P.: *Systémy protieróznej ochrany pôdy*. In: Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. Bratislava : VÚPÚ, 1998. s. 237–247 ISBN 80-85361-36-1.
6. ZACHAR, D. a kol.: *Lesnícke meliorácie*. Bratislava : Príroda, 1984. 484 s.
7. FULAJTÁR, E., JÁNSKY, L.: *Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana*. Bratislava : VUPOP, 2000. 302 s.
8. PERIGEUM: *VZFU územia v obvode projektu pozemkových úprav v katastrálnom území Hájske*. 2007, 168 s.
9. ILAVSKÁ, B. a kol.: *Metodická príručka. Identifikácia ohrozenia kvality pôdy vodnou eróziou a veternou eróziou a návrhy opatrení*. Bratislava : VUPOP, 2005. 50 s. ISBN 80-89128-22-X.
10. PASÁK, V.: *Větrná eroze půdy*. Praha : VÚM, 1970. 190 s.

Adresa autora:

Ing. Zlatica Muchová, PhD.
 Katedra krajinného plánovania a pozemkových úprav
 Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva
 Slovenskej poľnohospodárskej univerzity v Nitre
 Hospodárska 7
 949 76 Nitra
 Slovensko
 Zlatica.Muchova@uniag.sk

ZDRAVOTNÉ ASPEKTY FUGITÍVNYCH EMISÍ DREVNÉHO PRACHU PRI PROFESIONÁLNEJ EXPOZÍCIÍ

Henrieta VLČKOVÁ – Marián SCHWARZ – Vladimír LALÍK

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: hvlckova@gmail.com, schwarz@vsld.tuzvo.sk, lalik@vsld.tuzvo.sk

ABSTRACT

VLčková H., Schwarz M., Lalík V.: **Health Aspects of Wood Particles in Fugitive Emission during Professional Expositions**

Fugitívne emisie drevného prachu môžu predstavovať vážne nebezpečenstvo pri ohrození zdravia pracovníkov v drevospracujúcom priemysle. V práci sú popisované zdravotné účinky nielen samotného drevného prachu, ktorý vyvoláva hlavne alergické reakcie, respiračné ochorenia, dermatózy a rakovinu, ale aj účinky ďalších prirodzených súčastí dreva, ako sú napr. endotoxíny, mikrobiálne spóry, améby, huby, zvieracie a rastlinné bielkoviny, poprípade prchavé zložky obsiahnuté v živiciach.

Fugitive emission of wood dust can constitute serious menace to health of workers in wood industry. Present paper describes not only influence of unaccompanied wood dust which develops allergic reactions, respire diseases, dermatosis, cancer etc., but also additional effects of natural wood components as endotoxins, microbial spores, amoebas, fungus, animal and plant proteins, volatile components wood resins, respectively.

Key words: fugitive emission, wood particles, PM₁₀, PM_{2,5}, toxicology, cancerogenity

ÚVOD

Pri spracovaní dreva v drevárskom priemysle či už pri samotnej ťažbe dreva alebo pri jeho následnom spracovaní na finálne drevené výrobky, napr. drevotrieskové dosky, nábytok, drevené hračky, obaly a pod., dochádza pri rozmanitých činnostiach (pílenie, drvenie, štiepkovanie, hobľovanie, brúsenie a pod.) k výraznému zaťaženiu pracovníkov drevným prachom aj pri tzv. fugitívnych emisiách. Okrem drevného prachu pri uvedených činnostiach významné riziko predstavujú aj ďalšie etiologické činitele, ktoré sú prirodzenou súčasťou drevej hmoty, napr. endotoxíny, mikrobiálne spóry, améby a huby, ale aj zvieracie a rastlinné bielkoviny. Pri práci s niektorými druhmi dreva spolu s prachom môžu spolupôsobiť aj niektoré prchavé zložky, ako sú triesloviny, silice a terpény obsiahnuté v živiciach, alebo výluhy pri hydrotermickej

úprave. Všetky vyššie uvedené faktory môžu vyvolať pri vysokých koncentráciách a chronickom pôsobení poškodenie dýchacieho aparátu (sťažené dýchanie, pneumonitída, bronchitída, astma, pneumokoniózy atď.) a celý rad alergických reakcií (eozinofília, atopický ekzém, dermatitída, začervenanie a slzenie očí, kašeľ a pod.). Predkladaná práca sa zaoberá popisom zdravotných účinkov v uvedenej oblasti, kde existuje relatívne veľký počet epidemiologických štúdií.

Drevný prach patrí do skupiny nebezpečných látok, ktoré sú podľa Nariadenia vlády SR č. 300/2007 Z.z. zaradené do skupiny tuhých aerosólov s prevažne dráždivým účinkom. Najvyššie prípustné expozičné limity drevného prachu (NPEL) sú: pre exotické drevinu 1 mg.m⁻³, pre ostatné drevinu 8 mg.m⁻³ a pre dub a buk, ktoré sú zaradené skupiny kancerogénov v kategórii I, je technická smerná hodnota (TSH) 5 mg.m⁻³. Drevný prach je

horľavý a už pri koncentrácii 20 % obj. tvorí so vzduchom výbušnú zmes.

Účinnok dreveného prachu na ľudský organizmus je závislý od fyzikálnych, chemických a biologických vlastností dreva, aktivity dýchania a od množstva prachu v dýchanom vzduchu. Čiastočky prachu sú vdychované nosom a ústami, pričom 40 až 50 % častíc s veľkosťou nad 20 µm sa zachytí na chlpmoch nosa, sliznici nosa, úst a horných ciest dýchacích. Horná časť dýchacieho systému zadrží väčšinu častíc väčších ako 5 µm. Do dolných ciest dýchacích sa dostane len tzv. respirabilný prach, ktorý sa usádza v priedušniciach a pľúcnych mechúrikoch. Prach vniká taktiež do spojivkového vaku, usadzuje sa na pokožke a spôsobuje zápalové ochorenia slizníc a spojiviek, ekzémy kože, dušnosť a alergické reakcie. (Mach, 1998).

V prevádzkach drevospracujúceho priemyslu sa produkuje drevený prach rôznych rozmerov častíc, koncentrácií a zloženia. Štúdiom šírenia častíc rôznych rozmerov ukázalo, že najväčšia časť polietavého dreveného prachu je z podielu častíc väčších ako 10 µm, ktoré môžu byť účinne zachytené v nosných dutinách. (Houman et Williams, 1974). Podľa normy (ISO 7708: 1995) je inhalovateľný prach definovaný ako množstvo všetkých polietavých častíc, ktoré sú vdýchnutelné cez nos a ústa. Americká organizácia ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) (1991) definovala inhalovateľné čiastočky látok ako materiál, ktorý je nebezpečný, keď sa usadí kamkoľvek v dýchacom trakte, pričom aerodynamický priemer čiaščiek pre vdychovaný prach je v rozmedzí od 0 do 100 µm. Podľa Rossella et al. (1973) drevený prach vzniká aj činnosťou drevo napadajúcich organizmov a hmyzu.

Kusové drevo, napr. guľatina, dýhy a hotové výrobky spravidla nevytvárajú významnejšie riziko z toxikologického hľadiska (okrem niektorých exotických druhov z tropických oblastí). Najviac ochorení spôsobuje drevený prach svojimi špecifickými mechanickými, fyzikálno-chemickými a biologickými vlastnosťami.

FUGITÍVNE EMISIE DREVENÉHO PRACHU

Problematikou fugitívnych emisií dreveného prachu (definície, legislatíva, spôsoby merania

atď.) sme sa zaoberali v našich predchádzajúcich prácach (Vlčková 2007, 2008). Biologické nebezpečenstvo fugitívnych emisií dreveného prachu predstavuje predovšetkým endotoxín (1-3)-β-D-glukán, gramnegatívne baktérie a huby. Podľa Alwisa (1999) sú najviac vystavení nebezpečenstvu pracovníci s drevom v štyroch drevospracujúcich odvetviach: na miestach s ťažbou dreva, v závodoch na pílenie dreva, pri procesoch štiepkovania dreva a v stolárstvach. Celkovo až 62 % pracovísk vystavených drevenému prachu prevyšovalo bežný štandard. Najvyššie prekročenia expozičných limitov pre drevený prach v porovnaní s inými pracovnými miestami boli zaznamenané v stolárstvach, a to až 95 % v prípade fugitívnych emisií tvrdého dreva a 35 % v prípade mäkkého dreva. Druhé miesto prevýšenia štandardu bolo zaznamenané pri štiepkovacích procesoch dreva, kde pri suchom procese bol štandard prevýšený až v 70 % prípadov oproti mokrému procesu s výrazne nižším prevýšením (50 % prípadov). V drevárskom priemysle sú fugitívne emisie reprezentované zložením dreva, z ktorého vznikajú. Popisom niektorých toxických vlastností dreva sa u nás zaoberal Pajčík (2004). V svetovej literatúre možno nájsť rad monotematických monografií zameraných na toxikológiu dreva (Hausen, 1981; IARC, 1995; Lingk, 2006) alebo kníh, kde je táto problematika spracovaná v jednotlivých kapitolách. Prehľad exotických druhov dreva s možnými toxickými účinkami možno nájsť v monografii (Coil, 1991). Zdravotné účinky dreveného prachu niektorých najčastejšie používaných drevín v drevospracujúcom priemysle sú uvedené v tabuľke 1.

Drevo je tvorené dvoma druhmi polymérov, a to polysacharidmi a lignínom, ktoré navzájom vytvárajú pospájané makromolekulové systémy. Hlavným nebezpečenstvom pre pracovníkov v drevospracujúcich podnikoch sú okrem dreveného prachu aj endotoxíny a alergické huby (Alwis, 1999). Na miestach ťažby dreva a v závodoch na pílenie dreva boli ako najvýznamnejšie zdravotné účinky popísané alergické reakcie, ktorých etiologickým agensom boli najčastejšie huby *Penicillium spp.* a *Aureobasidium pullulans*.

Penicillium je vláknitá huba, ktorá môže spôsobovať infekcie, je známa produkciou mykotoxínov (Pitt et al., 2000), hlavne ochratoxínu A – C₂₀H₁₈O₆NCl, ktorý je nefrohepatotoxický a karcinogénny (Pitt, 2000; Beseda et al., 2004).

Mykotoxíny sa bežne vyskytujú v pôde, potravinách, celulóze, obilí, farbách, v kobercoch, tapetách, v interiérových laminátoch, v izoláciách a rozkladajúcich sa vegetáciách. Môžu spôsobovať hypersenzitívnu pneumóniu a astmu a príznakmi ich pôsobenia sú bolesti hrdla, hlavy, krvácanie z nosa, únava, hnačky, zápaly kože a oslabenie imunity (Toxic Black Mold Information Center, 2006.).

Aureobasidium pullulans je huba bežne izolovaná z rastlinných zvyškov, pôdy, dreva, textilu, životného prostredia a ovzdušia. Spôsobuje chronické ochorenia dýchacích ciest, ktoré sa preja-

vajú ako dýchavičnosť, kašeľ, horúčka, bolesťou na hrudníku a zápalovými ochoreniami (Doctor Fungus, 2008). Hoci málokedy spôsobuje infekcie, môže byť alergénna. Je producentom mykotoxínov, ktoré spôsobujú alergie a pľúcne problémy (Lillard S., 2004).

Podľa Levyho (Levy, 1975) narastie najviac drevnej plesne v priestoroch medzi kôrou a drevom, čo je v súlade s výsledkom skúmania koncentrácie hubových spór pri automatickom odkôrňovaní a v surových štiepkach (Halpin et al., 1994). Sušenie reziva sa uskutočňuje v sušiarňach, ktoré produkujú pomerne vysokú vlhkosť a teplotu, čo

Tabuľka 1 Zdravotné účinky rôznych typov dreveného prachu
Table 1 Health Effects Reported with Various Types of Woods

Typ dreva Wood Type	Výskyt Found	Použitie Use	Zdravotné účinky Health Effects
borovica (<i>Pinus</i>) (biela, stočená, Banksova)	Európa, Sev. America	vonkajšie a vnútorné konštrukcie, vláknina a papier,	dráždenie kože, kontaktné dermatitídy, choroba drvičov dreva (plesne v kôre), rhinitis, astma
Buk (<i>Fagus</i>)	Európa	nábytok, vretená, násady na nástroje, domáce nástroje, podlahy, preglejky, kuchynské dosky, prístroje	dermatitídy (choroba brusičov dreva) v spojitosti s lišajníkmi vyskytujúcimi sa na kôre, rhinitis, astma, karcinóm nosa
breza (<i>Betula</i>) (biela) (papieronosná USA a Kanada)	Európa (biela breza)	nábytok, dekoratívne predmety, vláknina a papier	dráždivé dermatitídy
céder (<i>Cedrus</i>) (západný, červený)	záp.pobrežie sev. Ameriky	stavebný materiál, lode, ploty, rámy, stojany	astma, alergické kontaktné dermatitídy, senzitivátor, znížená funkčnosť pľúc, očné iritácie a konjunktivitídy, rhinitis
Douglaská jedľa (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	záp.pobrežie sev.Ameriky Európa	vonkajšie a vnútorné konštrukcie, podlahy, lode, dýhy, nábytok	kontaktný ekzém, pokles kapacity pľúc
dub (<i>Quercus</i>)	Európa, Sev. Amerika	nábytok, dekoratívne dýhy	karcinóm prínosných dutín
javor (<i>Acer</i>)	Európa, Sev. Amerika	nábytok, vnútorné konštrukcie, skrine	rhinitis, astma, choroba odstraňovačov kôry javora (spóry plesní v kôre)
jedľa (<i>Abies</i>) (grand, balzam, biela, alpská) USA a Kanada	Európa (jedľa biela)	vnútorné konštrukcie, stolárstvo, preglejka	dráždenie kože, dermatitída, rhinitis, astma, možnosť zníženej funkčnosti pľúc
jeľša (<i>Alnus</i>) (obyčajná, čierna, červená)	záp. Ázia Európa, Sev. Amerika	hračky, stolárske dielne, násady na nástroje (metle, štetce a pod.)	dermatitídy (čierna jeľša, pre červenú jeľšu žiadne správy), znížená funkčnosť pľúc (červená jeľša)
mahagón (<i>Swietenia</i>)	Afrika	nábytok, plently, lode, modelárstvo atď. – na všetky účely, kde sa požaduje vysoká kvalita	dermatitídy, senzitivátor

Pokračovanie tab. 1
Continuing of tab. 1

Typ dreva Wood Type	Výskyt Found	Použitie Use	Zdravotné účinky Health Effects
osika	sev. Amerika	nábytok, foršne, vlákna, papier	žiadne správy o zdravotných účinkoch
severský smrek	Sev. Amerika	nábytok, pleny	dráždenie kože, znížená funkčnosť pľúc
smrekovec (<i>Larix</i>)	Európa, Sev. Amerika	konštrukcie, rámy, lode, podlahy	alergické dermatitídy z európskeho smrekovca, (žiadne správy pre
palisander (Dalbergia)	Juž. Amerika, Ázia	dekoratívne dýhy, nábytok, skrine, nástroje	ekzémy, alergické kontaktné dermatitídy
smrek (Picea)	Európa, Sev. Amerika	vonkajšie a vnútorné konštrukcie, dýhy, nábytok, vlákna a papier	dráždenie kože, choroba drvičov dreva (spóry plesní v kôre), znížená funkčnosť pľúc
topoľ (<i>Populus</i>)	Európa, Sev. Amerika	preglejka, zápalky, hračky, vlákna a papier,	kontaktné dermatitídy (pri kontakte s pilinami), rhinitis
teak (Tectona)	Ázia, Afrika, Záp. India	stavba lodí, (vnútorné príslušenstvo), modelárstvo, nábytok, podlahy	toxický, dermatitídy, senzitizer
tis (<i>Taxus</i>)	Európa, zia, Sev. Afrika	materiál pre rezbárstvo, dýhy, výroba skriniek	dráždenie kože, dermatitídy, intoxikácia
vlašský orech (<i>Juglans</i>) (čierny)	Európa, USA	dýhy, výroba skriň, nábytok, dekoratívne obklady, pažby zbrani	dráždenie kože, rhinitis, možná astma

môže pri nižších teplotách vytvárať priaznivé podmienky pre rast teplomilných a termotolerantných húb (Wimander, 1980; Land et al., 1987).

Kopy triesok a drevný prach poskytujú ľahko prístupnú výživu pre drevo napadajúce organizmy, pretože lignínová vrstva je nesúvislá. Teplota v kope triesok sa môže zvýšiť až na 70 °C a môže dôjsť k rastu teplomilných a teplotolerantných húb (Japinen et al., 1987).

Najviac rozšírenými druhmi boli *Aspergillus fumigatus* a iné druhy *Aspergillus* a *Penicillium* spp. Koncentrácia hubových spór v kope triesok bola od 10⁴ do 10⁵ spór.m.⁻³, pričom triesky z tvrdého dreva sa oveľa ľahšie infikujú hubami než triesky ihličnatého dreva (Thörnqvist, 1982).

Baktérie a aktinomycéty sú najbežnejšie mikroorganizmy osídľujúce drevo (Greaves, 1971) a spolu s hubovými kolóniami na dreve (Butcher, 1975; Levy, 1975) môžu spustiť proces rozkladu (Kaarik, 1975). Preto pracovníci pracujúci s drevom v závodoch na pílenie dreva, pri štiepkovaní dreva, v papierňach a celulózkach, stolárstvach a nábytkárskych podnikoch môžu byť vystavení rôznym druhom alergických alebo toxických mikro-

organizmov. Štúdium mikroorganizmov vyrastajúcich na uloženom dreve ukázalo (Dutkiewicz, 1989), že koncentrácie húb, gramnegatívnych baktérií a endotoxínov boli extrémne vysoké v beľovom dreve v porovnaní s jadrovým drevom. Naproti tomu koncentrácie endotoxínov vo vzorke beľového dreva sa pohybovala v intervale 50–2000 µg.g⁻¹, pričom v jadrovom dreve bolo iba 0,02–0,04 µg.g⁻¹. Huby boli identifikované jedine v beľovom dreve (Dutkiewicz, 1989).

Endotoxíny z gramnegatívnych baktérií a alergické huby vyrastené na dreve sú hlavnými nebezpečnými pôvodcami, ktoré boli zistené na pracovných miestach v drevospracujúcom priemysle (Dutkiewicz, 1989) Endotoxíny sú lipopolysacharidovo-proteínové komplexy, ktoré sú neodlučiteľnou časťou vonkajšej membrány gramnegatívnych baktérií. V životaschopnej baktérii je endotoxín pevne viazaný k vonkajšej bunkovej membráne a uvoľňuje sa jedine počas rozmnožovania alebo rozkladu mikrobiálneho organizmu. Endotoxíny spojené s určitými špecifickými baktériami sú tepelne stabilné aj pri bode varu, dokonca po dobu 30 minút (Todar, 2008).

Endotoxíny gramnegatívnych baktérií a sú v prírode ubikvitné, ale v najvyšších koncentráciách sa nachádzajú v prostrediach, kde sa produkujú veľké množstvá organických prachov (Alwis, 1999). Príznaky výskytu a vystavenia endotoxínom vo vzduchu sú najmä hrudníkové napätie, kašeľ, skrátené dýchanie, zvýšená teplota a zachrípnutie (Olenchock, 1994). Endotoxíny môžu prispievať k rozvoju chronickej bronchitídy ľudí, ak nie sú chránení pred organickým prachom (Rylander, 1985). Kvantifikácia endotoxínov v pracovnom prostredí poukázala na ich najvyšší výskyt v odvetví výroby zeleniny (Rylander, 1982), spracovania obilnia (Olenchock et al., 1989), ďalej v drevárskom priemysle a priemysle spracovania drevnatých rastlín (Wilhelmsson et al., 1984; Dalqvist et al., 1992; Liesivuori et al., 1994) a nakoniec v bavlnárskom, hydinárskom, pivovarníckom a paradajky spracujúcom priemysle. V ďalších priemyselných odvetviach boli endotoxíny nájdené v spojení so zvlhčovaním vzduchu (Rylander et al., 1978, Flaherty et al., 1984); v klimatizačných zariadeniach, chladiacich vežiach a v systémoch na likvidáciu odpadov (Laitinen et al., 1994); vo farmaceutickom priemysle (Palchak et al., 1988) a v zariadeniach na výrobu sklenených vlákien a laminátov (Milton et al., 1996).

V poľskej štúdií o endotoxínoch v drevnom prachu (Dutkiewicz, 1989) boli zistené koncentrácie endotoxínu v rozsahu 0,24–40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, vo švédskej štúdií v nábytkárskych podnikoch 1,2–350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wilhelmsson et al., 1984) a v závodoch na pílenie dreva v rozsahu 1,5–2,5 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (Dalqvist et al. 1992). Podľa Clarka (1986) by nemalo celkové množstvo gramnegatívnych baktérií prevyšovať $10^3\cdot\text{m}^{-3}$ a pre koncentrácie endotoxínov vo vzduchu bol navrhnutý prahový limit 20 350 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (Rylander, 1990).

Kancerogenita drevného prachu bola preukázaná epidemiologickými a prípadovými štúdiami iba pri adenokarcinóme nosných dutín a paranazálnych dutín (IARC, 2004). Ostatné štúdie podali iba nepreukazné dôkazy pre kauzálnu súvislosť s výskytom karcinómu nosohltanu, hrtanu a pľúc pri expozícii drevnému prachu.

ZÁVER

Z výsledkov objektivizácie faktorov pracovného prostredia všeobecne vyplýva, že ako najčás-

tejšie vyskytujúci záťažový faktor sa zisťuje obsah tuhého prachu, ktorého hodnoty bývajú aj najčastejšie prekračované (nielen v oblasti drevospracujúceho priemyslu). Existuje niekoľko zásad, ako sa vyvarovať nadmernej prašnosti (opatrenia technické, organizačné, náhradné a zdravotná prevencia). Z technických opatrení je to v prvom rade používanie výkonného odsávacieho zariadenia, buď v mobilnej zostave (možnosť priamej redukcie prachu v zdroji emisií), alebo pevne napojenom na vzduchotechnickú sústavu. Kvalitu odsávacieho zariadenia zabezpečuje niekoľkostupňová filtrácia tuhých častíc tak, aby ich úlet bol čo najmenší. V prípade výkonu práce v uzavretom priestore je to ďalej riešenie vzduchu dokonalým vetraním a v neposlednom rade aj zvlhčovanie vzduchu, ktoré výrazne znižuje celkovú prašnosť zvlášť v prípade drevného prachu alebo uzatvorenia zdrojov prašnosti (napr. kapotáž strojov). V ojedinelých prípadoch môže prísť do úvahy aj izolovanie pracovníka od prostredia so škodlivinou (napr. výstavbou vetranych kabín, velínov a pod.). K technickým opatreniam je potrebné uskutočniť aj organizačné opatrenia, medzi ktoré patrí predovšetkým dodržiavanie určeného spôsobu práce a zabránenie vírenia usadeného prachu, napr. použitím priemyselných vysávačov alebo postrekom podláh. V prípadoch, keď technické opatrenia nie sú účinné, je potrebné uvažovať so skrátením expozície, napr. nútenými prestávkami v práci alebo striedaním pracovníkov. Všade tam, kde je to možné, je potrebné ako náhradné opatrenia používať osobné ochranné pracovné prostriedky (kukly s príivodom vzduchu, polomasky, respirátory), nie však ako prostriedky prvej voľby.

V súvislosti s možným poškodením zdravia pri expozícii fugitívnym emisiám drevného prachu má nezastupiteľnú úlohu aj zdravotná prevencia, ktorá spočíva predovšetkým v riadnom výkone lekárskeho preventívneho prehliadok. Tieto sa musia podľa zákona uskutočňovať pravidelne a ich súčasťou v súvislosti s prachovými časticami by mali byť predovšetkým RTG hrudníka, spirometrické vyšetrenie, funkčné vyšetrenie pľúc (bodypletyz-mografia, záťažový test, rinomanometrické vyšetrenie atď).

Pod'akovanie

Autori ďakujú za finančnú podporu agentúre KEGA pri riešení projektu Separáčné procesy v ochrane životného prostredia č. 3/6211/08

a agentúre VEGA (grant 1/3518/06 Zmenené lesné fytocenózy Západných Karpát, ich štruktúra, dynamika a reakcia na stresové faktory), v rámci ktorých prezentovaný príspevok vznikol.

PodĎakovanie

Autori ďakujú za finančnú podporu agentúre KEGA pri riešení projektu Separáčny procesy v ochrane životného prostredia č. 3/6211/08, v rámci ktorého prezentovaný príspevok vznikol.

LITERATÚRA

- ACGIH, 1991. Notice of intended change – Appendix D: Particle-size selective sampling criteria for airborne particulate mater. Appl. Occup. Environ. Hyg. 6: 817–818.
- ALWIS, K. U. 1999. Occupational exposure to wood dust, 328: 1–51.
- BESEDA I. et al. 2004. Ekotoxikológia, ISBN 80-228-1308-7, TU vo Zvolene, s. 151–152.
- BUTCHER J. A. 1975. Colonization of wood by soft-rot fungi. In: Biological transformation of Wood by Microorganisms. Springer – Verlag, Berlin.
- CHEREMISINOFF, P. N., BACIS, M. 1997. *Health and Toxicology*, Gulf Professional Publishing, Ed. Paul N. Cheremisinoff, 1997. s. 508, ISBN 088-41-538-6X
- CLARK S. 1986. Report on prevention and control. Am. J. Ind. Med. 10: 267–273.
- COIL, S. 1991. *Poisonous plant*. Ed. F. Watts. New York. ISBN 978-05-312-0017-9
- DALQVIST R. et al. 1992. Lung function and precipitating antibodies in low exposed wood trimmers in Sweden. Am. J. Med. 21: 549–559.
- DOCTOR FUNGUS. 2007. *Aureobasidium* spp. Dostupné na: <http://www.doctorfungus.org/thefungi/aureobasidium.htm> – 24. 11. 2008. [cit. 24. 11. 2008]
- DUTKIEWICZ J. et al. 1989. Drill samplers for quantification of microorganisms in wood. Forest Prod. J. 39: 61–65.
- DUTKIEWICZ J. 1989. Bacteria, fungi and endotoxin in stored timber logs and airborne sawdust in Poland. Biodeterioration Research 2 (ed. Charles E. R. et Gerard C. L.), Plenum Press, New York, 533–547.
- FLAHERTY D.K. et al., 1984. Cytophaga Species endotoxin as a putative agent of occupation-related lung disease. Infect. Immun. 43: 213–216.
- GREAVES H. 1971. The bacterial factor in wood decay. Wood Sci. Tech. 5, 6–16.
- HALPIN D.M.G et al. 1994. Respiratory symptoms immunological responses, and aeroallergen concentrations at a sawmill. Occup. Environ. Med. 51: 165–172.
- HAUSEN, B. M. 1981. *Woods injurious to human health: a manual*, Berlin; New York: W. de Gruyter.
- HOUMAN R.F., WILLIAMS J. 1974. Levels of airborne dust in furniture making factories in the High Wycombe area. 31: 1–9.
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans., 1995. *Wood dust and formaldehyde*. Lyon: World Health Organization International Agency for Research on Cancer. Berlin: Bundesinstitut für Risikobewertung.
- IARC. 2004. 11th Report on Carcinogens (2004).
- ISO, 1995. Air quality – Particle size fraction definitions for health-related sampling. 1st edition, ISO 7708: 1995 (E), International Standard Organization, Geneva.
- JAPPINEN P. et al. 1987. Chip pile workers and mould exposure. Allergy 42: 545–548.
- KAARIK A. 1975. Succession of microorganisms during wood decay. In: biological Transformation of Wood by microorganisms. Springer – Verlag, Berlin.
- KURUPPUGE, U. A., 1998. Occupational Exposure to Wood Dust. S. 328.
- LAND C. Y. et al. 1987. Thermogenic mycotoxins from *Aspergillus fumigatus* as a possible occupational health problem in sawmills. Appl. Environ. Microbiol. 53: 787–790.
- LEVY J.F. 1975. Colonization of wood by fungi. In: Biological Transformation of Wood by Microorganisms. Springer – Verlag, Berlin.
- LIESIVUORI J. et al. 1994. Airborne endotoxin concentrations in different work conditions. Am. J. Ind. Med. 25: 123–124.
- LILLARD S. 2004. *Aureobasidium Pullulans (Pullaria)* [online], dostupné: <http://www.mold-help.org/content/view/427/> – [cit. 24. 11. 2008]
- LINGK W. & Germany.; Austria., 2006. *Humanexposition bei Holzschutzmitteln : Abschlussbericht*, LAITINEN S. et al. 1994. Workers exposure to airborne bacteria and endotoxins at industrial wastewater treatment plants. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 55: 1055–1060.
- MACH P. 1998. Potentially Toxic Woods – preklad z angličtiny, <http://www.mimf.com/archives/toxic.htm>
- MILTON D.K et al. 1996. Endotoxin exposure-response in a fiberglass manufacturing facility. Am. J. Ind. Med. 29: 3–13.
- OLENCHOCK S. A. 1994. Health effects of biological agents: the role of endotoxin. Appl. Occup. Environ. Hyg. 9: 62–64.
- OLENCHOCK S. A et al. 1989. Effects of different extraction protocols on endotoxin analysis of airborne grain dusts. Scand. J. Work Environ. Health 15: 430–435.
- PAJTÍK, J. 2004. Toxické vlastnosti dreva a výrobkov z dreva. In : *Ekotoxikológia*. Zvolen. TU Zvolen, s. 156–15. ISBN 80-228-1308-7
- PALCHAK R.B. et al. 1988. Airborne endotoxin associated with industrial-scale production of protein products in Gram-negative bacteria. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 49: 420–421.

- PITT, J. I. 2000. Toxigenic fungi: which are important? *Med Mycol.* 38: 17–22.
- PITT, J. I. et al. 2000. Mycotoxins and toxigenic fungi. *Med Mycol.* 38: 41–46.
- ROSSELL S. E. et al. 1973. Bacteria and wood – a review of the literature relating to the presence, action and interaction of bacteria in wood, *WoodSci.*, 6, 28–35.
- RYLANDER R. 1985. Organic dusts and lung reactions – exposure characteristics and mechanisms for disease. *Scand. J. Work Environ. Health* 11: 199–206.
- RYLANDER R., MOREY P. 1982. Airborne endotoxin in industries processing vegetable fibers. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 43: 811–812.
- RYLANDER R. et al. 1978. Humidifier fever and endotoxin exposure. *Clin Allergy* 8. s. 511–516.
- RYLANDER R. 1990. Health effects of cotton dust exposures. *Am. J. Ind. Med.* 17. s. 39–45.
- THÖRNQVIST T., LUNDSTROM H. 1982. Health hazards caused by fungi in stored wood chips. *Forest Prod. J.* 32: 29–32.
- TODAR K. 2008. Mechanisms of bacterial pathogenicity: Endotoxins. Dostupné na: <http://www.textbookofbacteriology.net/endotoxin.html> – [cit. 24. 11. 2008]
- TOXIC BLACK MOLD INFORMATION CENTER. 2006. Common Species of Mold : Aspergillus. Div. of Indoor Health Products, Inc. Layton, UT 84041. Dostupné na: <http://www.toxic-black-mold-info.com/moldtypes.htm> – [cit. 24. 11. 2008].
- VLČKOVÁ H. 2007. Problémy merania a hodnotenia fugitívnych emisií In: IX. Banskštiavnické dni : zborník prednášok : [Banská Štiavnica 3.–5. 10. 2007]. – Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2007. – ISBN 978-80-228-1786-8. – S. 29–32.
- VLČKOVÁ H. 2008. Fugitívne emisie a ich negatívne účinky na ľudský organizmus In: Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia VII. : zborník referátov / Oľga Kontrišová, Hana Ollerová, Jozef Válka. – Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2008. – ISBN 978-80-228-1831-5. – S. 135–140.
- WILHELMSSON B. et al. 1984. Nasal Hypersensitivity in wood furniture workers. *Allergy* 39: 586–595.
- WIMANDER K., BERLIN L., 1980. Recognition of allergic alveolitis in the trimming department of a Swedish sawmill. *Eur. J. Respir. Dis.* 61 (Suppl. 107): 163–167.

Adresa autora:

doc. Ing. Marián Schwarz, CSc.
 Katedra environmentálneho inžinierstva
 Fakulta ekológie a environmentalistiky
 Technickej univerzity vo Zvolene
 T. G. Masaryka 24
 960 53 Zvolen
 Slovensko
 e-mail: schwarz@vsld.tuzvo.sk

MATEMATICKÝ MODEL VÝPOČTU EMISNEJ VELIČINY $c_{\max} \text{NO}_x$ ZO SPAĽOVANIA VHLKEJ DENDROMASY V ROŠTOVÝCH KÚRENISKÁCH

Ladislav DZURENDA

Drevárska fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovensko, dzurenda@vsl.d.tuzvo.sk

ABSTRACT

Dzurenda L.: **Mathematic Model for the Calculation of the Emission Value of $c_{\max} \text{NO}_x$ for Combustion of Wet Dendromass in Grate Fire Chamber**

In this paper is specified emission variable $c_{\max} \text{NO}_x$ in combustion products from process of combustion of wet wood in fire chamber boiler. By technical calculation in compliance with measures § 3, subsection 2, sort a) regulations MZP SR 408/2003 from Collection of Laws is specified the highest concentration of nitrogen oxides NO_x expression form NO_2 in arid combustion products from process of wet dendromass burning.

Calculation of emission variable consists of calculations of maximal variable concentration NO_2 in arid combustion products and accuracy rating of objective technical calculation.

Key words: combustion, wet dendromass, technical calculation, emission variable $c_{\max} \text{NO}_x$

ÚVOD

Prevádzkovatelia energetických zariadení – stredných a veľkých zdrojov znečisťovania ovzdušia sú podľa § 19, odst. 1, písm. b), zákona č. 478/2002 Z. z. povinní zisťovať a preukazovať dodržiavanie emisných limitov. Jedným z možných spôsobov zisťovania (monitorovania) hodnôt emisných veličín pre účely preukazovania údajov o dodržiavaní emisných limitov podľa § 3 ods. 2 písm. a) vyhlášky MŽP SR č. 408/2003 Z. z. je technický výpočet.

Cieľom tohto príspevku je vytvorenie matematického modelu pre technický výpočet hodnoty emisnej veličiny $c_{\max} \text{NO}_x$ – najvyššej hodnoty koncentrácie oxidov dusíka NO_x v spalinách, vyjadrené formou NO_2 v suchých spalinách, z procesu spaľovania vlhkej dendromasy s vlhkosťou nad $W^r \geq 23,0\%$ v roštových kúreniskách kotlov.

MATEMATICKÝ MODEL TECHNICKÉHO VÝPOČTU

Technický výpočet hodnoty emisnej veličiny $c_{\max} \text{NO}_x$ pozostáva z výpočtu maximálnej koncentrácie oxidov dusíka NO_x vyjadrenej formou NO_2 v suchých spalinách vzniknutých z palivového dusíka v procese spaľovania dreva, pri obsahu kyslíka v spalinách $\text{O}_2 = 11\%$ a relatívnej rozšírenej neistoty $U_{C_{\max} \text{NO}_x}$ koncentrácie oxidov dusíka v suchých spalinách:

$$c_{\max} \text{NO}_2 = \frac{\max m_{\text{NO}_2}}{\min V_{\text{spnm}}} \quad \left[\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{spn}11\%} \right] \quad (1)$$

kde: m_{NO_2} – hmotnosť oxidu dusičitého vytvoreného spálením 1 kg vlhkej energetickej štiepky [kg],

V_{spnm} – minimálny objem suchých spalin vytvorených spálením 1 kg vlhkej energetickej štiepky, pri obsahu kyslíka v spalinách $\text{O}_2 = 11\%$ [$\text{m}^3_{\text{spn}11\%}$].

$$U_{C_{\max}NO_x} = 2 \cdot \sqrt{u_{\text{rel}}^2 u_{NO_2}^2 + u_{\text{rel}}^2 u_{V_{\text{spmn}}}^2} \quad [\%] \quad (2)$$

kde: $u_{\text{rel}} u_{NO_2}$ – relatívna štandardná neistota hmotnosti oxidu dusičitého v spalinách [%],

$u_{\text{rel}} u_{V_{\text{spmn}}}$ – relatívna štandardná neistota meraného objemu suchých spalin [%].

Technický výpočet hmotnostnej koncentrácie látky v spalinách možno v zmysle Prílohy č. 4 k vyhláske MŽP SR č. 706/2002 Z. z. považovať za postačujúco presný, ak relatívna rozšírená neistota vypočítanej koncentrácie nie je vyššia ako:

a) $U_{C_{\max}NO_x} \leq 20\%$, ak vypočítaná hodnota emisnej veličiny je: $0,81 \times EL_{NO_x}$ a väčšia t. j. $c_{\max} NO_x \geq 526$ až $650 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{spn}11\%}$,

b) $U_{C_{\max}NO_x} \leq 30\%$, ak vypočítaná hodnota emisnej veličiny je v rozmedzí hodnôt: $(0,51 \div 0,8) \times EL_{NO_x}$, t. j. $c_{\max} NO_x = 325$ až $526 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{spn}11\%}$,

c) $U_{C_{\max}NO_x} \leq 50\%$, ak vypočítaná hodnota emisnej veličiny je menšia ako: $0,5 \times EL_{NO_x} = 0,5 \times 650$, t. j., $c_{\max} NO_x \leq 325 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{spn}11\%}$.

PODMIENKY SPAĽOVANIA VLHKEJ DENDROMASY V ROŠTOVOM KÚRENISKU A TVORBA NÍZKOTEPLNOTNÝCH OXIDOV DUSÍKA

Technický výpočet hodnoty emisnej veličiny $c_{\max} NO_x$ – najvyššej koncentrácie oxidu dusičitého v spalinách zo spaľovania vlhkej dendromasy s vlhkosťou nad $W^r = 23,0\%$ je založený na nasledovných zákonitostiach, poznatkoch a predpokladoch:

Charakteristika paliva

Vzduchosuchá dendromasa ($W^r \approx 0,23 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), je charakterizovaná stredne vysokou výhrevnosťou $Q_n \approx 13,8 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, vysokým podielom prchavej horľaviny $V^d = 75$ [%] a nízkym obsahom popola $A^d \approx 1$ [%]. Chemické zloženie horľaviny dendromasy (dreva a kôry) jednotlivých drevín sa líši len nepatrne. Dokladujú to publikované výsledky analýz elementárneho chemického zloženia dreva a kôry viacerými autormi, tabuľka 1.

Tab. 1 Chemické zloženie horľaviny dreva a kôry ($W^r = 0\%$)

Tab. 1 The chemical composition of combustibles of wood and bark ($W^r = 0\%$)

Palivo	Zložky horľaviny dendromasy [$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$]				Autor	
	C ^{daf}	H ^{daf}	O ^{daf}	N ^{daf}		
Drevo	49,5	6,3	44,1	0,1	Perelygin, L.M.	
Drevo ihličnatých drevín	50,0	6,0	43,9	0,1	Ladomerský, J. et al.	
Drevo listnatých drevín	49,0	6,0	44,8	0,2	Ladomerský, J. et al.	
Kôra	50,0	6,0	43,7	0,3	Ladomerský, J. et al.	
Drevo	50,5	6,1	43,1	0,3	Trnobranský, K.	
Kôra	51,3	6,0	42,1	0,6	Trnobranský, K.	
Smrekové drevo	50,3	6,2	43,1	0,2	Marutzky, R. – Seeger, K.	
Smreková kôra	52,6	6,0	39,0	0,6	Marutzky, R. – Seeger, K.	
Borovicové drevo	49,5	6,4	44,0	0,1	Bučko, J – Osvald, A.	
Bukové drevo	49,7	6,2	43,6	0,1	Bučko, J – Osvald, A.	
Agátové drevo	49,4	6,0	44,4	0,2	NLC Zvolen	
Agátové drevo z konárov	50,3	6,1	43,2	0,4	NLC Zvolen	
Agátová kôra	51,8	6,2	40,9	1,1	NLC Zvolen	
Vrbové drevo z konárov	49,3	6,1	44,3	0,3	NLC Zvolen	
Vrbová kôra	50,8	6,3	41,2	1,3	NLC Zvolen	
Štatistické charakteristiky						
Priemerná hodnoty		50,2	6,1	43,3	0,4	
Počet údajov	n	15	15	15	15	
Šmerdajná odchyľka	s_x	0,95	0,13	1,55	0,43	

Drevná hmota sa radí k bezsírnyim palivám. Síra v drevnej hmote sa nenachádza. Podrobné kvalitatívne chemické analýzy ju uvádzajú v stopových množstvách Perelygin (1965), Marutzky – Seeger (1999), Ladomerský, et al. (2000).

Dusík v dreve a kôre sa nachádza v akcesorických (sprievodných) zložkách dendromasy, v makromolekulách: bielkovín (peptidická väzba -CO-NH-), nukleových kyselín (DNA, RNA), v chlorofyle, alkaloidoch, nukleotidoch a pyridínukleotidoch. Zastúpenie dusíka v jednotlivých častiach stromu nie je rovnomerné. Obsah dusíka v dreve je $N = 0,01 \div 0,23$ Perelygin (1965), Mindaš–Stančíková (2004). Vyššie zastúpenie dusíka je v kôre $N = 0,32 \div 0,68\%$ a lístí $N = 1,40 \div 2,80\%$ Blažej et al. (1973), Požgaj et al. (1993), Mindaš–Stančíková (2004). Pri charakterizovaní energetických vlastností dendromasy Dzurenda (2005) konštatuje, že zastúpenie dusíka v jednotlivých častiach ihličnatých a listnatých stromov je nerovnomerne a zastúpenie dusíka v dreve, kôre a asimilačných orgánoch (ihličí, resp. lístí) je u ihličnatých drevín v pomere: 1 : 13 : 54 a u listnatých drevín v pomere: 1 : 5 : 17.

Výsledky analýz stanovenia obsahu dusíka v dreve a kôre vybraných drevín, na analyzátoře NCS-FLASH 1112 v Národnom lesníckom centre vo Zvolene, uvádza tabuľka č. 2. Obsah dusíka v dreve, resp. kôre je uvádzaný formou zápisu:

$N^{daf} = x \pm u$, t.j. nameranej hodnoty obsahu dusíka v organickej hmote „x“ a neistoty stanovenia výsledku „u“:

Charakterizovanie procesu horenia paliva – mechanizmus vzniku oxidov dusíka.

Oxidy dusíka v procesoch spaľovania fosilných palív a dendromasy sa tvoria oxidáciou molekulárneho dusíka, ktorý je do kúreniska privádzaný spaľovacím vzduchom a oxidáciou atomárneho dusíka, ktorý je chemicky viazaný v organických zlúčeninách paliva. Tvorba oxidov dusíka v procese spaľovania palív je závislá na podmienkach spaľovania paliva. Doposiaľ sú známe tri mechanizmy jeho vzniku, označované ako:

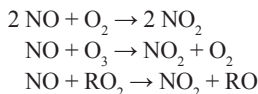
- **Termické NO** sa tvoria v procese horenia paliva oxidáciou dusíka zo spaľovacieho vzduchu pri teplotách $t > 1300$ °C (Zeldovič 1947).
- **Palivové NO** vznikajú oxidáciou časti dusíka chemicky viazaného v palive s atomárnym kyslíkom (pri teplotách $t < 1300$ °C). Podiel transformujúceho sa palivového dusíka z fyto-masy, na emisie NO a NO₂, je $X_N = 0,4 \div 0,6$. Nussbaumer (1991), Guzenda – Swigon (1997), Dzurenda (2003).
- **Okamžité NO** sú produktom oxidácie ľahko viazaného dusíka v palive, ktorá prebieha v medznej vrstve čela plameňa za účasti uhlíkovdých radikálov (pri teplotách $t > 1600$ °C) (Fenimore 1971).

Tab. 2 Výsledky analýz stanovenia obsahu dusíka v dreve a kôre vybraných drevín

Tab. 2 The results of analyses of nitrogen volume determination in wood and bark of chosen wood species

Drevina	Drevo	Kôra
Smrek obyčajný	$N^{daf} = 0,0004 \pm 0,00002$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0033 \pm 0,00016$ [kg.kg ⁻¹]
Jedľa biela	$N^{daf} = 0,0003 \pm 0,00001$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0042 \pm 0,00021$ [kg.kg ⁻¹]
Borovica lesná	$N^{daf} = 0,0003 \pm 0,00001$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0044 \pm 0,00022$ [kg.kg ⁻¹]
Buk lesný	$N^{daf} = 0,0015 \pm 0,00008$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0053 \pm 0,00027$ [kg.kg ⁻¹]
Dub zimný	$N^{daf} = 0,0013 \pm 0,00007$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0057 \pm 0,00029$ [kg.kg ⁻¹]
Hrab obyčajný	$N^{daf} = 0,0020 \pm 0,00010$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0088 \pm 0,00044$ [kg.kg ⁻¹]
Agát biely	$N^{daf} = 0,0018 \pm 0,00009$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0106 \pm 0,00053$ [kg.kg ⁻¹]
Vřba (klon RAP)	$N^{daf} = 0,0032 \pm 0,00018$ [kg.kg ⁻¹]	$N^{daf} = 0,0131 \pm 0,00087$ [kg.kg ⁻¹]

Prevažujúcou zložkou oxidov dusíka NO_x v spaliniach z procesov spaľovania fosílnych palív a dendromasy v kúreniskách tepelných generátorov je oxid dusnatý NO (cca 95 % z celkových NO_x). V menšom množstve sa tvorí oxid dusičitý NO_2 , oxid dusný N_2O , oxid dusitý N_2O_3 a oxid dusičný N_2O_5 . Keďže oxid dusnatý NO v atmosfére reaguje so vzdušným kyslíkom O_2 a ozónom O_3 na oxid dusičitý NO_2 , podľa reakcií:



v energetike sa zaužívalo vyjadrovanie koncentrácie oxidov dusíka v suchých spalinách formou oxidu dusičitého NO_2 .

Základnou informáciou charakterizujúcou podmienky procesu horenia paliva pre vznik oxidov dusíka v kúrenisku tepelného generátora je teplota plameňa. Závislosť teploty plameňa na vlastnostiach paliva a podmienkach spaľovania paliva v kúrenisku kotla uvádza rovnica Janský (1954), Trnobranský (1976), Setnička (1981):

$$t_{\text{sp}} = \frac{Q_n \cdot \eta_{\text{sp}} \cdot (1 - \varepsilon) + \lambda \cdot m_{\text{vz-T}} \cdot c_{\text{vz-p}} \cdot t_{\text{vz}}}{m_{\text{sps}} \cdot c_{\text{sps}} + m_{\text{H}_2\text{O}} \cdot c_{\text{H}_2\text{O}}} + t_{\text{vz}} \quad [^\circ\text{C}] \quad (3)$$

kde: Q_n – výhrevnosť paliva [kJ.kg^{-1}], η_k – účinnosť kúreniska [-], ε – súčiniteľ vysálaného tepla plameňom do stien kúreniska [-], t_{vz} – teplota vzduchu privádzaného do kúre-

niska [$^\circ\text{C}$], $m_{\text{sp-w}}$ – hmotnosť vlhkých spalín z 1 kg paliva [kg], $c_{\text{p-w}}$ – špecifická tepelná kapacita vlhkých spalín [$\text{kJ.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$], m_{sps} – hmotnosť suchých spalín z 1 kg paliva [kg], c_{sps} – špecifická tepelná kapacita suchých spalín [$\text{kJ.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$], $m_{\text{H}_2\text{O}}$ – hmotnosť vodnej pary z 1 kg paliva [kg], $c_{\text{H}_2\text{O}}$ – špecifická tepelná kapacita vodnej pary [$\text{kJ.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$], λ – prebytok spaľovacieho vzduchu [-], $m_{\text{vz-T}}$ – teoretická spotreba vzduchu na dokonalé spálenie 1 kg paliva [kg]

Adiabatická teplota plameňa pri spaľovaní vzduchosuhej dendromasy s vlhkosťou $W^r \geq 23,0\%$ v roštových kúreniskách kotlov, pri akceptovaní Kollmannovej rovnice zohľadňujúcej vplyvu vlhkosti na výhrevnosť vlhkého dreva: $Q_n = 18\,840 - 21\,353 \cdot W^r$ a predpokladu, že prebytok vzduchu privádzaného do spaľovacieho priestoru kúreniska je v rozpätí $\lambda = 2,0 \div 2,2$, v procese spaľovania dendromasy nevznikajú straty nedopaľom ($S_c = 0$), účinnosť kúreniska je $\eta_k = 1$, súčiniteľ vysálaného tepla do stien kúreniska $\varepsilon = 0$, hmotnostný podiel uhlíka v horľavine dreva $C^{\text{daf}} = 0,5 \text{ kg.kg}^{-1}$, obsah popola v palive $A = 0,01 \text{ kg.kg}^{-1}$, stechiometrická spotreba vzduchu na spálenie 1 kg dendromasy $m_{\text{vz-T}} = 6,05 \text{ kg.kg}^{-1}$, špecifická tepelná kapacita suchých spalín $c_{\text{sp-s}} = 1,1 \text{ kJ.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$, špecifická tepelná kapacita vodnej pary $c_{\text{H}_2\text{O}} = 1,95 \text{ kJ.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$, teplota vzduchu privádzaného do kúreniska $t_{\text{vz}} = 20 \text{ }^\circ\text{C}$, po dosadení a výpočte je:

$$t_{\text{sp}} \leq \frac{Q_n \cdot \eta_k \cdot (1 - \varepsilon) + \lambda \cdot m_{\text{vz-T}} \cdot c_{\text{vz-p}} \cdot t_{\text{vz}}}{\left[\left[3,666 \cdot C^{\text{daf}} + 0,77 \cdot m_{\text{vz-T}} + (\lambda - 1) \cdot m_{\text{vz-T}} \right] \cdot [1 - A - W^r] \right] \cdot c_{\text{sp-s}} + \left[9 \cdot H \cdot [1 - A - W^r] + W^r \right] \cdot c_{\text{H}_2\text{O}}} + t_{\text{vz}}$$

$$t_{\text{sp}} \leq \frac{13842 + 2 \cdot 0,6 \cdot 0,5 \cdot 1,005 \cdot 20}{\left[\left[3,666 \cdot 0,5 + 0,77 \cdot 6,05 + (2 - 1) \cdot 6,05 \right] \cdot [1 - 0,01 - 0,23] \right] \cdot 1,1 + \left[9 \cdot 0,06 \right] \cdot [1 - 0,01 - 0,23] + 0,23} + 20$$

$$t_{\text{sp}} \leq 1124 \quad [^\circ\text{C}] \quad (4)$$

Skutočná teplota plameňa vplyvom interakcie plameňa a kúreniska, resp. plameňa a výmenných plôch kotla je o 300 až 350 °C nižšia, čo dokladujú technické merania publikované v prácach Dzurenda (2003), Ladomerský–Hroncová–Vargovčík (2004), Pilát – Jandačka – Malcho (2008).

Z vykonanej analýzy podmienok spaľovania vlhkej dendromasy pri vlhkosti $W^r \geq 23\%$ v roštovom kúrenisku tepelného generátora pri prebytku spaľovacieho vzduchu $\lambda = 2,1$ vyplýva, že sa nevytvárajú podmienky pre tvorbu oxidov dusíka cestou vysokoteplotnej oxidácie dusíka (teplota plameňa $t_{sp} \leq 1300$ °C), ako i tvorbu okamžitých oxidov dusíka (teplota plameňa $t_{sp} \leq 1600$ °C). Oxidy dusíka v procese spaľovania vlhkého palivového dreva v kúreniskách tepelných generátorov sa tvoria len cestou nízkooteplotnej oxidácie časti viazaného dusíka v palive. Ich produkcia je závislá od množstva dusíka nachádzajúceho sa v palive – dendromase a podiele transformujúceho sa palivového dusíka na emisie.

VÝPOČET NAJvyššej KONCENTRÁCIE $C_{MAX}NO_2$ V SUCHÝCH SPALINÁCH Z PROCESU SPAĽOVANIA VLHKEJ DENDROMASY

Najvyššiu hodnotu koncentrácie oxidov dusíka NO_x vyjadrenú formou NO_2 v suchých spalinách z procesu spaľovania dendromasy pri prebytku spaľovacieho vzduchu $\lambda = 2,1$ (obsah kyslíka v spalinách $O_2 = 11\%$) uvádzajú rovnice:

$$c_{max}NO_2 = \frac{m_{NO_2}}{V_{spnm}} \quad [kg \cdot m^{-3}_{spn11\%}] \quad (5)$$

kde: m_{NO_2} – hmotnosť oxidu dusičitého vytvoreného spálením horľaviny v 1 kg dendromasy [kg],
 V_{spnm} – minimálny objem suchých spalin vytvorených spálením 1 kg dendromasy [m^3].

Hmotnosť oxidu dusičitého vytvoreného spálením horľaviny v 1 kg dendromasy:

$$m_{NO_2}^{max} = X_N \cdot \frac{M_{NO_2}}{M_N} \cdot N^{daf} \quad [kg \cdot kg^{-1}] \quad (6)$$

kde: X_N – podiel transformujúceho sa palivového dusíka dreva a kóry na emisie [-],
 M_{NO_2} – mólová hmotnosť oxidu dusičitého, $M_{NO_2} = 46$ [kg.kmól⁻¹],
 M_N – mólová hmotnosť dusíka, $M_N = 14$ [kg.kmól⁻¹],
 N^{daf} – hmotnostný podiel dusíka v horľavine dendromasy [kg.kg⁻¹].

Ak, pri výpočte najvyššej koncentrácie oxidov dusíka v suchých spalinách bude aplikovaná maximálna hodnota transformujúceho sa podielu palivového dusíka na emisie uvádzaná v odbornej literatúre: $X_N = 0,6$, po dosadení hodnôt mólových hmotností oxidu uhličitého $M_{NO_2} = 46$ [kg.kmól⁻¹] a dusíka $M_N = 14$ [kg.kmól⁻¹] predchádzajúca rovnica nadobúda tvar:

$$m_{NO_2}^{max} = 1,9714 \cdot N^{daf} \quad [kg \cdot kg^{-1}] \quad (7)$$

Minimálny objem suchých spalin vytvorených v procese spálenia 1 kg dendromasy:

$$V_{spnm}^{min} = [1,8555 \cdot C^{daf} + 0,7905 \cdot V_{vznm} + (\lambda - 1) \cdot V_{vznm}] \quad [m^3 \cdot kg^{-1}] \quad (8)$$

kde: C^{daf} – hmotnostný podiel uhlíka v horľavine, 1 kg dendromasy [kg.kg⁻¹],
 V_{vznm} – teoretická spotreba suchého vzduchu na dokonalé spálenie 1 kg dendromasy [$m^3 \cdot kg^{-1}$],
 λ – prebytok spaľovacieho vzduchu [-].

Teoretická spotreba suchého vzduchu na dokonalé spálenie 1 kg dendromasy:

$$V_{sznm} = \frac{100}{20,95} \cdot [1,8658 \cdot C^{daf} + 5,553 \cdot H^{daf} - 0,6997 \cdot O^{daf}] \quad [m^3 \cdot kg^{-1}] \quad (9)$$

kde: C^{daf} – hmotnostný podiel uhlíka v horľavine dendromasy [kg.kg⁻¹],
 H^{daf} – hmotnostný podiel vodíka v horľavine dendromasy [kg.kg⁻¹],
 O^{daf} – hmotnostný podiel kyslíka v horľavine dendromasy [kg.kg⁻¹].

Minimálny objem suchých spalín vytvorených v procese spálenia 1 kg dendromasy s horľavinou $C^{\text{daf}} = 0,5$ [kg.kg⁻¹], $H^{\text{daf}} = 0,062$ [kg.kg⁻¹], $O^{\text{daf}} = 0,43$ [kg.kg⁻¹], pri stechiometrickej hodnote spotreby vzduchu na dokonalé spálenie dendromasy $V_{\text{vzmn}} = 4,66$ [m³.kg⁻¹], prebytku spaľovacieho vzduchu $\lambda = 2,1$ je:

$$V_{\text{spmn}}^{\text{min}} = 9,7375 \text{ [m}_n^3\text{.kg}^{-1}\text{]}, \quad (10)$$

Funkčný vzťah pre výpočet emisnej veličiny $c_{\text{max}}^{\text{NO}_2}$ pre spaľovanie dendromasy s horľavinou $C^{\text{daf}} = 0,5$ [kg.kg⁻¹], $H^{\text{daf}} = 0,062$ [kg.kg⁻¹], $O^{\text{daf}} = 0,43$ [kg.kg⁻¹], pri prebytku spaľovacieho vzduchu $\lambda = 2,1$ a predpoklade $X_{\text{Nmax}} = 0,6$, nadobúda po dosadení a úprave tvar:

$$c_{\text{max}}^{\text{NO}_2} = 0,2024 \cdot N^{\text{daf}} \text{ [kg.m}_n^{-3}\text{]} \quad (11)$$

kde: N_D^{daf} – hmotnostný podiel dusíka v horľavine dendromasy [kg.kg⁻¹].

VÝPOČET RELATÍVNEJ ROZŠÍRENEJ NEISTOTY TECHNICKÉHO VÝPOČTU

Rozšírenú relatívnu neistotu U_{CmaxNO_x} technického výpočtu koncentrácie oxidov dusíka v suchých spalínach, na hranici konvenčnej štatistickej spoľahlivosti 95%, je možné vypočítať z relatívnej štandardnej neistoty hmotnosti oxidu dusičitého v spalínach u_{relNO_2} a relatívnej štandardnej neistoty merného objemu suchých spalín u_{relVspmn} :

$$U_{\text{CmaxNO}_x} = 2 \cdot \sqrt{u_{\text{relNO}_2}^2 + u_{\text{relVspmn}}^2} \text{ [%]} \quad (12)$$

kde: u_{relNO_2} – relatívna štandardná neistota hmotnosti oxidu dusičitého v spalínach [%],

u_{relVspmn} – relatívna štandardná neistota merného objemu suchých spalín [%].

Výpočet relatívnej štandardnej neistoty hmotnosti oxidu dusičitého v spalínach u_{relNO_2}

K výpočtu relatívnej štandardnej neistoty hmotnosti oxidu dusičitého v spalínach je potrebné vypočítať štandardnú neistotu hmotnosti oxidu dusičitého v spalínach u_{NO_2} zo spaľovania dendromasy:

$$\begin{aligned} u_{\text{NO}_2} &= \sqrt{\left(\frac{\partial m_{\text{NO}_2}}{\partial N^{\text{daf}}}\right)^2 \cdot u_N^2} = \sqrt{\left(\frac{\partial(1,9714 \cdot N^{\text{daf}})}{\partial N^{\text{daf}}}\right)^2 \cdot u_N^2} = \\ &= \sqrt{[1,9714]^2 \cdot u_N^2} \text{ [kg.kg}^{-1}\text{]} \quad (13) \end{aligned}$$

kde: u_N – neistota stanovenia obsahu dusíka v dendromase [kg.kg⁻¹].

Relatívna štandardná neistota hmotnosti oxidu dusičitého v spalínach:

$$\begin{aligned} \text{rel } u_{\text{NO}_2} &= \frac{u_{\text{NO}_2}}{m_{\text{NO}_2}} \cdot 100 = \frac{\sqrt{[1,9714]^2 \cdot u_N^2}}{1,9714 \cdot N^{\text{daf}}} \cdot 100 = \\ &= \frac{u_N}{N^{\text{daf}}} \cdot 100 \text{ [%]} \quad (14) \end{aligned}$$

Výpočet relatívnej štandardnej neistoty merného objemu suchých spalín u_{relVspmn}

K výpočtu relatívnej štandardnej neistoty merného objemu suchých spalín je potrebné vypočítať štandardnú neistotu merného objemu suchých spalín u_{Vspmn} vytvorený zo spálenia 1 kg dendromasy:

$$u_{\text{Vspmn}} = \sqrt{\left(\frac{\partial V_{\text{Sspmn}}}{\partial C}\right)^2 \cdot u_C^2 + \left(\frac{\partial V_{\text{spmn}}}{\partial V_{\text{svmn}}}\right)^2 \cdot u_{\text{svmn}}^2} \text{ [m}_n^3\text{]} \quad (15)$$

kde: u_C – štandardná neistota stanovenia obsahu uhlíka v dendromase [%],

u_{svmn} – štandardná neistota mernej spotreby suchého vzduchu na spálenie 1 kg dendromasy [m_n³].

Štandardnú neistotu stanovenia obsahu uhlíka v horľavine dendromasy je možné vyjadriť zo smerodajnej odchýlky chemického zloženia horľaviny dendromasy $s_C = 0,95\%$ (tabuľka 1), prostredníctvom vzťahu:

$$u_C = \frac{s_C}{\sqrt{n-1}} = \frac{0,0095}{\sqrt{15-1}} = 0,0025 \text{ [kg.kg}^{-1}\text{]} \quad (16)$$

Štandardnú neistotu mernej spotreby suchého vzduchu na spálenie 1 kg dendromasy popisuje rovnica:

$$u_{svmn} = \sqrt{\left(\frac{\partial V_{svmn}}{\partial C}\right)^2 \cdot u_c^2 + \left(\frac{\partial V_{svmn}}{\partial H}\right)^2 \cdot u_H^2 + \left(\frac{\partial V_{svmn}}{\partial O}\right)^2 \cdot u_o^2} \quad [m_n^3] \quad (17)$$

Hodnoty parciálnych derivácií mernej spotreby suchého vzduchu podľa jednotlivých prvkov horľaviny sú:

$$\begin{aligned} \left(\frac{\partial V_{svmn}}{\partial C^{daf}}\right) &= \\ &= \frac{\partial \left(\frac{100}{20,95} \cdot [1,8658 \cdot C^{daf} + 5,553 \cdot H^{daf} - 0,6997 \cdot O^{daf}]\right)}{\partial C^{daf}} = \\ &= 8,9058 \quad [m_n^3] \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \left(\frac{\partial V_{svmn}}{\partial H^{daf}}\right) &= \\ &= \frac{\partial \left(\frac{100}{20,95} \cdot [1,8658 \cdot C^{daf} + 5,553 \cdot H^{daf} - 0,6997 \cdot O^{daf}]\right)}{\partial H^{daf}} = \\ &= 26,5059 \quad [m_n^3] \end{aligned} \quad (18)$$

$$\begin{aligned} \left(\frac{\partial V_{svmn}}{\partial O^{daf}}\right) &= \\ &= \frac{\partial \left(\frac{100}{20,95} \cdot [1,8658 \cdot C^{daf} + 5,553 \cdot H^{daf} - 0,6997 \cdot O^{daf}]\right)}{\partial O^{daf}} = \\ &= 3,3398 \quad [m_n^3] \end{aligned}$$

Hodnoty štandardnej neistoty stanovenia obsahu vodíka a kyslíka v horľavine dendromasy vypočítané zo smerodajnej odchýlky chemického zloženia horľaviny dendromasy $s_H = 0,13\%$ a $s_O = 0,43\%$ (tabuľka 1), sú:

$$u_H = \frac{\frac{s_H}{100}}{\sqrt{n-1}} = \frac{0,0013}{\sqrt{15-1}} = 0,0003 \quad [kg \cdot kg^{-1}] \quad (19)$$

$$u_c = \frac{\frac{s_o}{100}}{\sqrt{n-1}} = \frac{0,0043}{\sqrt{15-1}} = 0,0011 \quad [kg \cdot kg^{-1}] \quad (20)$$

Štandardnú neistotu mernej spotreby suchého vzduchu na spálenie 1 kg dendromasy popisuje rovnica:

$$\begin{aligned} u_{svmn} &= \\ &= \sqrt{8,9058^2 \cdot 0,0025^2 + 26,5059^2 \cdot 0,0003^2 + 3,3398^2 \cdot 0,0011^2} = \\ &= 0,0239 \quad [m_n^3] \end{aligned} \quad (21)$$

Štandardnú neistotu merného objemu spalín vytvorených zo spálenia 1 kg dendromasy uvádza vzťah:

$$\begin{aligned} u_{vspmn} &= \sqrt{\left(\frac{\partial V_{vspmn}}{\partial C}\right)^2 \cdot u_c^2 + \left(\frac{\partial V_{vspmn}}{\partial V_{svmn}}\right)^2 \cdot u_{svmn}^2} \\ u_{vspmn} &= \sqrt{1,8555^2 \cdot 0,0025^2 + (0,7805 + 1,1)^2 \cdot 0,0239^2} = \\ &= 0,0452 \quad [m_n^3] \end{aligned} \quad (22)$$

Relatívna štandardná neistota merného objemu spalín vytvorených zo spálenia 1 kg dendromasy:

$$\begin{aligned} rel \ u_{vspmn} &= \frac{u_{vspmn}}{V_{spmn}} \cdot 100 = \\ &= \frac{u_{vspmn}}{[1,8555 \cdot C^{daf} + 0,7905 \cdot V_{vzmn} + (\lambda - 1) \cdot V_{vzmn}]} \cdot 100 \\ rel \ u_{vspmn} &= \frac{0,0452}{9,1899} \cdot 100 = 0,49\% \end{aligned} \quad (23)$$

Rovnica rozšírenej relatívna štandardnej neistoty technického výpočtu koncentrácie oxidov dusíka v suchých spalínach $U_{C_{maxNO_x}}$ je:

$$U_{C_{maxNO_x}} = 2 \cdot \sqrt{rel \ u_{NO_2}^2 + rel \ u_{vspmn}^2} \quad [\%] \quad (24)$$

$$U_{C_{maxNO_x}} = 2 \cdot \sqrt{\left(\frac{u_N}{N^{daf}} \cdot 100\right)^2 + 0,49^2} \quad [\%]$$

VERIFIKÁCIA MODELU TECHNICKÉHO VÝPOČTU A DISKUSIA

Najvyššie hodnoty koncentrácie oxidov dusíka NO_x vyjadrená formou NO_2 v suchých spalinách vytvorených v procesoch spaľovania vlhkého dreva s vlhkosťou $W^r \geq 23\%$ pri prebytku spaľovacieho vzduchu $\lambda = 2,1$ (koncentrácia kyslíka v spalinách $\text{O}_2 = 11\%$) pre drevo a kôru jednotlivých drevín, vypočítané prostredníctvom navrhnutého modelu uvádza tabuľka 3.

uvádza práca, Dzurenda (2004). Výpočty hodnôt emisnej veličiny $c_{\max} \text{NO}_x$ spĺňajú kritéria vzťahujúce sa na technický výpočet v zmysle Prílohy č. 4 vyhlášky MŽP SR č. 706/2002 Z. z. Hodnoty relatívnych rozšírených neistôt technických výpočtov sú nižšie než je limit $U_{\text{CmaxNOx}} \leq 20\%$.

Pre overenie modelu technického výpočtu bola prostredníctvom navrhnutého modelu technického výpočtu vypočítaná najvyššia hodnota koncentrácie oxidov dusíka NO_x vyjadrenú formou NO_2 v suchých spalinách z procesu spaľovania vlhkého smrekového a bukového dreva s vlhkosťou

Tab. 3 Hodnoty emisnej veličiny – oxidov dusíka NO_2 z procesov spaľovania dreva a kôry s vlhkosťou $W^r \geq 23\%$

Tab. 3 Values of emission variable – nitrogen oxides NO_2 from processes of combustion of wood and bark with moisture $W^r \geq 23\%$

Drevina	Drevo		Kôra	
	$c_{\max} \text{NO}_2$	U_{CmaxNO_2}	$c_{\max} \text{NO}_2$	U_{CmaxNO_2}
	$[\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{spn}11\%}^{-3}]$	$[\%]$	$[\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{spn}11\%}^{-3}]$	$[\%]$
Smrek obyčajný	81	10,05	669	9,75
Jedľa biela	61	6,74	852	10,05
Borovica lesná	61	6,74	893	10,05
Buk lesný	304	10,71	1075	10,24
Dub zimný	263	10,81	1156	10,22
Hrab obyčajný	405	10,05	1785	10,05
Agát biely	365	10,05	2150	10,05
Víba (koln RAP)	649	11,29	2657	13,32

Výsledky koncentrácie oxidov dusíka NO_x vyjadrených formou NO_2 v suchých spalinách zo spaľovania vlhkého dreva s vlhkosťou $W^r \geq 23\%$ poukazujú na široký interval hodnôt od 61 $[\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{spn}11\%}^{-3}]$ zo spaľovania dreva dreviny jedľa biela, či borovica lesná až po 2657 $[\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{spn}11\%}^{-3}]$ zo spaľovania kôry dreviny vrby. Kým koncentrácie oxidov dusíka zo spaľovania vlhkého dreva sú pod hodnotou emisného limitu $EL_{\text{NOx}} = 650$ $[\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{spn}11\%}^{-3}]$, tak koncentrácie oxidov dusíka zo spaľovania kôry vypočítané podľa uvedeného modelu sú vyššie než je hodnota emisného limitu $EL_{\text{NOx}} = 650$ $[\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{spn}11\%}^{-3}]$ pre spaľovanie biomasy v súčasnosti platnej na Slovensku. Obdobné konštatovania o prekračovaní hodnôt emisného limitu pri spaľovaní kôry hlavne tvrdých listnatých drevín

$W^r \geq 23\%$ v roštovom kúrenisku, pri prebytku spaľovacieho vzduchu $\lambda = 2,1$. Výsledné hodnoty vrátane hodnoty rozšírenej relatívnej neistoty technického výpočtu sú v tabuľke 4. Súčasne v uvedenej tabuľke sú uvedené i hodnoty koncentrácie oxidov dusíka NO_2 uvádzané v odbornej literatúre resp. stanovené emisno-technologickým meraním koncentrácie oxidov dusíka v spalinách.

Nižšia hodnota vypočítanej maximálnej koncentrácie oxidov dusíka v spalinách zo spaľovania smrekového dreva než sú hodnoty koncentrácií oxidov dusíka stanovené emisno-technologickými meraniami môže byť spôsobená skutočnosťou, že v spaľovanej dendromase v kotloch na drevárskych závodoch sa bežne v spaľovanom dreve nachádza väčší či menší podiel kôry.

Tab. 4 Publikované koncentrácie oxidov dusíka NO_2 v suchých spaliniách zo spaľovania dreva
 Tab. 4 Published concentrations of nitrogen oxides NO_2 in arid combustion products from wood combustion

Drevina	Zastúpenie dusíka v palive [kg.kg^{-1}]	Koncentrácia oxidov dusíka NO_2 v suchých spaliniách [$\text{mg.m}_{\text{spn}11\%}^{-3}$]			
		technický výpočet		emisno-technologické meranie	
		$c_{\text{max}} \text{NO}_2$	U_{cmaxNO_2}	NO_2	literárny zdroj
Smrek obyčajný	0,0004	81	10,05 %	125	IOO-SIŽP Banská Bystrica
				95	URAP s. r. o. Trenčín
				108	MM Team s. r. o. Bratislava
				89–110	Ladomerský et al. (2004)
Buk lesný	0,0015	304	10,71 %	150–379	Ladomerský et al. (1993)
				213	Guzenda, R.– Swigon, J. (1997)

ZÁVER

V príspevku je prezentovaný matematický model pre technický výpočet hodnoty emisnej veličiny $c_{\text{max}} \text{NO}_x$ – najvyššej hodnoty koncentrácie oxidov dusíka NO_x v spaliniách, vyjadrený formou NO_2 v suchých spaliniách, z procesu spaľovania vlhkej dendromasy v roštových kúreniskách kotlov.

Výsledky výpočtu koncentrácie oxidov dusíka NO_x vyjadrených formou NO_2 v suchých spaliniách zo spaľovania vlhkého dreva s vlhkosťou $W^r \geq 23\%$ poukazujú na široký interval hodnôt emisnej veličiny $c_{\text{max}} \text{NO}_x$, od 61 [$\text{mg.m}_{\text{spn}11\%}^{-3}$] zo spaľovania dreva dreviny jedľa biela, či borovica lesná až po 2657 [$\text{mg.m}_{\text{spn}11\%}^{-3}$] zo spaľovania kôry dreviny vrby. Koncentrácie oxidov dusíka zo spaľovania kôry vypočítané podľa uvedeného modelu sú vyššie než je hodnota emisného limitu $EL_{\text{NO}_x} = 650$ pre [$\text{mg.m}_{\text{spn}11\%}^{-3}$] spaľovanie biomasy v súčasnosti platnej na Slovensku.

Pod'akovanie:

Táto práca bola vypracovaná v rámci riešenia grantového projektu: VEGA-SR č. 1/0358/08, ako výsledok práce autora a výraznej pomoci agentúry VEGA-SR.

LITERATÚRA

[1] BUČKO, J. – OSVALD, A. (1997): Rozklad dreva teplom a ohňom. Zvolen. ES TU, 100 s.

- [2] DZURENDA, L. (2003): Tvorba nízkoteplotných oxidov dusíka v procese spaľovania vlhkého dreva v kúreniskách tepelných generátorov. In: Acta Mechanica Slovaca 7(3), s. 207–212.
- [3] DZURENDA, L. (2004): Emission of NO_2 from the combustion process of wet wood and bark. In: Drevna Industrija. Vol. 55, No. 1, s. 19–24. ISSN 0012-6772.
- [4] DZURENDA, L. (2005): Spaľovanie dreva a kôry. Vydavateľstvo TU vo Zvolene. 124 s.
- [5] FENIMORE, C. (1971): Formation of nitric oxide in premixed hydrocarbon flames. 13-th International Symposium Combustion. Pittsburgh, 224–229.
- [6] JANDAČKA, J. – MIKULÍK, M.: Technológia pre zvyšovanie energetického potenciálu biomasy. Vydavateľstvo Jozef Bulejčík, Žilina, 2008. 221 s., ISBN 978-80-969595-4-9.
- [7] JANSKÝ, J. 1954. Parní kotle. SNTL, Praha. 296 s.
- [8] GUZENDA, R. – SWIGON, J. (1997): Tecniczne i ekologiczne aspekty energetycznego wyko-rzystania drewna i odpadów drzewnych. Gospodarka paliwami i energia, 1/1997, 10–13 s.
- [9] LADOMERSKÝ, J. et al. (1993): Spaľovanie dreva a dreveného odpadu z ekologického a energetického hľadiska. VPA 6/1993. Zvolen, Edičné stredisko TU vo Zvolene. 68 s.
- [10] LADOMERSKÝ, J. et al. (2000): Energetika a životné prostredie. Zvolen, Vydavateľstvo TU vo Zvolene. 255 s.
- [11] LADOMERSKÝ, J. – HRONCOVÁ, E. – VARGOVČÍK, V. (2004): Vplyv podmienok manuálnej regulácie kotla spaľujúceho drevo na tvorbu emisií. In : Acta Facultatis Ecologiae Vol. 12, Suppl. 2 (2004), s. 115–122. ISSN 1336-300X.
- [12] MARUTZKY, R. – SEEGER, K. (1999): Energie aus Holz und anderer Biomasse. Leifenden-Echterdingen: DRW-Verlag. 347 s.
- [13] MINĐAŠ, J. – STANČÍKOVÁ, A. (2004): Vyhodnotenie obsahu dusíka vo fytomase. LVÚ Zvolen.

- [14] NUSSBAUMER, T. 1991. Anforderungen an umwelt-freundliche Holzfeuerungsanlagen. Holz-und Werkstoff, 49.
- [15] PERELYGIN, L. M. (1965): Nauka o dreve. SVTL, Bratislava. 444 s.
- [16] PILÁT, P., JANDAČKA, J., MALCHO, M.: Fire-place stove inwall material effect on heat and emission parameters of local heat source. In: Annals of Warsaw Agricultural University – SGGW, Forest and Wood Technology No 64/2008, 175–179 ISSN 1898-5912.
- [17] POŽGAJ, A. a kol.(1993): Štruktúra dreva a vlastnosti dreva. Príroda, Bratislava. 485 s.
- [18] SETNIČKA, F. (1981): Energetika a tepelná technika pre drevárskych inžinierov. Bratislava: ALFA, 432 s.
- [19] TRNOBRANSKÝ, K. (1976): Analýza procesu hoření dřevního odpadu. Dřevo, 31, 237–240 s.
- [20] ZELDOVIČ, J. B. (1947): Okislenie azota pri goreni. Moskva.

Adresa autora:

prof. Ing. Ladislav Dzurenda, PhD.
Katedra obrábania dreva
Drevárska fakulta
Technická univerzita vo Zvolene
T. G. Masaryka 24
960 53 Zvolen
Slovensko
e-mail: dzurenda@vsld.tuzvo.sk

VPLYV VÝLUHU Z VERMIKOMPOSTU NA KOMPOSTOVACÍ PROCES

Miloš VEVERKA – Daniel LEŠINSKÝ

CEPTA – Centrum pre trvaloudržateľné alternatívy, Nográdyho 39, 960 01 Zvolen, milos.veverka@inter-net.sk, www.cepta.sk

ABSTRACT

Veverka, M., Lepšický D.: **Influence of Aerated Compost Tea on a Compost Process**

Influence of Aerated Compost Tea (ACT) on a compost process was searched. Rate of biomass degradation by weighting of compost heaps (samples) and temperature were measured. The first heap in a series was with water application (blank), the second one was with ACT application. Two parallel series were established.

In the first series (416 days of composting, 7 applications of ACT), no effect of ACT on compost process was observed. In the second series (190 days of composting, 5 applications of ACT), slightly speed-up of the compost process was observed – weight of the heap with ACT application was by 6,1 % smaller in comparison with blank.

ACT had no marked effect on temperature of heaps.

ÚVOD

Vermikompost, tvorený exkrementami dážďoviek *Eisenia foetida*, prípadne iných druhov dážďoviek žijúcich v komposte, je bohatý na mikroorganizmy a látky prospešné pre rast rastlín. Vodný výluh vermikompostu (En: Compost tea) sa používa ako prípravok, ktorý zlepšuje kondíciu rastlín, mikroflóru a obsah živín v pôde (1, 2, 3). Výluh sa pripravuje lúhovaním vermikompostu vo vode a podľa spôsobu prípravy sa v zásade rozdeľuje na aerovaný (En: Aerated Compost Tea – ACT), kde sa vermikompost lúhuje pomocou intenzívneho prevzdušňovania a miešania a neaerovaný (Non-aerated Compost Tea – NCT) (4) V rámci tohto výskumu bol použitý ACT.

Keďže ACT je bohatý na rôzne mikroorganizmy prospešné pre rast rastlín, potláča patogénne mikroorganizmy v pôde a podporuje rast mikroorganizmov prospešných pre rastlín (5, 6, 7, 8), je predpoklad, že by tieto mikroorganizmy mohli

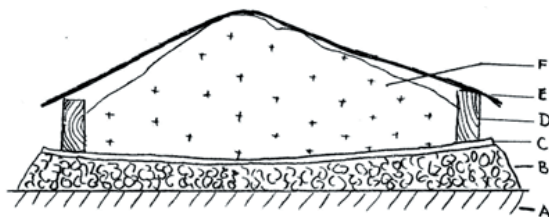
urýchliť degradáciu odumretej organickej hmoty a tým kompostovací proces.

Cieľom výskumu bolo zistiť vplyv ACT na rýchlosť kompostovacieho procesu.

METODIKA

Princípom zisťovania vplyvu ACT na kompostovanú hmotu bolo meranie hmotnosti paralelných kompostov rovnakého zloženia, pričom na jeden bol aplikovaný ACT a na druhý rovnaké množstvo pitnej vody (blank). Rozdiel hmotností indikuje rôznu rýchlosť kompostovacieho procesu.

Zo zhomogenizovanej kompostovanej hmoty optimálnej surovínovej skladby (8) s pomerom C:N 30 – 35 : 1, boli sformované 2 hrobky (vzorky) známej hmotnosti, cca 100 kg. Vzorky boli umiestnené na podložke, z ktorej je možné kompostovanú hmotu bez významných strát naberať do vriec a zväžiť (podlahová krytina) (obr. 1).



Obr. 1 Schématický prierez systémom hroble:
Fig. 1 Schematic cross – section through the heap of compost sample

A – terén	A – ground
B – vyspádované hlinené lôžko	B – sloped soil surface
C – podložka	C – plastic pad
D – drevený rám	D – wooden frame
E – netkaná textília	E – unweave fabric
F – kompostovaná hmota	F – heap of compost (sample)

Vzorky boli zvážené pred aplikáciou ACT/vody a potom v priebehu vegetačného obdobia pred ďalšou aplikáciou – cca raz za 1–2 mesiace. Váženie prebiehalo na digitálnej váhe s presnosťou na 0,1 kg, v hrubých PE vreciach.

Zo zistených hodnôt hmotností vzoriek bol vypočítaný úbytok hmotnosti podľa vzťahu:

$$\Delta m_t = (1 - (m_t/m_0) * 100)$$

kde: Δm – úbytok hmotnosti vzorky v čase t [%]

m_t – hmotnosť vzorky v čase t [kg]

m_0 – hmotnosť vzorky na začiatku [kg]

Výluh (ACT) bol pripravovaný v extrakčnej nádobe s objemom 850 litrov. 10l vermikompostu bolo lúhovaných v pitnej vode 24 hod. pri teplote cca 23 °C za intenzívnej aerácie. Obsah O_2 v ACT počas prípravy neklesol pod 6,5 mg.l⁻¹.

Na jednu vzorku bol aplikovaný ACT (5–10l, podľa vlhkosti) a na druhú (blank) rovnaké množstvo pitnej vody. Pitná voda bola 2 až 3 dni odstáta, aby sa s nej odstránil prípadný chlór, ktorý pôsobí inhibične na činnosť mikroorganizmov.

Vzorky boli umiestnené na tienistom mieste (pod stromami) prikryté bielou netkanou geotextíliou pre zabránenie nadmerného vysychania/prevlhčenia vzorky a zabránenie prieniku opadu zo stromov do kompostovanej hmoty, čo by mohlo spôsobiť skreslenie výsledkov.

Prvá séria kompostov (vzorky Z-1 Blank a Z-2 ACT) bola založená 27. 8. 2006 a vyhodno-

tená 17. 10. 2007. Kompostovací proces prebiehal 416 dní. ACT/voda boli na komposty aplikované celkom 7 krát – 2 krát vo vegetačnom období 2006, 5 krát vo vegetačnom období 2007 (tab. 1).

Paralelná, druhá séria kompostov (vzorky Z-3 Blank a Z-4 ACT) bola založená 10. 4. 2007 a vyhodnotená 17. 10. 2007. Kompostovací proces prebiehal 190 dní. ACT/voda boli na komposty aplikované celkom 5 krát – počas celého vegetačného obdobia 2007 (tab. 1).

Experimenty oboch sérií síce prebiehali rozdielny čas (416 dní a 109 dní), pretože boli závislé od vegetačného obdobia a dĺžky trvania projektu, nemá to však vplyv na konečné výsledky. Kompostovanie je biologický proces, podstatne ho ovplyvňujú klimatické činitele (dĺžka vegetačného obdobia, teplota, zrážky, ochladenie a pod.), ktorým bol prispôsobený aj počet a čas aplikácie ACT/vody. Aby sa eliminovali rozdielne vplyvy prostredia a trvania experimentov, séria vždy musí obsahovať blank (aplikácia vody) a skúmanú vzorku (aplikácia ACT), umiestnené vedľa seba v rovnakých podmienkach, vážené a prehadzované v rovnakých dňoch.

Počas kompostovania bola meraná aj teplota v hrobliach – pred a po prehodení kompostov a taktiež po aplikácii výluhu/vody v dňových intervaloch. Teplota bola meraná na 3 miestach vzorky: v strede hroble a v 2/3 vzdialenosti od stredu ku koncom hroble v jej pozdĺžnom reze v hĺbke, ktorá predstavuje cca 1/2 až 2/3 výšky hroble. Z troch

Tab. 1 Trvanie kompostovacieho procesu a aplikácia ACT/vody
 Tab. 1 Duration of the compost process and application dates of ACT/water

Vzorka Sample	Založenie Start	Aplikácia ACT/vody Application date of ACT/Water							Ukončenie End	Trvanie Duration [d]
Z-1 Blank Z-2 ACT	27. 8. 06	4. 9. 06	20. 9. 06	12. 4. 07	13. 6. 07	17. 7. 07	22. 8. 07	25. 9. 07	17. 10. 07	416
Z-3 Blank Z-4 ACT	10. 4. 07			12. 4. 07	13. 6. 07	17. 7. 07	22. 8. 07	25. 9. 07	17. 10. 07	190

nameraných hodnôt (t_1 , t_2 a t_3) bol vypočítaný priemer, ktorý predstavuje priemernú teplotu vzorky (hrobce). Vždy pred meraním teploty kompostov bola odmeraná aj teplota vzduchu.

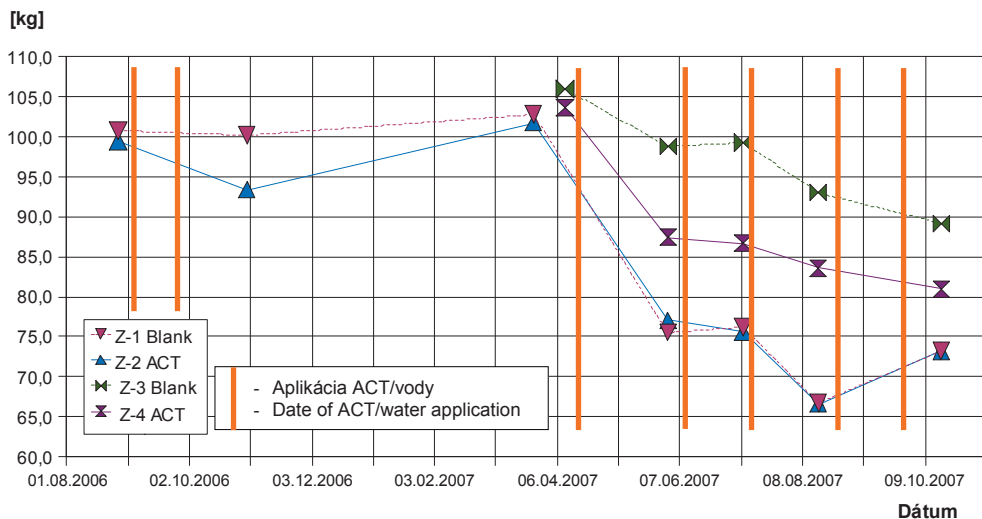
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vývoj hmotností kompostov počas experimentu ukazuje tab. 2, obr. 2 a 3.

Úbytok vzorky Z-2 ACT (obr. 3) bol na konci vegetačného obdobia 2006 6,1%, pričom vzorka Z-1 Blank mala úbytok len 0,6%, čo znamená vzájomný rozdiel 5,5%. Na jar 2007 však mali obe vzorky takmer totožné hmotnosti, o cca 2% vyššie

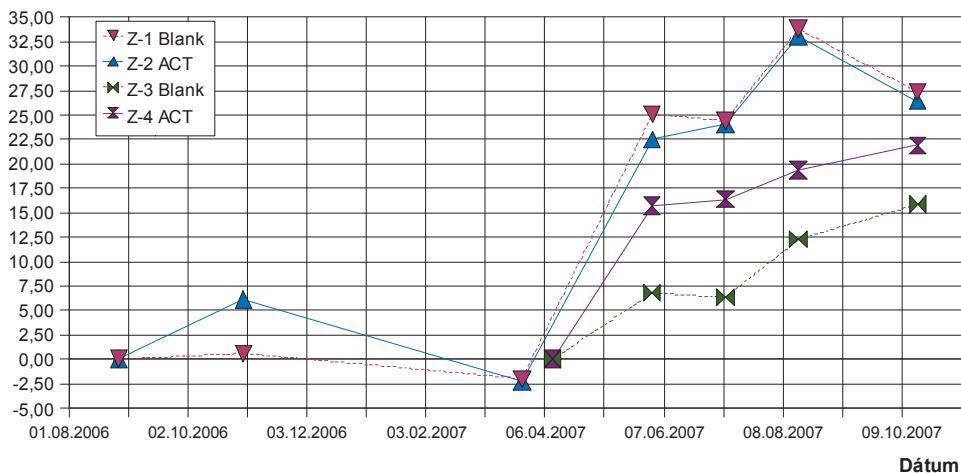
ako na začiatku. Bolo to spôsobené vyšším obsahom vody vo vzorkách po zime. Vo vegetačnom období 2007 bola už hmotnosť vzoriek prakticky rovnaká a na konci experimentu mali vzorky rovnakú hmotnosť, pričom blank vykázal dokonca o niečo vyšší úbytok (27,4%) ako vzorka s aplikáciou ACT (26,4%).

Vzorky Z-3 Blank a Z-4 ACT oproti predchádzajúcim vykazovali rozdiel v úbytku hmotnosti po celé vegetačné obdobie 2007, pričom vzorka Z-4 ACT vykazovala mierne vyšší úbytok ako Z-3 Blank. Na konci experimentu bol úbytok vzorky Z-4 ACT (21,9%), na ktorú bol aplikovaný ACT (15,8%) o 6,1% vyšší ako úbytok blanku (tab. 2, obr. 3).



Obr. 2 Hmotnosť vzoriek kompostov a aplikácia ACT/vody
 Fig. 2 Weight of the compost samples and application of ACT/water

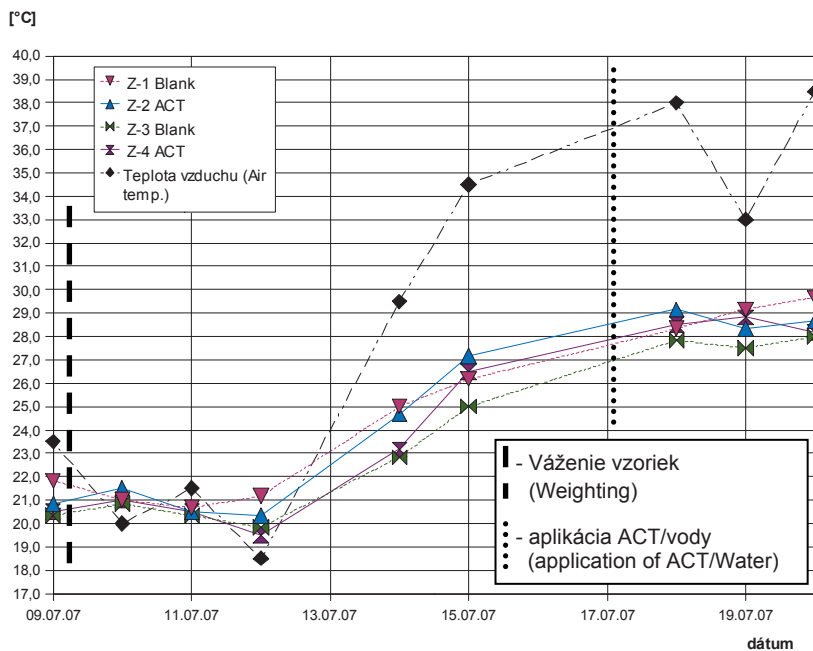
úbytok [%]



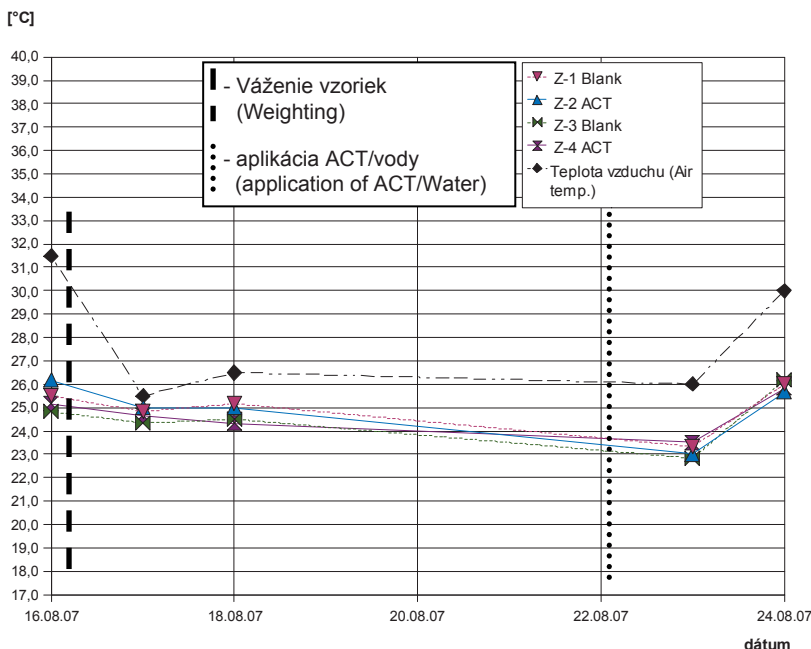
Obr. 3 Úbytok hmotnosti vzoriek kompostov
Fig. 3 Loss of weight of the compost samples

Priemernú teplotu vzoriek (hroblí) za obdobie 9. 7. 07–24. 8. 07 znázorňujú obr. 4 a 5. Pri vážení boli vzorky prevzdušnené, čo malo rovnaký efekt ako prehadzovanie kompostu počas kompostovacieho procesu. Po vážení (prehodení) v prípade 9. 7. 07 je pozorovaný určitý veľmi slabý nárast tep-

loty spôsobený oxidáciou vzoriek i napriek poklesu teploty okolia. Ďalšie prehadzovanie 16. 8. 07 však nemalo na teplotu vzoriek vplyv. Rovnako aj aplikácia ACT/vody neovplyvnila teplotu vzoriek. Najväčší vplyv na teplotu vzoriek mala pochopiteľne teplota vonkajšieho prostredia (teplota vzduchu),



Obr. 4 Teplota vzoriek kompostov
Fig. 4 Temperature of the compost samples



Obr. 5 Teplota vzoriek kompostov
Fig. 5 Temperature of the compost samples

keďže komposty sú pomerne malé, okolo 100 kg kompostu na jednej vzorke (hroblí).

Teplota bola meraná v priebehu celého experimentu – počas chladných aj teplých období. Vzájomné oscilácie teploty medzi vzorkou, na ktorú bol aplikovaný ACT a blankom väčšinou nepresiahli $\pm 1^\circ\text{C}$, čo znamená, že nie je významný rozdiel v teplote vzoriek s aplikáciou ACT v porovnaní s blankom. Aplikácia ACT neovplyvnila teplotu kompostov ani v prípade, keď bola teplota okolia v rozsahu 20–25 °C. Takáto teplota by sa mohla považovať za optimálnu pre priebeh mikrobiálnych procesov v komposte polievanom ACT. Ku zmene teploty kompostov vplyvom ACT nedošlo taktiež ani pri nízkych teplotách okolia 10–20 °C, ani pri teplom počasí 25–40 °C.

Pri hodnotení výsledkov experimentu voči účinnosti ACT treba zohľadniť fakt, že skúmané počiatočné množstvo kompostu bolo 100 kg na vzorku, bez temperácie okolia, čo môže skresľovať účinnosť ACT pre prevádzkové množstvá kompostov, rádo vo tonách (priemyselné kompostovanie).

Nie sú nám známe žiadne doterajšie práce zamerané na výskum využitia vermikompostu na

urýchlenie kompostovacieho procesu, s ktorými by sme mohli výsledky porovnať. Existujúci výskum v oblasti vermikompostovania sa zameriava na priame využitie dažďoviek na rozklad biomasy.

ZÁVER

Bol zisťovaný vplyv výluh z vermikompostu (ACT) na kompostovací proces v záhradných exteriérových podmienkach. Zatiaľ, čo v jednej sérii nebol zaznamenaný rozdiel medzi kompostom s aplikáciou ACT a blankom, v druhej sérii kompost s aplikáciou ACT vykazoval permanentne vyšší úbytok, teda urýchlenie kompostovacieho procesu. Na konci experimentu bol v druhej sérii rozdiel úbytkov 6,1%, čo znamená, že kompost s aplikáciou ACT degradoval o 6,1% rýchlejšie ako blank. Úbytok 6,1% však nepovažujeme za významný v biologickom procese, akým je kompostovanie.

Aplikácia ACT v skúmaných podmienkach neovplyvnila teplotu kompostov. Odporúčame rozšíriť experiment na prevádzkové podmienky kompostovania (priemyselné kompostovanie).

Pod'akovanie

Autori ďakujú všetkým partnerom výskumného projektu. Na rakúskej strane predovšetkým kolegom z výskumného inštitútu IFA v Tullne a prevádzke výroby ACT v Absdorf. Na slovenskej strane predovšetkým pracovníkom OZ KUKKÓNIA, ktoré sa zapojilo do programu Európskeho spoločenstva „INTERREG IIIA, Rakúsko – Slovenská republika“ s podporou fondov EÚ, čo umožnilo realizovať aj tento projekt. Projekt má názov „Výhodnotenie pôsobenia probiotických efektov prírodných kultúr mikroorganizmov získaných z vermikompostu pri procese kompostovania a detoxikácie pôd (Biodeg I)“ a časť jeho výsledkov sumarizuje tento príspevok.

LITERATÚRA

1. http://www.composttea.com/earth_tea.htm
2. FRITZ, J. I., HAINDL, S., PRUCKNER, M., BRAUN, R. (2008): Effects of vermicompost tea on plant growth and crop yield. Lecture and abstract at the international congress CODIS 2008, Solothurn, Switzerland. p. 117–119.
3. HAINDL, S., FRITZ, J. I., BRAUN, R. (2007): Soil Improvement Using Earthworm Compost Elutriate. Proceedings of the 2nd BOKU Waste Conference, Facultas Verlags – und Buchhandels AG. p. 81–90.
4. SCHEUERRELL, J. S., MAHAFFEE, W. F.: Compost Tea as a Container Medium Drench for Suppressing Seedling Damping-off Caused by *Phitium ultimum*. In: *The American Phytopatological Society*. Vol. 94, No. 11, 2004, p. 1156–1164.
5. CHAOUI, H. I., ZIBILSKE, L. M., OHNO T. (2003): Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 35, no. 2, pp. 295–302.
6. INGHAM, E. R., ROLLINS, C. A. (2006): Adding Biology – For Soil and Hydroponic Systems. Nature Technologies, LLC, Sonoma. 68.
7. LARKIN, R. P. 2006. Biological amendments and crop rotations for managing soil microbial communities and soilborne diseases of potato. World Congress of Soil Science. CD-ROM. http://www.ars.usda.gov/research/publications/Publications.htm?seq_no_115=198856.
8. SLEJŠKA, A., VÁŇA, J., HONZÍK, R.: Expertní systém pro organické hnojení na zemědělské půdě : Jak určit optimální surovinovou skladbu kompostu?. *Biom. cz* [online]. 2006-11-09 [cit. 2009-05-12]. Dostupné z [www: http://biom.cz/cz/produkty-a-sluzby/expertni-system/jak-urcim-optimalni-surovinovou-skladbu-kompostu](http://biom.cz/cz/produkty-a-sluzby/expertni-system/jak-urcim-optimalni-surovinovou-skladbu-kompostu). ISSN: 1801-2655.

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 19, 2008

Prvé vydanie – Vydala Technická univerzita vo Zvolene v roku 2008 – Počet strán 65 – 4,85 AH, 5,50 VH
– Náklad 200 výtlačkov – Vytlačilo Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 21. 1. 2008, číslo EP 179/2008 – registračné číslo MK SR 3010/2003 – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X

ISSN 1336-300X

