

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VTEI / 2021 / 6

- 4 / Vertikální distribuce radioaktivního cezia-137 v půdě
- 35 / Nakládání s popelem v oběhovém hospodářství obcí
- 48 / Rozhovor s Ing. Evou Juranovou, vedoucí Odboru analýz a hodnocení složek životního prostředí ve VÚV TGM

Ocitne se „ledový kontinent“ do čtyřiceti let bez ledu?

Světová meteorologická organizace (WMO) letos potvrdila další teplotní rekord. Vědci na výzkumné antarktické stanici Esperanza naměřili teplotu 18,3 °C. Tím byl pokořen tři roky starý rekord tohoto „ledového kontinentu“, který činil 17,5 °C.

Esperanza je nejsevernější stanicí na pevninské Antarktidě. Byla založena 17. prosince 1952 a od té doby je trvale obývána vědci. Funguje jako laboratoř a meteorologická stanice, kde se tu výzkumné týmy dlouhodobě zabývají biologií, geologií, hydrologií, seizmografií a v posledních letech právě i výrazným oteplováním naší planety. Antarktida je totiž v současné době kontinentem, jenž zažívá nejrychlejší nárůst teplot.

„Tento nový rekord znovu ukazuje, že vzhledem k postupujícímu globálnímu oteplování musíme jednat rychle. Je třeba pokračovat s posilováním měření, předpovědí a varovných systémů, abychom mohli reagovat na tyto extrémní jevy, které se kvůli globálnímu oteplování objevují stále častěji,“ uvedla zástupkyně šéfa WMO Celeste Saulová.

Vědci upozorňují zejména na fakt, že se pomalu, ale jistě blíží bod klimatického zlomu, jenž zapříčiní masové tání, a to nejen v Antarktidě. Jde o jev, kdy v důsledku stále většího tání ledu ubývá bílých ploch, které odrážejí kosmické záření zpět do vesmíru, čímž se planeta ještě více ohřívá, a tak se opětovně urychluje tání. Pokud by v budoucnu takto roztál celý ledový příkrov Antarktidy, starý více než čtrnáct milionů let, hladina oceánů by se zvedla až o šedesát metrů, čímž by mnoho přímořských oblastí – včetně velkoměst, jako jsou New York nebo Šanghaj – zmizelo pod hladinou moře. Navíc by Země přišla o více než osmdesát procent světových zásob sladké vody. A právě podle poslední studie WMO hrozí, že by k tomuto kritickému „bodu zlomu“ mohlo dojít již kolem roku 2060.

Mgr. Zuzana Řehořová
Odborná redaktorka VTEI



Obsah



3 Úvod

4 Vertikální distribuce radioaktivního cezia-137 v půdě

Eva Juranová, Josef Kratina, Barbora Sedlářová, Diana Marešová,
Michal Novák, Irena Pohlová, Josef Vojtěch Datel

12 Výzkum hyporheických biofilmů Vltavy v NP Šumava s ohledem na juvenilní perlorodky, jejich potravní nároky a dostatečné nasycení intersticiální vody kyslíkem

Radka Čablová, Martin Rulík, Adam Čabla, Magdalena Firlová

23 Studie přínosu extenzivní stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů pro jejich využití jako hnojiva

Josef Kratina, Miloš Rozkošný, Hana Hudcová, Michal Šereš,
Ondřej Holubík



35 Nakládání s popelem v oběhovém hospodářství obcí

Dagmar Vološinová, Václav Vachuška, Elžbieta Čejka, Robert Kořínek,
Aleš Vachuška, Jan Vachuška

42 Vztah scénického pohledu a hodnoty rezidenční výstavby

Daniel Kliment, Monika Doležalová, Milada Komosná



47 Autoři

48 Rozhovor s Ing. Evou Juranovou, vedoucí Odboru analýz a hodnocení složek životního prostředí ve VÚV TGM

Redakce



52 Představujeme nový web VÚV TGM

Tomáš Hrdinka

54 Výsledky a výstupy projektu s názvem „Podpora dlouhodobého plánování v oblasti vodního hospodářství na území Krkonošského národního parku s důrazem na řešení problematiky vlivu technického zasněžování na pokles průtoků s cílem zvýšit dlouhodobou efektivitu ochrany přírody a krajiny“

Pavel Tremel

57 Vzpomínka na Ing. Bohumila Müllera

Výbor ČVTVHS, z. s.

58 Obsah časopisu VTEI – ročník 2021

PF 2022



Vážení čtenáři,

držíte v rukou poslední letošní číslo časopisu VTEI, což přímo svádí k rekapitulaci minulého roku. Samozřejmě roku hydrologického, který nám na konci října skončil. Pokud bychom k tomu přidali i fakt, že neskončil pouze rok hydrologický, ale také se nám zároveň na rozpětí let 1991–2020 posouvá referenční období pro počítání klimatických normálů používané jako tzv. dlouhodobý normál, tak bychom již pro jiná témata nenašli prostor. Nové referenční období totiž bude zahrnovat i kritické, šestileté období sucha, a tím se nám ty suché roky začnou započítávat do běžného stavu bez ohledu na to, zda jsou způsobeny klimatickou změnou nebo jen výkyvem počasí. Atraktivní témata dnešního čísla, ať už jde o distribuci radioaktivního cezia-137, výzkum životních podmínek perlorodek, oběhové hospodářství nebo vliv výhledu na hodnotu rezidenčních staveb, by nezazněla vůbec, o umělém zasněžování, v tomto období tolik populárním, ani nemluvě. Rekapitulace se však v tomto čísle přece jen objeví, a to formou přehledu obsahu VTEI za rok 2021.

Nedá mi však, abych se s vámi nepodělil ještě o zajímavé souznění výzkumů odlišných, ale přitom svým způsobem spřízněných vědních oborů. Nedávno jsem dostal k narozeninám knihu *Sedm zákonů – Jak se civilizace rodí, rostou a upadají* od profesora Miroslava Bárty a hned v úvodu jsem narázil na krásnou definici společnosti a jejího vztahu k přírodnímu prostředí: „Společnost je pak obklopena vnějším prostředím, které již ovlivňovat tolik nedokážeme, pakliže se vyvíjí přirozeně, a jediný nástroj, který jako společnost máme, je přizpůsobit se jeho vývoji na základě našeho vědeckého poznání. Toto prostředí dokážeme ale ničit, pakliže se chováme nezodpovědně. Všichni známe povodně, zemětřesení, výbuchy sopek, ale i růst emisí CO₂ a enormní znečišťování planety nebo ničení unikátních ekosystémů. A to je v kostce i úloha archeologie – ve spolupráci s technickými a přírodními vědami odhalovat, jak tyto procesy fungují, na základě dlouhých časových řad, které měly svůj jasně popsateľný průběh v minulosti.“

Pokud bychom v poslední větě prohodili archeologii s technickými a přírodními vědami, případně dosadili jakýkoli výzkumný obor či výzkumný ústav, nabízím VÚV TGM, a dlouhé časové řady, s nimiž pracují archeologové, bychom zkrátily na pro nás obvyklejší desítky až stovky let, tak pan profesor nadčasově popsal nejen naši stávající společnost, ale i smysl snažení výzkumných institucí včetně našeho ústavu prezentovaného i prostřednictvím odborného časopisu VTEI, který právě držíte v ruce. A tím se kruh dnešního úvodníku uzavřel.

Do nového – tentokrát kalendářního – roku přeji všem našim čtenářům hodně úspěchů ať už v pracovním nebo soukromém životě a především pevné zdraví.



Ing. Tomáš Urban
ředitel VÚV TGM, v. v. i.

Vertikální distribuce radioaktivního cezia-137 v půdě

EVA JURANOVÁ, JOSEF KRATINA, BARBORA SEDLÁŘOVÁ, DIANA MAREŠOVÁ, MICHAL NOVÁK, IRENA POHLOVÁ, JOSEF VOJTĚCH DATEL

Klíčová slova: radioaktivita – cezium-137 – půda – kontaminace – vertikální distribuce – zranitelnost podzemních vod

SOUHRN

Životní prostředí České republiky bylo v minulosti kontaminováno umělými radionuklidy v důsledku spadu po testech jaderných zbraní a z havárie v Černobylu. Článek shrnuje výsledky sledování vertikální migrace ^{137}Cs v půdě ve vybraných lokalitách, které je prováděno jako součást sběru dat pro hodnocení zranitelnosti podzemních vod. Do sledování byly zahrnuty tři lokality různých typů krajinného pokryvu (les, louka a orná půda). Pro zjištění migrace umělých radionuklidů v půdním profilu byly odebrány vzorky do hloubky 100 cm, jež byly poté analyzovány pomocí spektrometrie záření gama. Dále byly stanoveny některé půdní vlastnosti (zrnitost, obsah humusu). Z výsledků plyne, že stále měřitelná je kontaminace půd radionuklidem ^{137}Cs . Nejvyšší aktivity ^{137}Cs se ve třech sledovaných lokalitách pohybovaly v rozmezí 21,0 Bq·kg⁻¹ až 32,2 Bq·kg⁻¹. Tato maxima byla ve všech třech sledovaných lokalitách naměřena ve svrchních vrstvách půd (do 10 cm). Ve vertikálním profilu tedy ^{137}Cs migruje jen velmi pomalu; je převážně na půdu pevně vázáno. V menší míře ovšem dochází v čase i k transportu kontaminace směrem k hlubším vrstvám půdy. U dvou lokalit je hloubka, v níž byla detekována měřitelná aktivita ^{137}Cs , odhadována na 30 cm, resp. 35 cm. Ve třetí lokalitě to bylo dokonce 80 cm. Zde ale existuje podezření i na jiné vlivy, které mohly transport ^{137}Cs ovlivnit. Z hlediska zranitelnosti podzemních vod se zdá, že proti pronikání ^{137}Cs jsou poměrně dobře ochráněny. Toto zjištění bude ještě ověřeno analýzou podzemních vod a zahrnutím dalších informací v následující etapě prací.

ÚVOD

Umělé radionuklidy vznikají v důsledku lidských aktivit a v životním prostředí se, až na výjimky, přirozeně nevyskytují. Mohou však do něj být vneseny lidskou činností [1]. Největším zdrojem kontaminace severní hemisféry umělými radionuklidy byly atmosférické testy jaderných zbraní, prováděné od roku 1945. Po dohodě USA, Velké Británie a SSSR byly zastaveny v roce 1963. Podle UNSCEAR [2] se uskutečnilo celkem 540 atmosférických testů s celkovým výtěžkem 440 Mt. Úhrnné množství radionuklidů připadající na globální spad se odhaduje na 622 PBq ^{90}Sr a 948 PBq ^{137}Cs (PBq=10¹⁵ Bq) [2]. Podrobnější údaje o depozici vybraných radionuklidů k roku 1990 uvádějí Van der Stricht a Kirchmann [3].

Vertical Distribution of Radioactive Caesium-137 in Soil

EVA JURANOVÁ, JOSEF KRATINA, BARBORA SEDLÁŘOVÁ, DIANA MAREŠOVÁ, MICHAL NOVÁK, IRENA POHLOVÁ, JOSEF VOJTĚCH DATEL

Keywords: radioactivity – caesium-137 – soil – contamination – vertical distribution – ground water vulnerability

ABSTRACT

In the past, the environment of the Czech Republic was contaminated with anthropogenic radionuclides as a result of atmospheric nuclear weapon testing and the Chernobyl accident. The paper summarises results of vertical migration of ^{137}Cs in soil in selected sites, performed as part of collecting data for ground water vulnerability assessment. Three sites with a different land cover were included (forest, meadow and arable land). In order to determine vertical migration of anthropogenic radionuclides, soil samples were collected up to the depth of 100 cm and subsequently analysed using the gamma-ray spectrometry. Furthermore, certain soil properties (soil texture, humus content) were determined. The results show that ^{137}Cs radionuclide contamination is still measurable in soil. The highest ^{137}Cs activity in the three sites ranged between 21.0 Bq·kg⁻¹ and 32.2 Bq·kg⁻¹. These maximum values were detected in the top soil layer (up to 10 cm). Hence, ^{137}Cs has a very slow migration rate and is mostly strongly bound in soil. However, a minor part of ^{137}Cs can be transported deeper over time. The depth where ^{137}Cs measurable activity was reached was estimated at 30 cm or 35 cm in two sites. The depth in the third site was even 80 cm. There are potential other impacts that could affect the transport of ^{137}Cs . In terms of ground water vulnerability, it seems that ground water is fairly well protected from ^{137}Cs penetration. This finding shall be verified by ground water analysis and evaluation of further data in the next project phase.

INTRODUCTION

Anthropogenic radionuclides arise as a result of human activities and with a few exceptions do not naturally occur in the environment. However, they may be introduced there by human activity [1]. Atmospheric nuclear weapon testing that started to be performed in 1945 had the greatest impact on the contamination of the Northern hemisphere by anthropogenic radionuclides. Following a treaty between the USA, UK and USSR, the tests were halted in 1963. According to UNSCEAR [2], a total of 540 atmospheric tests were performed with an overall output of 440 Mt. The total amount of radionuclides attributable to the global fallout is estimated at 622 PBq ^{90}Sr and 948 PBq ^{137}Cs (PBq=10¹⁵ Bq) [2]. More detailed data about the deposition of selected radionuclides as of 1990 are provided by Van der Stricht and Kirchmann [3].

Nejvýznamnější událostí z hlediska radioaktivní kontaminace území České republiky je havárie jaderné elektrárny v Černobylu na dnešní Ukrajině. K havárii došlo 26. dubna 1986 a úniky radionuklidů pokračovaly až do května 1986 [3–5]. Emise radionuklidů při černobylské havárii se projevila významnou kontaminací i na území České republiky [6]. Atlas [7] uvádí pro Českou republiku celkovou průměrnou plošnou depozici ^{137}Cs včetně kontaminace po atmosférických testech jaderných zbraní $7,6 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, jen z černobylské havárie pak $4,3 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (zpráva [8] uvádí střední hodnotu $4,2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$). Černobylská plošná kontaminace byla diferencována podle lokální meteorologické situace a determinována zejména výskytem srážek v inkriminovaném období. Přímá data o plošné depozici ^{137}Cs na území České republiky lze nalézt ve zprávě [8].

V současnosti jsou některé z těchto radionuklidů, zejména ^{137}Cs a případně ^{90}Sr , stále přítomny v prostředí, a to nejen v okolí černobylské elektrárny [1, 9–11], ale i v oblastech vzdálenějších [12–16]. Bylo pozorováno, že od doby vniknutí těchto radionuklidů do životního prostředí jejich množství průběžně klesá, a to v důsledku jejich radioaktivní přeměny i různých migračních jevů. V České republice jsou v současnosti hodnoty velmi nízké, ale měřitelné [5, 13, 17–21].

Z uvedeného je zřejmé, že reziduální znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní a po havárii jaderného reaktoru v Černobylu na českém území přetrvává. Účelem této práce bylo zjistit současnou míru kontaminace půdního nadloží podzemních zvodní a hloubku, které tato kontaminace do současnosti ve vertikálním půdním profilu dosáhla, a to zejména kvůli dalšímu vyhodnocení zranitelnosti podzemních vod.

METODIKA

Vertikální distribuce umělých radionuklidů v půdě je sledována v několika lokalitách, které byly na základě širšího kontextu vybrány pro další vyhodnocení zranitelnosti podzemních vod. V tomto článku jsou prezentovány výsledky ze tří lokalit (Hatín, Krašovice a Veltruby), přičemž každá reprezentuje rozdílný typ krajinného pokryvu (Corine Land Cover). U lokality Hatín šlo o jehličnatý les, u Krašovic o louku a u Veltrub dle databáze Corine Land Cover o ornou půdu. Podle dostupných dat se typ krajinného pokryvu v těchto lokalitách v období po havárii v Černobylu nezměnil [22–26]. Vybrané lokality jsou zobrazeny na mapce na obr. 1.



Obr. 1. Umístění lokalit odběru vzorků půd

Samotný odběr vzorků probíhal na dané lokalitě za pomoci půdní sondy spojením 17 dílčích vzorků odebraných ve vytyčené oblasti (čtverec $5 \times 5 \text{ m}$). Hloubka odběru byla 100 cm, jednotlivé vzorky byly odebírány ve vrstvách o tloušťce 5 cm v horních 50 cm půdního profilu, níže potom ve vrstvách po

The Chernobyl accident in today's Ukraine was an event that caused the most significant radioactive contamination of the Czech Republic. The accident occurred on 26/4/1986 and radionuclide leaks continued until May 1986 [3–5]. The emission of radionuclides during the Chernobyl accident significantly contaminated the territory of the Czech Republic [6]. The Atlas [7] quotes total average spatial deposition of ^{137}Cs in the Czech Republic including contamination following the atmospheric nuclear weapon testing of $7.6 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, deposition caused by the Chernobyl accident itself being $4.3 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (the Report [8] states a mean value of $4.2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$). Chernobyl spatial contamination was differentiated according to the local meteorological situation, especially the occurrence of precipitation in the concerned period. Direct data about spatial deposition of ^{137}Cs in the Czech Republic may be found in the Report [8].

At present, some of these radionuclides, in particular ^{137}Cs and possibly also ^{90}Sr , are still present in the environment not only in the vicinity of the Chernobyl power plant [1, 9–11] but also in more remote areas [12–16]. It has been observed that since the introduction of these radionuclides into the environment their amount has been gradually on the decline as a result of radioactive transformation of the monitored radionuclides and various migration phenomena. Radionuclide values in the Czech Republic are currently very low but still measurable [5, 13, 17–21].

It is clear from the above that residual contamination following atmospheric nuclear weapon testing and the Chernobyl nuclear reactor accident still remains in the Czech territory. The purpose of this paper has been to establish the current degree of contamination of the soil superstratum of underground aquifers and the depth that this contamination has reached in the vertical soil profile to date, primarily in order to be able to further evaluate ground water vulnerability.

METHODOLOGY

Vertical distribution of anthropogenic radionuclides in soil has been monitored in several sites, selected with a view to a broader context for further evaluation of ground water vulnerability. This paper presents results from three sites (Hatín, Krašovice and Veltruby), each of which represents a different Corine Land Cover. In the Hatín site it was a coniferous forest, in Krašovice a meadow and in Veltruby arable land. According to available data, the type of land cover in these sites has not changed since the Chernobyl accident [22–26]. Fig. 1 shows the selected sites on a map.



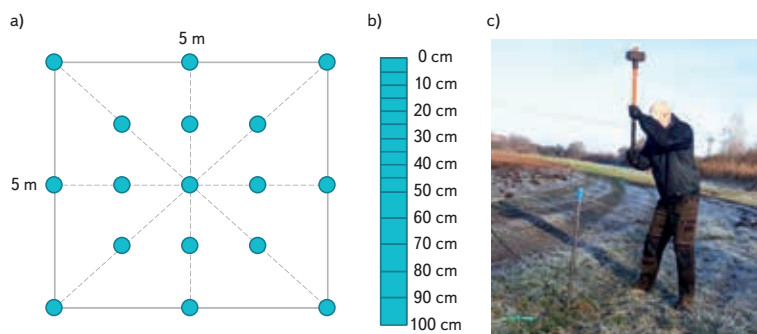
Fig. 1. Location of the soil sampling sites

10 cm, jak je schematicky zobrazeno na obr. 2. Po odběru byly vzorky bez prodlení dopraveny do laboratoře, kde byly vysušeny, homogenizovány a poté připraveny pro stanovení radionuklidů.

Odběry vzorků i následné analýzy byly provedeny pracovníky Zkušební laboratoře technologií a složek životního prostředí VÚV TGM, která je držitelem osvědčení o akreditaci Českého institutu pro akreditaci (ČIA) a osvědčení o správné činnosti laboratoře Střediska pro posuzování laboratoří ASLAB.

Pro stanovení umělých radionuklidů byla v laboratoři využita metoda spektrometrie záření gama. Analýza probíhala na zařízení firmy Canberra Packard s koaxiálním polovodičovým detektorem typu HPGe dle ČSN EN ISO 10703 (757630) [27] upravené pro pevné vzorky. Geometrie měření byla ověřována pomocí etalonů Českého metrologického institutu. Podmínky měření (hmotnost vzorku, doba měření) byly voleny tak, že hodnota nejmenší detekovatelné aktivity (NDA) pro ^{137}Cs na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla $1,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ nebo nižší; výsledky vyjádřeny v $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny vzorku. Ze spektra záření gama byly vyhodnocovány umělé radionuklidy: ^{57}Co , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs a ^{241}Am , do dalšího hodnocení však byla zahrnuta jen data o ^{137}Cs , protože ostatní zmíněné radionuklidy nebyly ve vzorcích detekovány. Hodnoty NDA pro tyto radionuklidy byly nižší než: $0,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{57}Co), $1,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{60}Co), $1,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{134}Cs) a $4,0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{241}Am).

Dále byly v půdních vzorcích laboratorně stanoveny obsahy zrnitostních frakcí (jíl, prach a písek) v souladu s normou ČSN EN ISO 17892-4 [28] a výsledky vyhodnoceny dle USDA [29]. Nakonec bylo stanoveno množství oxidovatelného uhlíku (C_{ox}) dle normy ISO 14235:1998 [30]. C_{ox} byl přepočítán na obsah humusu pomocí Welteho koeficientu.



Obr. 2. Odběr vzorků vertikálního profilu půdy: a) schéma odběru dílčích vzorků ve čtverci $5 \times 5 \text{ m}$, b) znázornění odběru jednotlivých vzorků dle hloubky odběru, c) práce v terénu s odběrovým zařízením – půdní sondou

VÝSLEDKY A DISKUZE

Radionuklid ^{137}Cs byl detekován ve vzorcích půdy ve všech třech hodnocených lokalitách. Podrobné výsledky stanovení ^{137}Cs ve vertikálním profilu půdy v jednotlivých lokalitách jsou zobrazeny na obr. 3–5. Je vidět, že nejvyšší aktivita ^{137}Cs ($a_{\text{max}}^{137}\text{Cs}$) byla zjištěna ve vrstvách nejbliže k povrchu. V lokalitách Krašovice a Veltruby to bylo v horních 10 cm půdy, kde ve vrstvách 0–5 cm a 5–10 cm byly naměřené hodnoty ^{137}Cs podobné, v lokalitě Hatín to bylo jen v horních 5 cm, poté se již aktivita významně snižovala. To svědčí o pevné vazbě většiny ^{137}Cs v půdě a velmi pomalém transportu vertikálním profilem, neboť od poslední významné depoziční události uplynulo v době odběrů vzorků přibližně 35 let. To potvrzují i další studie, které se tématem zabývaly, např. [15, 31]. Zjištěné výsledky odpovídají i předchozí práci VÚV TGM [32], kde bylo sledováno ^{137}Cs ve vertikálním profilu půdy v roce 1995 a 2015.

Maximální aktivity ^{137}Cs v jednotlivých lokalitách byly srovnatelné (viz tab. 1), stejně jako průměrné aktivity ^{137}Cs ve sledované vrstvě půdy, vypočítané jako aritmetický průměr naměřených hodnot vyšších než $1,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v jednotlivých

The actual sampling in the given sites took place with the help of a soil probe by putting together 17 partial samples collected in the marked-out area (a square of $5 \times 5 \text{ m}$). The sampling depth was 100 cm and individual samples were taken in 5-cm thick layers in the upper 50 cm of the soil profile and further down in 10-cm thick layers, as shown by Fig. 2. Following the collection, the samples were immediately transported to a lab where they were dried, homogenised and prepared for the determination of radionuclides.

The sampling and the subsequent analyses were performed by staff of the Testing Laboratory of Technologies and Environment Components of the TGM WRI, which holds an accreditation granted by the Czech Accreditation Institute (CIA) and a good laboratory practice certificate granted by the Centre for the assessment of laboratories ASLAB.

The gamma-ray spectrometry method was used to determine anthropogenic radionuclides in the lab; the analysis was carried out pursuant to the ČSN EN ISO 10703 (757630) technical standard [27] adjusted for solid samples, using Canberra Packard equipment with a coaxial semi-conductor detector of the HPGe type. The measurement geometry was verified by the Czech Metrology Institute standards. Measurement conditions (sample weight, measurement duration) were selected in such a way that the Minimum Detectable Activity (MDA) of ^{137}Cs in the confidence interval $\alpha = \beta = 0.05$ was $1.3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ or lower. The results were expressed in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ of the dry matter of the sample. The following anthropogenic radionuclides were determined from the gamma radiation spectre: ^{57}Co , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{241}Am . However, only data concerning ^{137}Cs were included in further evaluation because the remaining radionuclides were not detected in the samples. The MDA of these radionuclides was lower than $0.9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{57}Co), $1.7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{60}Co), $1.8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{134}Cs) and $4.0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (^{241}Am).

Besides, soil texture (sand, silt, clay) of the samples was determined in the lab in accordance with the ČSN EN ISO 17892-4 technical standard [28] and the results were evaluated according to the USDA [29]. Besides, the amount of oxidisable carbon (C_{ox}) was determined in accordance with the ISO 14235:1998 standard [30]. C_{ox} was converted to humus content using Welte's coefficient.

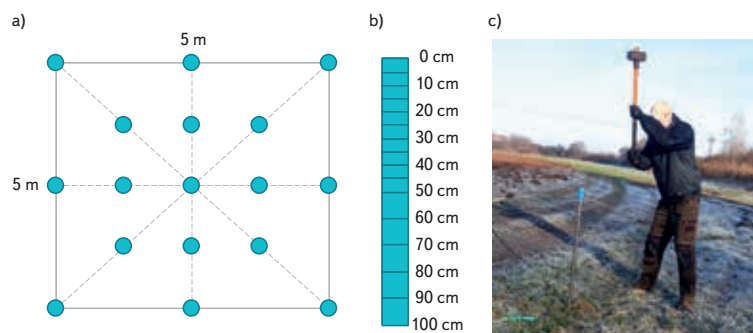


Fig. 2. Soil vertical profile sampling: a) Chart showing the collection of partial samples in a $5 \times 5 \text{ m}$ square; b) Illustration of sampling according to the depth; c) Use of sampling equipment (a soil probe) in the field

RESULTS AND DISCUSSION

Radionuclide ^{137}Cs was detected in soil samples in all the three evaluated sites. Fig. 3 to 5 show detailed results of the determination of ^{137}Cs in the vertical soil profile in the individual sites. The highest activity of ^{137}Cs ($a_{\text{max}}^{137}\text{Cs}$) was established in layers closest to the surface. In Krašovice and Veltruby it was in the upper 10 cm of soil and the measured values of ^{137}Cs were similar in 0–5 cm and 5–10 cm, whereas in the Hatín site it was only in the upper 5 cm and then the activity significantly decreased. This is evidence of the fact that most of ^{137}Cs is strongly bound in soil and is transported through its vertical profile only very slowly because at the time of the sampling approximately 35 years had

vrstvách do hloubky 100 cm, vážený na základě tloušťky odebírané vrstvy. To odpovídá i dostupným údajům [7] o depozici ^{137}Cs po havárii v Černobylu v daných lokalitách, neboť všechny tři lokality se nacházely ve stejném rozmezí odhadované depozice ^{137}Cs po černobylské havárii (4–10 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$), podobně jako dle [8]. Vybrané lokality tedy odpovídají spíše průměrnému zasažení černobylským spadem (podle [8] byla střední hodnota spadu po černobylské havárii v České republice 4,2 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, maximální naměřená hodnota byla 80 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$). Aktuálně naměřené aktivity ^{137}Cs souhlasí i s výsledky dřívější studie provedené ve VÚV TGM [32].

Z hlediska hodnocení vertikálního transportu ^{137}Cs a posouzení zranitelnosti podzemních vod je důležité, do jaké hloubky kontaminace ^{137}Cs v půdním profilu pronikla. Z tohoto důvodu byla vyhodnocena hloubka, v níž byla zjištěna aktivita ^{137}Cs větší než 1,3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Lze konstatovat, že v lokalitách Krašovice a Hatín byla hloubka proniknutí ^{137}Cs podobná – aktivity ^{137}Cs vyšší než 1,3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ byly nalezeny do hloubky 30 cm, resp. 35 cm. Výrazně vyšší hloubka byla zjištěna v lokalitě Veltruby, a to 80 cm. Vzhledem k tomu, že v lokalitě Veltruby jde o typ krajinného pokryvu orná půda, přichází v úvahu rozptýlení kontaminace ve vertikálním profilu v důsledku orby. Z literatury [31] je zřejmé, že vertikální distribuce ^{137}Cs v obdělávaných půdách se značně liší od neobdělávaných. Tam, kde probíhala kultivace půdy orbou, lze očekávat, že v horní vrstvě půdy bude aktivita ^{137}Cs distribuována rovnoměrně v důsledku mechanického promíchávání. I v této lokalitě je však většina kontaminace soustředěna do povrchové vrstvy půdy (horních 10 cm) a poté klesá, z čehož lze usuzovat, že k tomuto způsobu hospodaření na daném pozemku nedocházelo (v době odběru byla lokalita pokryta travním porostem). Toto zjištění proto odporuje klasifikaci lokality Veltruby podle Corine Land Cover jako orné půdy. Zvláštnosti v tomto profilu vykazují i doplňková půdní analýza, jak je uvedeno níže.

Dle specializované půdní mapy [33] byl půdní typ ve všech třech případech určen jako fluvizem, tedy půda vyvinutá v nivách vodních toků z povodňových sedimentů, kde dochází k občasnému zaplavení a zvýšení vlhkosti půdy. To bylo rovněž lokálně potvrzeno pomocí půdní sondy. V případě lokalit Krašovice a Hatín jde o fluvizem modální, na odběrovém místě Veltruby se nachází fluvizem glejová. V případě fluvizemě glejové v lokalitě Veltruby jsou přítomny reductomorfní znaky v hloubce od 60 cm, které značí pravidelné nasycování profilu vodou. Trvalá hladina podzemní vody však v hloubce odběru nebyla zjištěna ani v jednom z profilů. Půdní druh (USDA) byl v případě lokality Hatín určen jako hlinitý písek (obsah písku přes 80 %), v Krašovicích jako písčitá hlína (obsah písku přes 50 %) a ve Veltrubech jako hlína prachovitá (obsah prachu přes 50 %). Zrnitostní složení půd ve sledovaných lokalitách je uvedeno na obr. 6.

Obsah humusu v půdě lokality Hatín byl velmi vysoký ve svrchních horizontech (22,6 % humusu v hloubce 0–5 cm), s hloubkou odběru rovnoměrně klesal až na 0,77 % humusu v hloubce 90–100 cm. Naměřené hodnoty ^{137}Cs ve svrchní vrstvě lesní půdy v lokalitě Hatín přibližně odpovídají hodnotám zjištěným v lesním humusu ve studii [34] (s přihlédnutím k podílu humusu v analyzované půdě). Rovnoměrný pokles obsahu humusu byl zaznamenán také v případě lokality Krašovice, kde byl však obsah humusu výrazně nižší než v lokalitě Hatín, přesto v případě svrchních horizontů vysoký (5,43 % v hloubce 0–5 cm, 0,28 % v hloubce 90–100 cm). Klesající obsah humusu s hloubkou půdy je standardní jev, proto byly překvapivé výsledky rozboru půdy v lokalitě Veltruby, kde byl obsah humusu v hloubce 0–5 cm velmi vysoký (9,43 %) a dle očekávání s hloubkou klesal, ale od 50–60 cm začal opět stoupat a v hloubkách od 80 do 100 cm byl vyšší než 12 %. Jelikož se lokalita nachází v rovině, dá se vyloučit, že by tento jev byl způsoben erozí a transportem materiálu. Jako pravděpodobnější vysvětlení se jeví technický zásah do půdního profilu, případně vliv zaplavování a s tím související vertikálně proměnný obsah humusu ve vrstvě povodňových hlín. Tyto možné události mohly také ovlivnit distribuci ^{137}Cs . Pro vysvětlení bude potřeba dalšího průzkumu této lokality. Změny v obsahu humusu ve vertikálních proflech sledovaných lokalit je možno vidět na obr. 6.

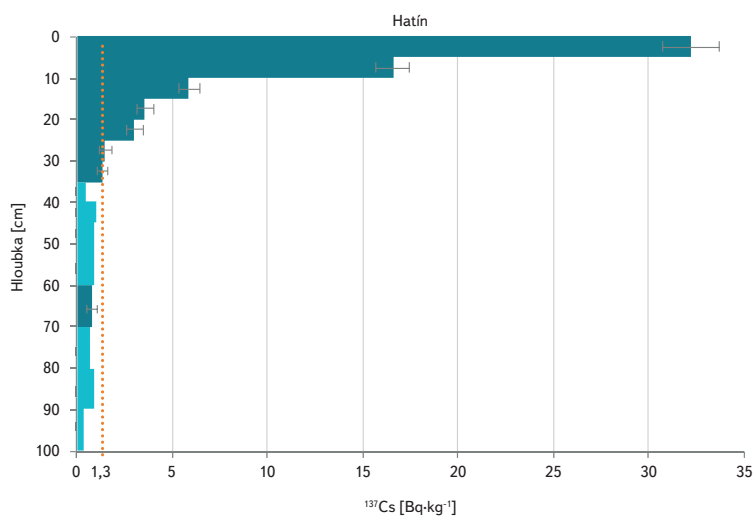
passed since the last major deposition event. This is confirmed also by other papers dedicated to this topic, e.g. [15, 31]. The established results correspond with work previously carried out by the TGM WRI [32] that monitored ^{137}Cs in the vertical soil profile in 1995 and in 2015.

Maximum activity of ^{137}Cs in the individual sites was comparable (see Tab. 1) and so was average activity of ^{137}Cs in the monitored soil layer calculated as arithmetic average of measured values higher than 1.3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ in the individual layers up to the depth of 100 cm, weighed on the basis of sampled layer thickness. This corresponds with available data [7] regarding the deposition of ^{137}Cs in the individual sites after the Chernobyl accident where all the three sites were in the same range of estimated deposition of ^{137}Cs after the Chernobyl accident (4–10 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$); likewise according to [8]. The selected sites therefore match rather average Chernobyl fallout (according to [8], the mean fallout value after the Chernobyl accident stood at 4.2 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ in the Czech Republic whilst the maximum measured value stood at 80 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$). The currently measured activity of ^{137}Cs corresponds with results of an earlier study carried out by the TGM WRI [32].

As regards the evaluation of vertical transport of ^{137}Cs and assessment of ground water vulnerability, it is important what depth ^{137}Cs contamination has reached in the soil profile. For the above reason, the depth with established ^{137}Cs activity exceeding 1.3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ was evaluated. It may be stated that in the Krašovice and Hatín sites the depth of ^{137}Cs penetration was similar: ^{137}Cs activity exceeding 1.3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ was established up to the depth of 30 or 35 cm. A significantly greater depth was established in the Veltruby site, namely 80 cm. Since the land cover in the Veltruby site comprises arable land, contamination may have been dispersed in the vertical profile as a result of tillage. It is clear from the bibliography [31] that vertical distribution of ^{137}Cs in cultivated soil considerably differs from that in uncultivated soil. Where soil was cultivated by tillage, the upper soil layer is expected to have evenly distributed ^{137}Cs activity due to mechanical mixing. However, since even in this site most of the contamination is concentrated in the top soil layer (the upper 10 cm) and then it drops, it may be presumed that this type of cultivation of the given plot of land did not take place (at the time of the sampling the site was covered by grass). This finding goes against the classification of the site according to the Corine Land Cover as arable land. Supplementary soil analysis also shows peculiarities of this profile, as stated below.

According to a specialised Soil Map [33], the soil type in all the three cases was determined as fluvial soil, which was locally confirmed by a soil probe. In the Krašovice and Hatín sites there is modal fluvial soil whereas in the Veltruby sampling site there is gley fluvial soil. Fluvial soil develops in fluvial valleys from flood sediments and is occasionally flooded as a result of which soil humidity increases. Gley fluvial soil in the Veltruby site contains reductomorphic signs at the depth of 60 cm, which is evidence of regular profile saturation with water. However, permanent ground water level was not established in the sampling depth of any of the profiles. Soil type (USDA) in the Hatín site was determined as clay sand (sand content exceeding 80 %), in Krašovice as sand clay (sand content exceeding 50 %) and in Veltruby as silt clay (silt content exceeding 50 %). The composition of soil texture in the monitored sites is shown by Fig. 6.

Humus content in soil in the Hatín site was very high in the upper horizons (22.6 % of humus in the depth of 0–5 cm); as the sampling depth increased, it evenly dropped to 0.77 % of humus in the depth of 90–100 cm. The measured values of ^{137}Cs in the upper forest soil layer in the Hatín site roughly correspond to values established in forest humus in the paper [34] (with a view to humus content in the analysed soil). An even drop in humus content was noted also in the Krašovice site where humus content was, however, significantly lower than in Hatín, yet it was high in the upper horizons (5.43 % at the depth of 0–5 cm and 0.28 % at the depth of 90–100 cm). Declining humus content linked to increasing soil depth is a standard phenomenon and that is why soil analysis results in the Veltruby site were interesting because humus content there was



Obr. 3. Aktivita ^{137}Cs naměřená ve vertikálním profilu půdy v lokalitě Hatín (světlejší barvou jsou znázorněny hodnoty NDA tam, kde naměřené hodnoty ležely pod NDA)

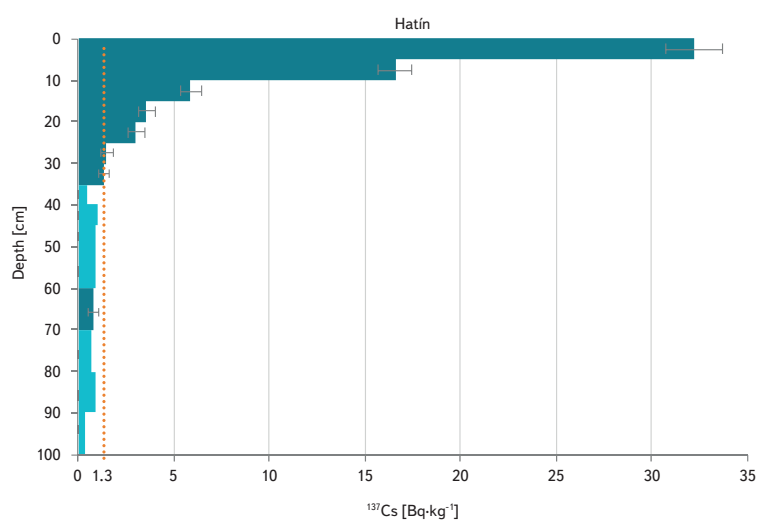
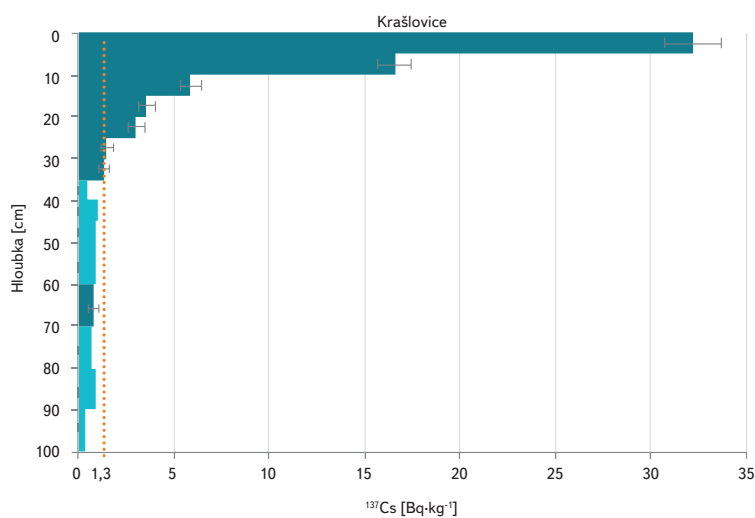


Fig. 3. ^{137}Cs activity measured in the vertical soil profile in the Hatín site (the light blue colour stands for measured values below the MDA)



Obr. 4. Aktivita ^{137}Cs naměřená ve vertikálním profilu půdy v lokalitě Krašovice (světlejší barvou jsou znázorněny hodnoty NDA tam, kde naměřené hodnoty ležely pod NDA)

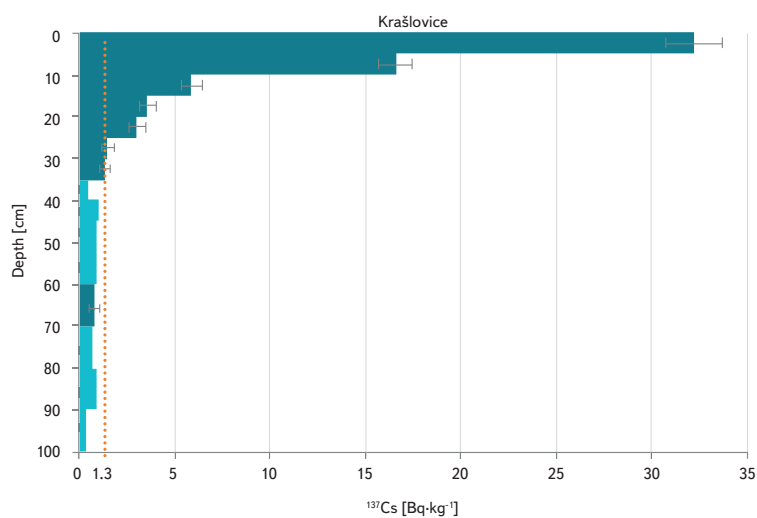
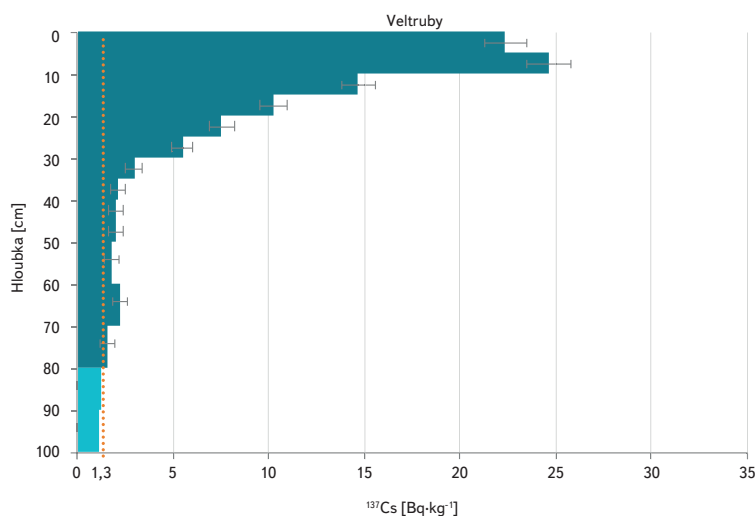


Fig. 4. ^{137}Cs activity measured in the vertical soil profile in the Krašovice site (the light blue colour stands for measured values below the MDA)



Obr. 5. Aktivita ^{137}Cs naměřená ve vertikálním profilu půdy v lokalitě Veltruby (světlejší barvou jsou znázorněny hodnoty NDA tam, kde naměřené hodnoty ležely pod NDA)

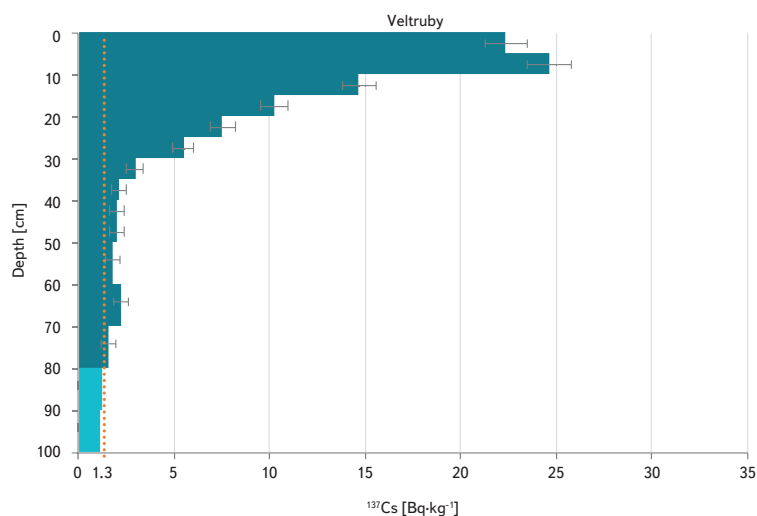


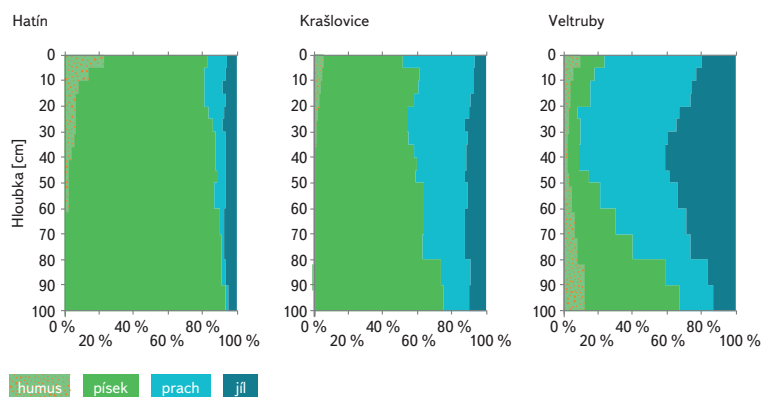
Fig. 5. ^{137}Cs activity measured in the vertical profile in the Veltruby site (the light blue colour stands for measured values below the MDA)

Tab. 1. Přehled výsledků vyhodnocení stanovení aktivity ^{137}Cs ve vertikálním profilu půdy ve sledovaných lokalitách: $a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ – nejvyšší aktivita ^{137}Cs naměřená ve vertikálním profilu, $h-a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ – hloubka vrstvy, ve které byla naměřena nejvyšší aktivita ^{137}Cs , $a_{\text{prům}} (^{137}\text{Cs})$ – průměrná aktivita ^{137}Cs ve sledované vrstvě půdy (do hloubky 100 cm), $H-a_{<1,3\text{Bq/kg}} (^{137}\text{Cs})$ – hloubka, do které pronikla aktivita ^{137}Cs vyšší než $1,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Lokalita	Datum odběru	$a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]	$h-a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ [cm]	$a_{\text{prům}} (^{137}\text{Cs})$ [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]	$H-a_{<1,3\text{Bq/kg}} (^{137}\text{Cs})$ [cm]	Krajinný pokryv
Hatín	10. 5. 2021	$32,2 \pm 1,5$	0–5	4,4	35	Jehličnatý les
Krašovice	23. 7. 2020	$21,0 \pm 0,9$ $20,7 \pm 1,1$	0–5 5–10	5,1	30	Pastvina, louka
Veltruby	24. 11. 2020	$22,4 \pm 1,1$ $24,6 \pm 1,2$	0–5 5–10	7,0	80	Orná půda

Tab. 1. Summary evaluation of ^{137}Cs activity in the vertical soil profile in the monitored sites: $a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ – maximum activity of ^{137}Cs measured in the vertical profile; $h-a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ – depth of the layer where the maximum ^{137}Cs activity was measured; $a_{\text{aver}} (^{137}\text{Cs})$ – average ^{137}Cs activity in the monitored soil layer (up to the depth of 100 cm); $H-a_{<1,3\text{Bq/kg}} (^{137}\text{Cs})$ – depth into which ^{137}Cs contamination higher than $1.3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ penetrated

Site	Sampling date	$a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]	$h-a_{\max} (^{137}\text{Cs})$ [cm]	$A_{\text{aver}} (^{137}\text{Cs})$ [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]	$H-a_{<1,3\text{Bq/kg}} (^{137}\text{Cs})$ [cm]	Land cover
Hatín	10/5/2021	32.2 ± 1.5	0–5	4.4	35	Coniferous forest
Krašovice	23/7/2020	21.0 ± 0.9 20.7 ± 1.1	0–5 5–10	5.1	30	Pasture, meadow
Veltruby	24/11/2020	22.4 ± 1.1 24.6 ± 1.2	0–5 5–10	7.0	80	Arable land



Obr. 6. Vlastnosti půd ve vertikálním profilu ve sledovaných lokalitách – zrnitostní složení (písek, prach, jíl) a podíl humusu

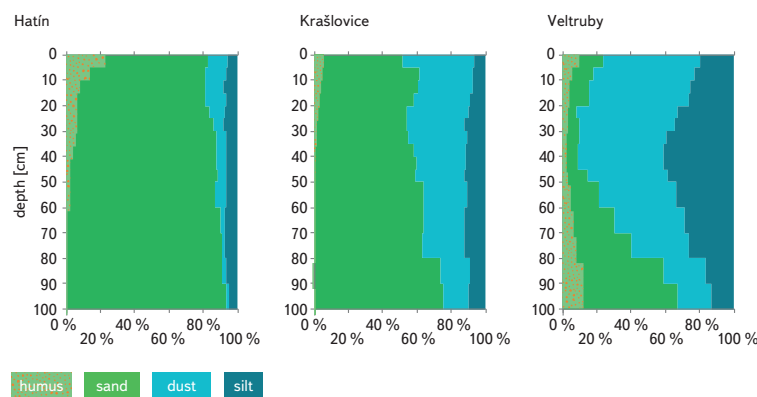


Fig. 6. Soil properties in the vertical profile in the monitored sites – soil texture (sand, silt, clay) and humus content

ZÁVĚR

Výsledky sledování vertikální distribuce ^{137}Cs v půdě potvrdily, že kontaminace půdy tímto umělým radionuklidem je v České republice stále měřitelná, přestože od poslední významné depoziční události (havárie v Černobylu) uplynulo již 35 let. Většina aktivity ^{137}Cs je v půdě pevně vázána, takže rychlost jeho transportu do hlubších vrstev půdního profilu je jen velmi pomalá a většina zjištěné aktivity ^{137}Cs se nachází v povrchové vrstvě půdy. Přesto v závislosti na místních vlastnostech půdy a dalších podmínkách dochází k postupnému pronikání kontaminace do větší hloubky, jde však o výrazně nižší aktivity, než jsou zjišťovány při povrchu.

very high (9.43 %) at the depth of 0–5 cm and decreased in greater depths but then started to rise again in the depths of 80 to 100 cm and was higher than 12 %. Since the site is located in a flat area, it may be ruled out that this phenomenon would be caused by erosion and transport of material. A technical intervention into the soil profile or the impact of flooding and connected vertically changeable humus content in the flood soil layer seems to be a more plausible explanation. These possible events may also have had an impact on the distribution of ^{137}Cs in this site. In order to explain this, a further survey of this site shall be necessary. Fig. 6 shows changes in humus content in vertical profiles of the assessed sites.

S ohledem na hodnocení zranitelnosti podzemních vod (jejich kontaminace ^{137}Cs) lze konstatovat, že většina ^{137}Cs je ve sledovaných lokalitách zachycena vrchní vrstvou půdy a v úvalu přichází průnik jen velmi malého množství ^{137}Cs . V následující fázi bude práce zaměřena na vyhodnocení půd v dalších lokalitách, dále na zjištění velmi nízkých objemových aktivit ^{137}Cs , jež by mohly do podzemních vod proniknout, a také na vyhodnocení transportu ^{90}Sr , které obecně vykazují větší mobilitu v půdních systémech [35–36].

Poděkování

Tento článek byl připraven v rámci projektu „Inovativní metody detekce ultranízkých koncentrací radionuklidů k hodnocení zranitelnosti zdrojů pitné vody při jaderné havárii“, č. VI20192022142, financovaného Ministerstvem vnitra ČR v rámci Bezpečnostního výzkumu České republiky 2015–2022.

Literatura

- [1] IZRAEL, Y. A. Chernobyl Radionuclide Distribution and Migration. *Health Physics* [on-line]. 2007, 93(5), s. 410–417. ISSN 0017-9078. Dostupné z: doi: 10.1097/01.HP.0000285092.10598.41
- [2] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources* [on-line]. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 2000. Dostupné z: https://www.unscear.org/docs/publications/2000/UNSCEAR_2000_Report_Vol.I.pdf
- [3] VAN DER STRICHT, E., KIRCHMANN, R. *Radioecology: Radioactivity and Ecosystems*. Liège (Belgium): Fortemps, 2001. 624 s. ISBN 2-9600316-0-1.
- [4] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects* [on-line]. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 2000. Dostupné z: https://www.unscear.org/docs/publications/2000/UNSCEAR_2000_Report_Vol.II.pdf
- [5] SMITH, J., BERESFORD, N. A. *Chernobyl — Catastrophe and Consequences*. 1. vyd. Berlin, Heidelberg: Springer, 2005. 310 s. Springer Praxis Books. ISBN 978-3-540-23866-9.
- [6] HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D., JURANOVÁ, E. Vliv atmosférických testů jaderných zbraní a významných jaderných havárií na obsah radioaktivních látek v povrchových vodách na území České republiky. *Sdružení oboru vodovodů a kanalizací ČR (SOVAK)*. 2013, 22(10), s. 12–15. ISSN 1210-3039.
- [7] DE CORT, M., DUBOIS, G., FRIDMAN, Sh. D., GERMENCHUK, M. G., IZRAEL, Y. A., JANSSENS, A., JONES, A. R., KELLY, G. N., KVASNIKOVA, E. V., MATVEENKO, I. I., NAZAROV, I. M., POKUMEIKO, Y. U., SITAK, V. A., STUKIN, E. D., TABACHNY, L. Y., TSATUROV, Y. S., AVDYUSHIN, S. I. *Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident* [on-line]. B. m.: Office for Official Publications of the European Communities, 1998 [vid. 18. srpen 2021]. ISBN 92-828-3140-X. Dostupné z: <http://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/110b15f7-4df8-49a0-856f-be8f681ae9fd>
- [8] RULÍK, P., HELEBRANT, J. *Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl*. [on-line]. Zpráva SÚRO, č. 22/2011 [vid. 19. srpen 2021]. Zprávy k černobylské havárii jaderné elektrárny v roce 1996. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/černobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>
- [9] BONDAR, Yu., NENASHEV, R., KALINICHENKO, S., MARCHENKO, Yu., DOWDALL, M., STANDRING, W., BROWN, J., PETERSEN, M., SKIPPERUD, L., ZABROTSKI, V. The Distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , and ^{241}Am in Waterbodies of Different Origins in the Belarusian Part of Chernobyl Exclusion Zone. *Water Air and Soil Pollution* [on-line]. 2015, 226, s. 63. Dostupné z: doi: 10.1007/s11270-015-2354-1
- [10] KASHPAROV, V., LEVCHUK, S., ZHURBA, M., PROTSAK, V., KHOMUTININ, Y., BERESFORD, N. A., CHAPLOW, J. S. Spatial Datasets of Radionuclide Contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data* [on-line]. 2018, 10(1), s. 339–353. ISSN 1866-3508. Dostupné z: doi: 10.5194/essd-10-339-2018
- [11] IVANOV, Y. A., LEWYCKYJ, N., LEVCHUK, S. E., PRISTER, B. S., FIRSAKOVA, S. K., ARKHIPOV, N. P., ARKHIPOV, A. N., KRUGLOV, S. V., ALEXAKHIN, R. M., SANDALLS, J., ASKBRANT, S. Migration of Cs-137 and Sr-90 from Chernobyl Fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian Soils. *Journal of Environmental Radioactivity* [on-line]. 1997, 35(1), s. 1–21. ISSN 0265-931X. Dostupné z: doi: 10.1016/S0265-931X(96)00036-7
- [12] SANGIORGI, M., CEBALLOS, M. A. H., IURLARO, G., CINELLI, G., DE CORT, M. 30 Years of European Commission Radioactivity Environmental Monitoring Data Bank (REMdb) – An Open Door to Boost Environmental Radioactivity Research. *Earth System Science Data* [on-line]. 2019, 11(2), s. 589–601. ISSN 1866-3508. Dostupné z: doi: 10.5194/essd-11-589-2019
- [13] PRÖHL, G., EHLKEN, S., FIEDLER, I., KIRCHNER, G., KLEMT, E., ZIBOLD, G. Ecological Half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* [on-line]. 2006, 91(1), s. 41–72. ISSN 0265-931X. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jenvrad.2006.08.004

CONCLUSION

The results of monitoring vertical distribution of ^{137}Cs in soil confirmed that soil contamination with this anthropogenic radionuclide in the Czech Republic is still measurable even though already 35 years have passed since the last major deposition event (the Chernobyl accident). Most of ^{137}Cs activity is strongly bound in soil and the speed of its transport into deeper soil profile layers is therefore only very slow and most of established ^{137}Cs activity is thus located in the top soil layer. In spite of that, contamination gradually penetrates into greater depths depending on local soil properties and other conditions; however, this activity is significantly lower than activity established at the surface.

As regards the evaluation of ground water vulnerability (its contamination with ^{137}Cs), it may be said that most of ^{137}Cs is captured by the top soil layer in the monitored sites and only a small amount of ^{137}Cs may penetrate further. Further work shall focus on evaluating soil in other sites and on determining very low volume activities of ^{137}Cs that could get to ground water as well as on evaluating the transport of ^{90}Sr , which generally shows higher mobility in soil systems [35, 36].

Acknowledgements

This paper was written within project No. VI20192022142 entitled “Innovative Methods of Detecting Ultra-low Radionuclide Concentrations for the Purposes of Evaluating the Vulnerability of Drinking Water Sources during a Nuclear Accident” funded by the Ministry of the Interior of the CR within the framework of the Security Research Programme of the Czech Republic 2015–2022.

[14] CHIBOWSKI, S., MITURA, A. Studies of the Rate of Migration of Radiocesium in Some Types of Soils of Eastern Poland. *Science of the Total Environment* [on-line]. 1995, 170(3), s. 193–198. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi: 10.1016/0048-9697(95)04707-3

[15] ALMGREN, S., ISAKSSON, M. Vertical Migration Studies of Cs-137 from Nuclear Weapons Fallout and the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity* [on-line]. 2006, 91(1–2), s. 90–102. ISSN 0265-931X. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jenvrad.2006.08.008

[16] RUHM, W., KAMMERER, L., HIERSCH, L., WIRTH, E. Migration of Cs-137 and Cs-134 in Different Forest Soil Layers. *Journal of Environmental Radioactivity* [on-line]. 1996, 33(1), s. 63–75. ISSN 0265-931X. Dostupné z: doi: 10.1016/0265-931X(95)00069-M

[17] HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D., JURANOVÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B. Kinetics of H-3, Sr-90 and Cs-137 Content Changes in Hydrosphere in the Vltava River System (Czech Republic). *Journal of Environmental Radioactivity* [on-line]. 2018, 188, s. 1–10. ISSN 0265-931X. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jenvrad.2017.11.029

[18] JURANOVÁ, E., HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D. Temporal Development of Radiocaesium and Radiostromium Concentrations in the Hydrosphere-Methods of Evaluation. *Water Air and Soil Pollution* [on-line]. 2015, 226(10). ISSN 0049-6979. Dostupné z: doi: 10.1007/s11270-015-2601-5

[19] MAREŠOVÁ, D., JURANOVÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B. Vliv Jaderné elektrárny Temelín na obsah vybraných radionuklidů v povrchových vodách. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2020, 62(4), s. 38–43. ISSN 0322–8916, 1805–6555.

[20] HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D., JURANOVÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B. Změny obsahu radionuklidů v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín v období 1990–2016. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2017, 59(6), s. 18–23. ISSN 0322–8916, 1805–6555.

[21] *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience* [on-line]. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' Text. STI/PUB/1239. Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA), 2006. Radiological Assessment Reports Series: No. 8. Dostupné z: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf

[22] European Environment Agency (EEA) under the Framework of the Copernicus Programme. *Corine Land Cover (CLC) 1990, Version 2020_20u1* [on-line]. 2019 [vid. 19. srpen 2021]. Dostupné z: <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-1990/view>

[23] European Environment Agency (EEA) under the Framework of the Copernicus Programme. *Corine Land Cover (CLC) 2000, Version 2020_20u1* [on-line]. 2019 [vid. 19. srpen 2021]. Dostupné z: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2000/view>

[24] European Environment Agency (EEA) under the Framework of the Copernicus Programme. *Corine Land Cover (CLC) 2006, Version 2020_20u1* [on-line]. 2019 [vid. 9. srpen 2021]. Dostupné z: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2006/view>

[25] European Environment Agency (EEA) under the Framework of the Copernicus Programme. *Corine Land Cover (CLC) 2012, Version 2020_20u1* [on-line]. 2019 [vid. 9. srpen 2021]. Dostupné z: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012/view>

[26] European Environment Agency (EEA) under the Framework of the Copernicus Programme. *Corine Land Cover (CLC) 2018, Version 2020_20u1* [on-line]. 2019 [vid. 9. srpen 2021]. Dostupné z: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018/view>

[27] ČSN EN ISO 10703:2008/Z1 (757630) *Kvalita vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů – Metoda spektrometrie záření gama s vysokým rozlišením*. B. m.: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (ÚNMZ), 2016

[28] ČSN EN ISO 17892-4 (72 1007) *Geotechnický průzkum a zkoušení – Laboratorní zkoušky zemín – Část 4: Stanovení zrnitosti*. B. m.: Český normalizační institut (ČNI), 2017

[29] *USDA Textural Soil Classification. Study Guide. Module 3*. B. m.: United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service, 1987. Soil Mechanics Level I.

[30] *ISO 14235:1998 Soil quality – Determination of Organic Carbon by Sulfochromic Oxidation*. B. m.: International Organization for Standardization (ISO), 1998

[31] JAGERCIKOVA, M., CORNU, S., LE BAS, Ch., EVRARD, O. Vertical Distributions of Cs-137 in Soils: a Meta-Analysis. *Journal of Soils and Sediments* [on-line]. 2015, 15(1), s. 81–95. Dostupné z: doi: 10.1007/s11368-014-0982-5

[32] JURANOVÁ, E., HANSLÍK, E., SEDLÁŘOVÁ, B. Vertikální migrace umělých radionuklidů v půdním profilu. In: SEDLÁŘOVÁ, B. ed. *XXIV. Konzultační dny pro pracovníky vodohospodářských radiologických laboratoří*. Lednice: VÚV TGM, 2016. ISBN 978- 80-87402-56-6.

[33] Česká geologická služba (ČGS). *Půdní mapa 1: 50 000* [on-line]. [vid. 27. srpen 2021]. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/pudy/>

[34] PILÁTOVÁ, H., SUCHARA, I., RULÍK, P., SUCHAROVÁ, J., HELEBRANT, J., HOLÁ, M. *Mapy obsahu ¹³⁷Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005* [on-line]. Zpráva SÚRO, č. 26/2011. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-2005>

[35] BUGAI, D., SMITH, J., HOQUE, M. A. Solid-Liquid Distribution Coefficients (K_d-s) of Geological Deposits at the Chernobyl Nuclear Power Plant Site with Respect to Sr, Cs and Pu Radionuclides: A Short Review. *Chemosphere* [on-line]. 2020, 242, s. 125–175. ISSN 0045-6535. Dostupné z: doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125175

[36] *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments* [on-line]. Text. 472. Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA). 2010 [vid. 20. srpen 2021]. Technical Reports Series. Dostupné z: https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/trs472_web.pdf

Autoři

Ing. Eva Juranová

✉ eva.juranova@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-9021-7307

Ing. Josef Kratina, Ph.D.

✉ josef.kratina@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-6095-586X

Ing. Barbora Sedlářová

✉ barbora.sedlarova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-0271-8473

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.

✉ diana.maresova@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-9047-6747

Michal Novák

✉ michal.novak@vuv.cz

Ing. Irena Pohlová

✉ irena.pohlova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-0758-6465

RNDr. Josef Vojtěch Datel, Ph.D.

✉ josef.datel@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-1451-0135

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

Príspevek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2021.09.003



Výzkum hyporheických biofilmů Vltavy v NP Šumava s ohledem na juvenilní perlorodky, jejich potravní nároky a dostatečné nasycení intersticiální vody kyslíkem

RADKA ČABLOVÁ, MARTIN RULÍK, ADAM ČABLA, MAGDALENA FIRLOVÁ

Klíčová slova: biofilm – TOC – polysacharidy – kyslík – respirace – perlorodka říční

SOUHRN

Výzkum biofilmů probíhá v rámci projektu „Posílení a ochrana populace perlorodky říční v NP Šumava“ již od roku 2018, kdy byly hledány a testovány vhodné výzkumné metody a postupy studia vývoje biofilmů na hyporheických sedimentech (např. inkubace skleněných kuliček versus inkubace říčního sedimentu, granulometrický průzkum sedimentů dna) a vybrány nejvhodnější lokality pro umístění experimentálních zařízení. V roce 2019 byl proveden na

třech vybraných lokalitách testovací tříměsíční výzkum hyporheických biofilmů v toku Vltavy v NP Šumava s ohledem na juvenilní perlorodky, jejich potravní nároky a dostatečné nasycení intersticiální vody kyslíkem. Cílem tohoto výzkumu bylo jak ověření zvolených metod a účinnosti experimentálních zařízení pro sledování vývoje a kvantifikaci hyporheického biofilmu narůstajícího na inkubovaném říčním sedimentu za určitý čas, tak i sledování obsahu a koncentrace kyslíku rozpuštěného v intersticiální vodě a jeho změny ve vztahu k narůstající biomase hyporheického biofilmu.

Tento příspěvek se věnuje výzkumu hyporheických biofilmů řeky Vltavy v NP Šumava, který v návaznosti na zkušební výzkum v roce 2019 probíhal na stejných lokalitách od dubna do listopadu roku 2020. Výsledky analýz a měření poskytují odpovídající hodnoty kyslíku, teploty i biomasy biofilmu typické pro podhorský tok oligotrofního charakteru v chráněném území. Nasycení intersticiální vody kyslíkem je po většinu roku pro perlorodku říční dostačující, výjimku tvoří letní období, kdy na sledovaných lokalitách došlo k náhlým poklesům koncentrace, pro které zatím nemáme uspokojivé vysvětlení. Detekce polysacharidů jakožto proxy pro mikrobiální biofilm společně s naměřenými hodnotami celkového organického uhlíku (TOC) na inkubovaném sedimentu naznačují dostatečnou potravní základnu pro juvenilní perlorodky obývající intersticiální hyporheické prostředí Vltavy.

Kompletní vyhodnocení našeho sledování bude provedeno po ukončení výzkumu, který probíhá i v letošním roce 2021, a poskytne nám možnost porovnat data mezi sebou v průběhu dvou let.

ÚVOD

Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*) je kriticky ohroženým druhem mlže s velmi složitým životním cyklem. Po larvální parazitické fázi na žábách rybiho hostitele a po procesu metamorfózy následuje vývoj juvenilní perlorodky v říčních sedimentech toku (tzv. hyporheická zóna). Toto období je považováno za jednu z nejkritičtějších fází jejího života [3], především v důsledku degradace těchto stanovišť znečištěním a následnou kolmatací [2], ale také v důsledku vývoje filtračního aparátu u těchto mladých perlorodek [3]. Mladé perlorodky zahrabané v hyporheickém sedimentu po dobu 5 až 10 let se tak mohou potýkat s nedostatečným nasycením intersticiální vody kyslíkem, ale i s nevhodnou skladbou potravy – detritu [1]. U perlorodky říční dochází během prvních 44 měsíců života k žaberní ontogenezi, která se odvíjí více od velikosti jedince než od jeho stáří. Až od velikosti 4–5 mm dochází u juvenilní perlorodky ke zvýšení počtu žaberních oblouků natolik, že je schopna efektivní filtrace. U jedinců menších sice dochází k postupné přestavbě a vývoji žaberních oblouků, ale ty ještě nejsou schopny filtrovat potravní částice z vody tak jako u dospělých jedinců (cilie nemají patřičnou hustotu). Mladé perlorodky (do 4–5 mm) si tak získávají potravu sběrem částic pomocí svalnaté nohy porostlé ciliemi [2, 3]. Z tohoto hlediska je pro mladé jedince, hledající si potravu stíráním hyporheických sedimentů, velmi důležitá permeabilita dnových sedimentů [1, 4]. Jako jedna z možností potravy pro juvenilní perlorodky vyvíjející se v říčních sedimentech se jeví hyporheický biofilm [5].

Hyporheál je druh habitatu, který je shora ohraničen vodou povrchovou a ze spodní strany vodou podzemní [9]. Jedná se o označení dnových sedimentů, které prostřednictvím pórů umožňují komunikaci vody říční s vodou podzemní [6]. K této komunikaci dochází v důsledku rozdílných tlakových zón, kdy se povrchová voda zanořuje do hyporheálu a my hovoříme o tzv. downwelling zóně. Tam, kde je z hloubky intersticiální voda vytlačována směrem k povrchu, hovoříme o upwelling zóně [9]. Hyporheická zóna slouží nejen jako refugium pro řadu vodních organismů [6], ale hraje také velmi důležitou roli v říčním metabolismu a koloběhu živin, jež jsou prostřednictvím hyporheického společenstva mikroorganismů zpřístupněny dalším konzumentům [6, 7]. Jednotlivá zrna hyporheického sedimentu jsou, stejně jako mrtvá rostlinná a živočišná hmota, pokryta biofilmem – společenstvem bakterií, archeí a hub spojených extracelulární polymerní maticí [8, 9]. Hyporheické biofilmy pokrývající sedimenty řek jsou označovány jako „mikrobiální kůže“ [8], která svou adsorpcí, retencí a transformací živin a látek významně ovlivňuje biogeochemické toky živin. Mezi nejdůležitější procesy, kterých se říční biofilmy účastní, patří koloběh uhlíku prostřednictvím degradace a transformace organického materiálu (OM) [7, 8]. Říční biofilmy slouží jako úložiště rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a jejich činnost v přeměně rozpuštěného organického materiálu (DOM)

na partikulovaný organický materiál (POM) je mimo jiné jedním z hlavních procesů v říčním samočištění [10].

Stěžejním cílem tohoto výzkumu je prokázat přítomnost mikrobiálních biofilmů na inkubovaných sedimentech. Jako indikátor přítomnosti biofilmu (tzv. proxy) byly zvoleny polysacharidy, které tvoří základní strukturní jednotky tzv. extracelulární polysacharidové matrice biofilmů. Dalším z cílů pak bylo zjistit, zda rozvoj biofilmů a akumulace organických látek v intersticiálních sedimentech mohou nějakým způsobem ovlivnit hodnoty rozpuštěného kyslíku v intersticiální vodě sedimentů, jehož koncentrace je kritická pro přežívání juvenilních perlorodek.

MATERIÁL A METODIKA

Lokality

Pro umístění experimentálních zařízení byly záměrně vybrány tři odlišné lokality řeky Vltavy v NP Šumava (obr. 1). Výzkumné místo nacházející se na Teplé Vltavě, charakteristické standardním štěrkopískovým dnem je pro naše účely označeno jako Dobrá na Šumavě (48.8805625N, 13.8686922E). Ovesná (48.8258247N, 13.9356317E) leží pod soutokem Teplé a Studené Vltavy a je typická štěrkopískovým dnem, ve kterém je větší zastoupení písku. Poslední místo pro výzkum bylo zvoleno na Studené Vltavě (48.8632139N, 13.8630597E). Jedná se o pravostranný přítok Teplé Vltavy, jehož charakter dna odpovídá štěrkopísku s velkými kameny. Všechny toky leží v oblasti vyšší než 700 m n. m.



Obr. 1. Charakter sedimentů dna na lokalitách Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava (zleva)

Fig. 1. Character of bottom sediments at Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava (from left)

Experimentální zařízení

KRABICE

Původní model experimentální krabice byl vytvořen Puschem pro výzkum respirace společenstva hyporheických sedimentů, prostorové distribuce heterotrofní aktivity v sedimentech (krabice umožňovala výzkum biomasy biofilmu až do hloubky 40 cm) a jejího propojení s hydraulickými vlastnostmi toku [11]. Krabice velmi dobře splňuje požadavky pro růst biofilmu či akumulaci látek v různých hloubkách hyporheické zóny. Pro náš výzkum byly dle původního modelu, ve spolupráci s Martinem Rulíkem, vyrobeny tři krabice poloviční velikosti. Uvnitř krabic jsou ve stojanu, horizontálně v hloubkách 10 a 20 cm, umístěny dva válce o objemu 500 ml, jejichž konce jsou uzavřeny víčky se síťovinou o velikosti ok 1 mm. Válce umožňují výzkum biomasy biofilmu ve vertikálním profilu dna řeky. Samotná krabice exponovaná ve dně je stabilní a umožňuje snadné vyjmutí (či navrácení) vnitřního stojanu s válci se zachováním polohy krabice ve dně (obr. 2). Po vyjmutí je možné válce napojit na oxymetr a před dalšími analýzami změřit respiraci intaktního biofilmu *in situ*.



Obr. 2. Experimentální krabice

Fig. 2. Experimental box

VÁLEČKY

Pro zachycení variability v plošném nárůstu biomasy hyporheického biofilmu a zkoumání jeho vlivu na obsah kyslíku v intersticiální vodě válečků těsně pod povrchem dna (z důvodu dostatečného nasycení intersticiální vody kyslíkem je dle Simona [1] považována za maximální možnou hloubku výskytu juvenilů v hyporheálu hloubka 10 cm) byly vyrobeny experimentální válečky z nerezové síťoviny o délce 10 cm (obr. 3). Dovnitř válečků je zavedena silikonová hadička k jímání intersticiální vody a měření kyslíku *in situ* během inkubace válečků 3–5 cm pod povrchem dna. Voda je za pomoci injekční stříkačky nasávána nad hladinu říční vody z metr dlouhé silikonové hadičky ústící dovnitř válečku. Tato hadička byla na dolním konci ve válečku zakončena dvěma vrstvami tkaniny uhelou o velikosti ok 40 μm (vnitřní vrstva) a 100 μm (vnější vrstva), aby do ní nebyl nasát písek z válečku. Druhý konec hadičky, vyvedený z válečku do říční vody, byl opatřen gumovou zátkou. Prvních 10 ml vody (objem hadičky) bylo před měřením vždy nasáto a vylito, aby byl systém zbaven vody, která v něm stála, a propláchnut. V dalších 5 ml vody nasáté z válečku byl přenosným membránovým oxymetrem (WTW Multi 3320) s automatickou teplotní korekcí změřen, bezprostředně po odběru, obsah rozpuštěného kyslíku. Měření obsahu kyslíku z intersticiální vody válečků bylo opakováno každých 14 dní, včetně měření teploty a obsahu kyslíku v říční vodě.

Při tvorbě těchto výzkumných válečků jsme se inspirovali od výzkumníků Capoulada a Pasca na konferenci v Bretani v roce 2014 [1]. Metoda jímání intersticiální vody z válečků za pomoci silikonové hadičky je podobná metodě použití minipiezometrů, kde je velmi žádoucí zavedení odběrového tělesa do podříčního dna hned na počátku výzkumu, aby nedocházelo ke kontaminaci vzorku intersticiální vody vodou povrchovou z důvodu opakovaného rozrušování sedimentů dna [12–16]. Ve své studii zaměřené na metodu měření kyslíku v říčních sedimentech za pomoci trubek z nerezové oceli, zavedených po celou dobu výzkumu do hyporheálu, autoři zjistili, že kontaminace zbytkovou vodou či zkrácením obsahu kyslíku v důsledku extrakce intersticiální vody pod tlakem jsou zanedbatelné [17].

SUBSTRÁT

Substrátem pro vývoj biofilmu ve válcích v experimentálních krabicích i v experimentálních válečcích byl písek o velikosti 1–2 mm odebraný z Vltavy (obr. 4). Je to nejmenší možná frakce substrátu z hlediska velikosti ok síťoviny válečků a válců i z hlediska výzkumu množství jemného naplaveného organického materiálu (FPOM). Nejmenší možnou velikost zrn písku jsme zvolili i z důvodu největšího výskytu partikulovaného organického materiálu (POM) na znech sedimentu o frakci < 1 mm [18]. Dle Leichtfriedové [19] je hlavním důvodem osídlení této velikostní frakce zrn sedimentu větší plocha k osídlení pro mikrobiální společenstvo. Obdobná velikostní frakce je optimální pro chov juvenilních perlorodek [1]. Odebraný říční písek byl před použitím přesítován a vyžhán pro sterilizaci.



Obr. 3. Experimentální válečky (foto vlevo: I. Ibrahimovič)

Fig. 3. Experimental rollers (left photo: I. Ibrahimovič)



Obr. 4. Odběr a zpracování písku o velikosti 1–2 mm z lokality Ovesná, který je následně inkubován ve válcích a válečcích

Fig. 4. Collection and processing of sand 1–2 mm in size from the Ovesná site, which is subsequently incubated in cylinders and rollers

UMÍSTĚNÍ

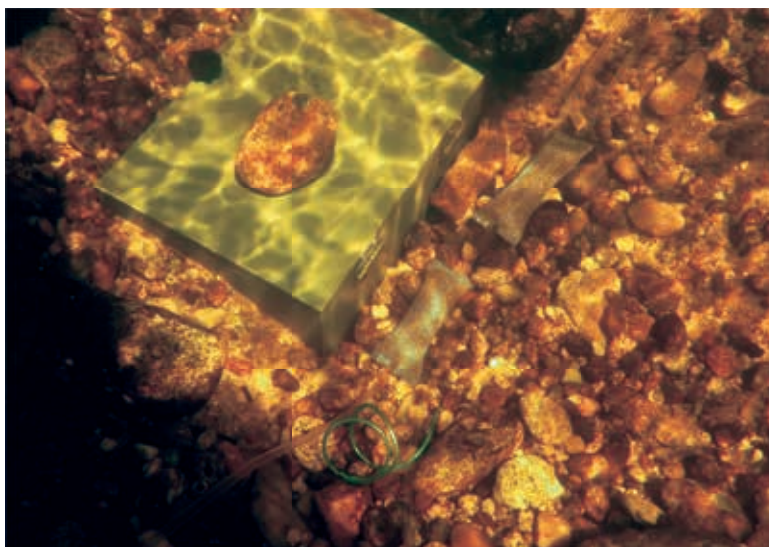
Na Dobré na Šumavě, Ovesné i Studené Vltavě zůstaly z podzimu 2019 umístěny ve dně experimentální krabice, do nichž byly 23. dubna 2020 vsunuty stojany s nově připravenými válci s vyžháným pískem. Do tří míst ve vzdálenosti 5 cm od krabice bylo umístěno vodorovně 6 malých válečků s hadičkami, vždy po dvojici. Jeden váleček z dvojice byl umístěn do hloubky 20 cm (stejně jako nejnižší váleček v krabici) a druhý do hloubky 10 cm (stejně jako nejvyšší váleček v krabici) (obr. 6). Dvě dvojice válečků byly doplněny o kontinuální teploměry HOBO Pendant® Temperature/Light 64K Data Logger, které byly také zavedeny do hloubky 10 a 20 cm za pomoci hřebíku. Teplota byla snímána každou hodinu.

Kolem krabice byla dále vybrána tři místa pro umístění sady vždy tří kusů malých válečků s hadičkami a jednoho velkého válce z krabice do hloubky 3–5 cm (obr. 5). Každé z míst bylo doplněno dvěma kontinuálními teploměry



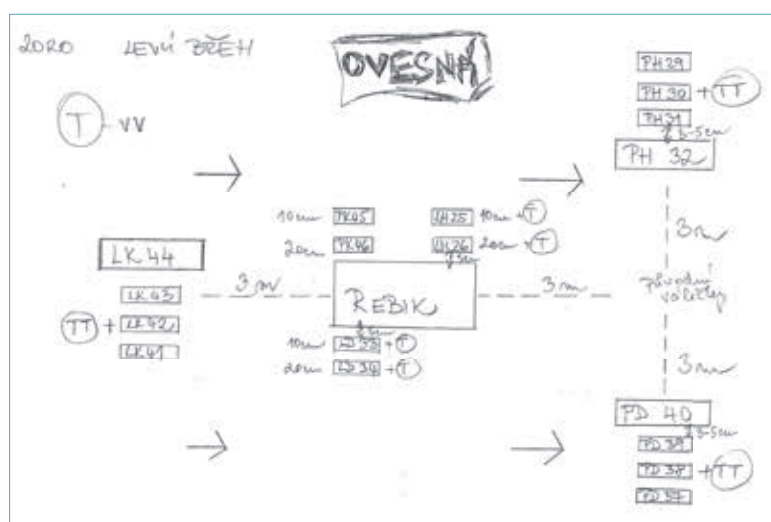
Obr. 5. Příklad umísťování válečků, teploměrů a jednoho válce do hloubky 3–5 cm hyporheálu na lokalitách Ovesná a Studená Vltava (zleva)

Fig. 5. Example of placing rollers, thermometers and one cylinder to a depth of 3–5 cm in the hyporheal at the Ovesná and Studená Vltava sites (from left)



Obr. 6. Příklad umístění válečků kolem experimentální krabice do hloubky 10 cm hyporheálu na lokalitě Studená Vltava (z válečků umístěných v hloubce 20 cm jsou již vidět jen hadičky)

Fig. 6. Example of placement of rollers around the experimental box to a depth of 10 cm of the hyporheal at the Studená Vltava site (only the tubes are visible from the hyporheal rollers placed at a depth of 20 cm)



Obr. 7. Náčes umístění experimentálních zařízení v hyporheických sedimentech na jedné z lokalit – Ovesná. REBIK – experimentální krabice se dvěma válci v hloubce 10 a 20 cm, malé obdélníky znázorňují malé experimentální válečky a velké obdélníky velké experimentální válce, T – kontinuální teploměr

Fig. 7. Drawing of the location of experimental equipment in hyporheic sediments at one of the sites (Ovesná). REBIK – experimental box with two cylinders at a depth of 10 and 20 cm, small rectangles represent small experimental rollers and large rectangles large experimental cylinders, T – continuous thermometer

umístěnými u válečku a pod ním. Rozmístění krabice a okolních válců a válečků bylo na všech třech lokalitách stejné. Ze všech malých válečků byla každých 14 dní jímána intersticiální voda za pomoci metr dlouhé silikonové hadičky a měřen obsah rozpuštěného kyslíku. Všechny válečky i válce byly označeny cedulkami s čísly, charakteristickými pro každou z lokalit (obr. 7).

Celkově bylo na každou z lokalit umístěno 15 kusů malých válečků s hadičkami, 5 kusů velkých válců, deset HOBO teploměrů do dna a jeden HOBO teploměr do říční vody.

Vyjmutí

Veškeré válce, válečky i teploměry byly vyjmuty 5. listopadu 2020 a ihned proběhlo jejich zpracování. Ve velkých válcích byla v podmínkách *in situ* měřena respirace. Válce byly postupně napojeny na obvod s membránovým oxymetrem (WTW Multi 3320) a čerpadlem, který simuloval proud vody prostupující hyporheickými sedimenty (sedimenty ve válci) (obr. 8). Celý oběh byl naplněn říční vodou z dané lokality. V průběhu měření bylo v 10minutových intervalech zaznamenáváno množství kyslíku v cirkulující vodě. Respirace biofilmu byla ve všech válcích měřena po stejný časový úsek (30 minut).

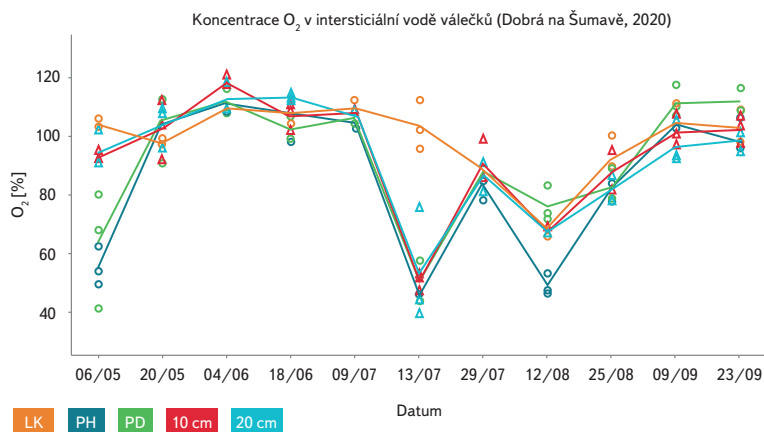


Obr. 8. Měření respirace ve válcích v podmínkách *in situ*
Fig. 8. Measurement of respiration in cylinders under *in situ* conditions

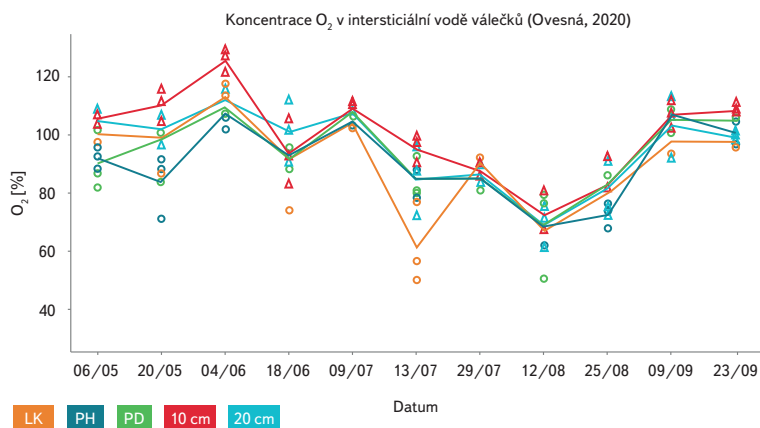


Obr. 9. Zpracování písku a jemného organického materiálu (FPOM) z vyjmutých válečků a válců v laboratoři (první foto: J. Horáčková)

Fig. 9. Processing of sand and fine organic material (FPOM) from removed rollers and cylinders in the laboratory (first photo: J. Horáčková)



Obr. 10. Průměrné hodnoty nasycení intersticiální vody kyslíkem (%) ve třech experimentálních válečkách na každém z 5 míst (LK, PH, PD 3–5 cm pod povrchem) ve vodním toku v období 6. května až 23. září 2020 na lokalitě Dobrá na Šumavě
Fig. 10. Average values of oxygen saturation in interstitial water (%) of three experimental rollers at each of 5 sites (LK, PH, PD 3–5 cm below the surface) in the stream during the period 6 May – 23 September 2020 at the Dobrá site in Šumava



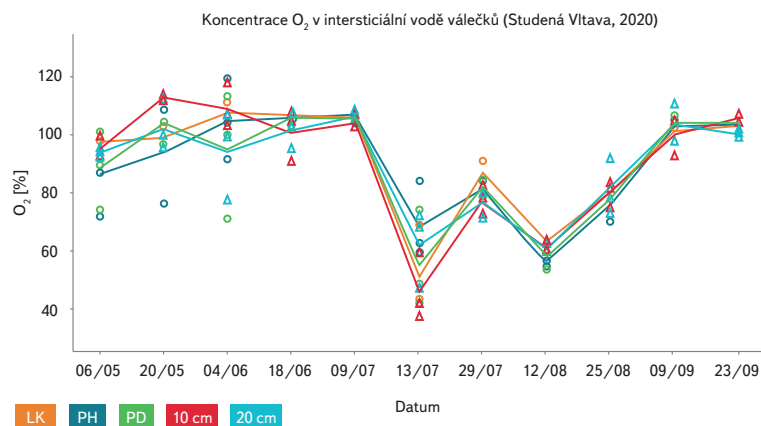
Obr. 11. Průměrné hodnoty nasycení intersticiální vody kyslíkem (%) ve třech experimentálních válečkách na každém z 5 míst (LK, PH, PD 3–5 cm pod povrchem) v toku v období 6. května až 23. září 2020 na lokalitě Ovesná
Fig. 11. Average values of oxygen saturation in the interstitial water (%) of three experimental rollers at each of the 5 sites (LK, PH, PD 3–5 cm below the surface) in the stream during the period 6 May – 23 September 2020 at the Ovesná site

Z malých válečků byl vyplaven jemný organický materiál (frakce FPOM, tj. menší než 1 mm), dekantován a zamrazen (obr. 9). Válce z experimentálních krabic žádný detrit neobsahovaly. Následně byl substrát každého válce i válečku rozdělen na podvzorky, které byly zamrazeny.

Analýzy

Po vyjmutí experimentálních válců byla změřena respirace biofilmu *in situ*, která je jedním z indikátorů přítomnosti hyporheického biofilmu na inkubovaném sedimentu [20]. Bakteriální respirace (aerobní) organického uhlíku na anorganický je prostřednictvím změn v koncentraci kyslíku velmi dobře měřitelným procesem heterotrofního metabolismu. [8, 10].

Jako hlavní proxy parametry vývoje hyporheických biofilmů na inkubovaných sedimentech jsme zvolili stanovení koncentrace polysacharidů dle Duboise a dále celkové množství organické hmoty na zrnech sedimentu a v FPOM, vyjadřované jako celkový organický uhlík (TOC) [21]. Obě analýzy byly



Obr. 12. Průměrné hodnoty nasycení intersticiální vody kyslíkem (%) ve třech experimentálních válečkách na každém z 5 míst (LK, PH, PD 3–5 cm pod povrchem) v toku v období 6. května až 23. září 2020 na lokalitě Studená Vltava
Fig. 12. Average values of oxygen saturation in interstitial water (%) of three experimental rollers at each of 5 sites (LK, PH, PD 3–5 cm below the surface) in the stream during the period 6 May – 23 September 2020 at the Studená Vltava site

provedeny na Přírodovědecké fakultě UP v Olomouci studentkou Magdalenou Firlovou pod dohledem doc. Martina Rulíka.

Stanovení celkového množství organické hmoty v biofilmu bylo provedeno metodou ztráty žiháním (loss of ignition, LOI) dle [22]. Podstatou metody je sušení inkubovaného sedimentu či FPOM 24 hodin při 100 °C v sušárně a jeho následné vyžhání v peci po dobu 3 hodin při teplotě 550 °C. Během procesu je zaznamenáván hmotnostní rozdíl sedimentu či FPOM po vysušení a následně po vyžhání. Získané hodnoty organické hmoty byly následně přepočteny na hodnoty TOC vynásobením koeficientem 0,45.

Stanovení koncentrace polysacharidů dle Duboise je popsáno jako metoda dehydratace cukrů ve vzorku za pomoci kyseliny sírové, následné kondenzace furfuralů a vzniku barevných produktů s fenolem, které lze stanovit za pomoci spektrofotometru [23, 24].

Ke statistickému vyhodnocení dat byl použit software R. Vztahy mezi jednotlivými parametry hyporheického biofilmu byly ověřovány graficky a lineární regresí.

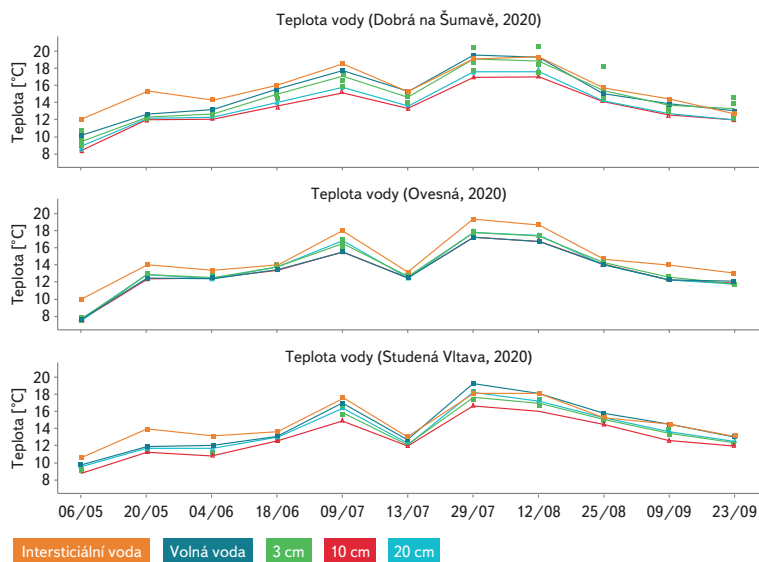
VÝSLEDKY

Měření kyslíku v intersticiální vodě

Nasycení intersticiální vody válečků kyslíkem (obr. 10–12) vykazovalo na jednotlivých lokalitách během roku 2020 velmi podobné hodnoty i trend. Koncentrace kyslíku v intersticiální vodě válečků přesahovala po většinu zkoumaného období hodnotu 65 % (jedná se o nejnižší možný obsah kyslíku ve vodě tolerovaný perlorodkou říční), výjimkou bylo letní období, kdy došlo na všech lokalitách k nápadnému poklesu nasycení pod tuto hraniční hodnotu.

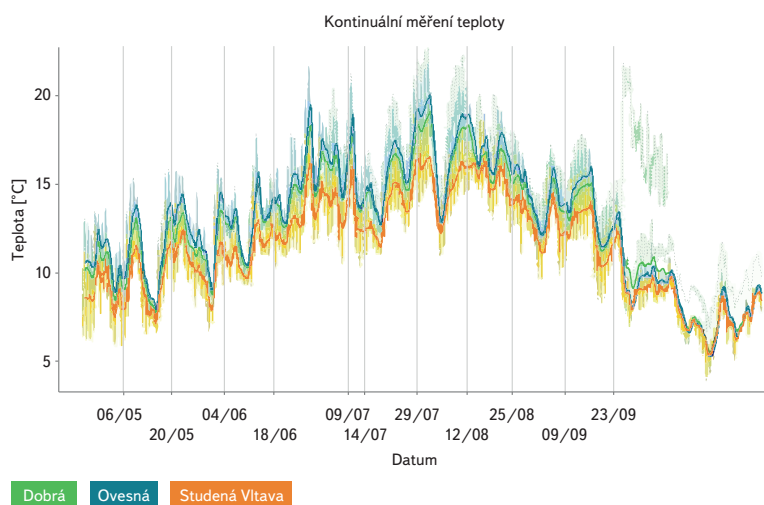
Teplota vody

Na obr. 13 je znázorněn záznam měření teploty za pomoci kontinuálních teploměrů HOBO Pendant[®], které byly umístěny v hyporheálu spolu s válečky v hloubkách 3, 10 a 20 cm. Jeden teploměr byl umístěn do volné říční vody. Zároveň byla každých 14 dní při měření koncentrace kyslíku v intersticiální vodě válečků klasickým digitálním teploměrem měřena i teplota intersticiální vody



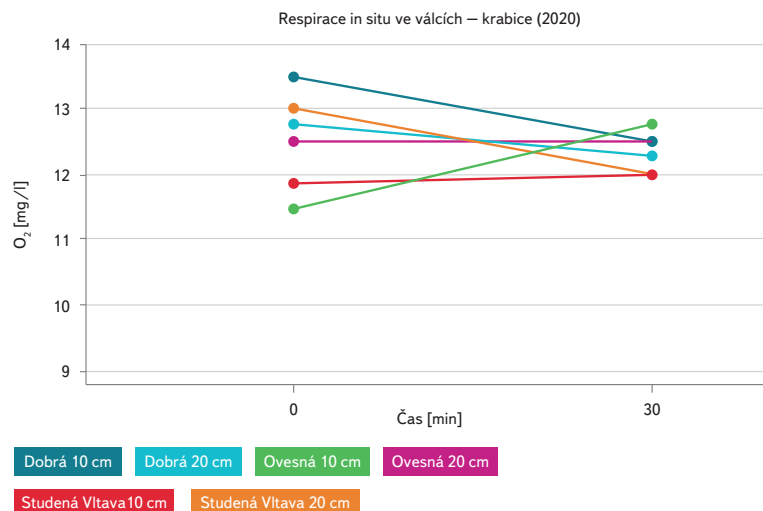
Obr. 13. Teplota intersticiální vody měřena za pomoci kontinuálních teploměrů HOBO Pendant® umístěných v hyporheických sedimentech spolu s experimentálními válečky v hloubkách 3, 10 a 20 cm v porovnání s teplotou („intersticiální voda“), která byla měřena klasickým digitálním teploměrem v intersticiální vodě malých váleček při každém měření koncentrace kyslíku, tj. od 6. května do 23. září 2020 na třech lokalitách Vltavy (Dobrá na Šumavě, Ovesná, Studená Vltava) a její porovnání s teplotou volné říční vody měřené kontinuálním teploměrem HOBO Pendant®

Fig. 13. Interstitial water temperature measured using HOBO Pendant® continuous thermometers placed in hyporheic sediments together with experimental rollers at depths of 3, 10 and 20 cm compared to the temperature („interstitial water“) measured with a conventional digital thermometer in the interstitial water of small rollers at each oxygen concentration measurement, i. e. 6 May – 23 September 2020 at three sites on the Vltava (Dobrá na Šumavě, Ovesná, Studená Vltava) and compared with the temperature of free river water measured with the HOBO Pendant® thermometer



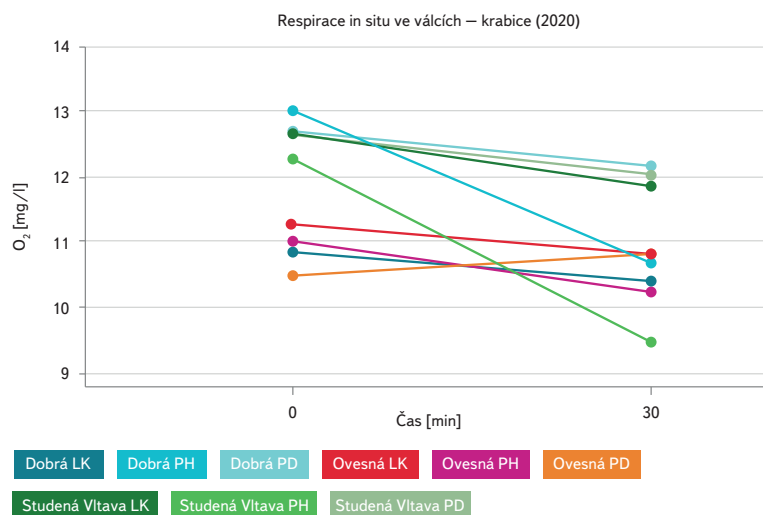
Obr. 14. Teplota intersticiální vody měřena od 6. května do 23. září 2020 na třech lokalitách (Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava) za pomoci kontinuálních teploměrů HOBO Pendant® umístěných ve volné říční vodě a v hyporheálu v hloubkách 3, 10 a 20 cm

Fig. 14. Interstitial water temperature measured from 6 May to 23 September 2020 at three sites (Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava) using HOBO Pendant® continuous thermometers placed in free river water and hyporheal at depths of 3, 10 and 20 cm



Obr. 15. Respirace *in situ* ve válčích z experimentálních krabic exponovaných na třech lokalitách (Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava) od jara do podzimu 2020

Fig. 15. In situ respiration in cylinders from experimental boxes exposed at three sites (Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava) from spring to autumn 2020



Obr. 16. Respirace *in situ* ve válčích exponovaných na třech místech kolem krabice v hloubce 3–5 cm spolu s malými válečky na lokalitách Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava

Fig. 16. Respiration in situ in cylinders exposed in three places around the box at a depth of 3–5 cm together with small rollers at the sites Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava

jímané stříkačkami. V grafu je viditelný shodný průběh teplot měřených ve stejné dny sezony, avšak odlišnými přístroji. Teploty naměřené ve stříkačkou odebrané intersticiální vodě váleček se od teplot naměřených kontinuálními teploměry zavedenými v hyporheálu lišily až o zhruba 2 stupně. Na obr. 14 je znázorněn velmi podobný průběh teplot snímaných všemi kontinuálními teploměry na třech výzkumných lokalitách (Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava). Nejteplejší lokalitou byla Ovesná, nejstudenější Studená Vltava.

Respirace

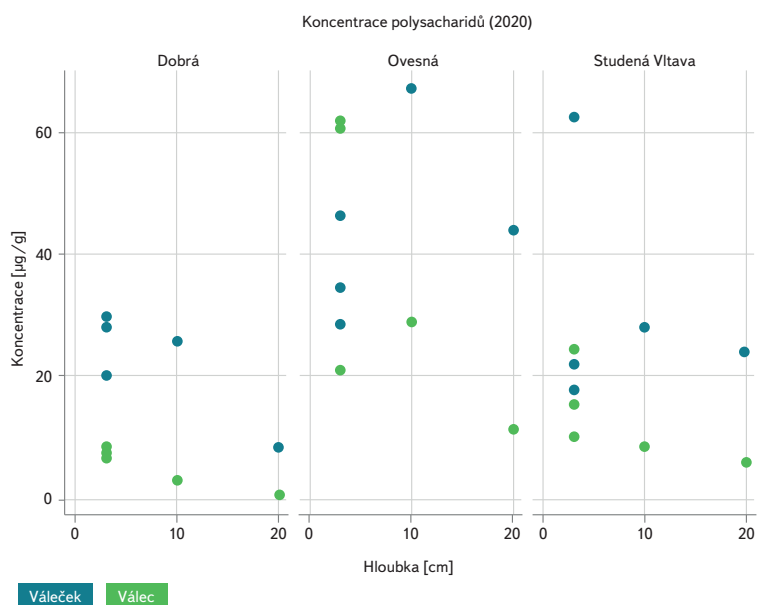
Měření respirace *in situ* ve válčích z experimentálních krabic poukázalo – prostřednictvím měření změn obsahu kyslíku po dobu 30 minut v každém

z válců – na přítomnost životaschopného mikrobiálního společenstva (obr. 15). U válců volně exponovaných v hyporheickém sedimentu 3–5 cm pod povrchem byly však při měření v intervalu 30 minut zaznamenány mnohem větší změny v koncentraci kyslíku v každém z válců (obr. 16). To naznačuje mnohem větší biomasu mikrobiálního společenstva, respektive vyšší aktivitu, než na sedimentu válců exponovaných v krabicích.

Koncentrace polysacharidů

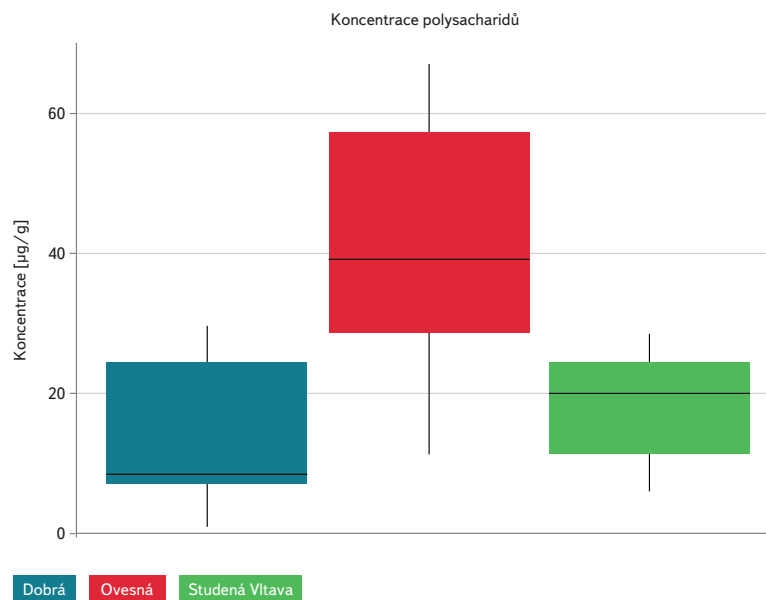
V inkubovaných hyporheických sedimentech byl Duboisovou metodou stanoven obsah polysacharidů, které tvoří hlavní stavební prvek biofilmů a nacházejí se v extracelulární polymerní matici (EPM). Touto maticí jsou jednotlivé buňky biofilmu obaleny a předpokládáme, že je produkována bakteriemi jako ochranná a propojující vrstva celého mikrobiálního společenstva – biofilmu [10].

Na obr. 17 vidíme, že nejnižší hodnoty koncentrace polysacharidů byly na lokalitách Dobrá na Šumavě a Studená Vltava naměřeny u válců, jež byly inkubovány v krabicích v hloubkách sedimentů 10 a 20 cm. Zajímavé je pozorování hodnot koncentrace polysacharidů u válečků umístěných volně v hyporheickém prostředí v blízkém sousedství krabice v hloubce 10 cm. U lokality Ovesná můžeme vidět, že u těchto válečků byly analyzovány vyšší koncentrace polysacharidů než u válečků umístěných těsně pod povrchem dna (hloubka 3–5 cm). Na základě této koncentrace polysacharidů lze předpokládat u válečků inkubovaných v hloubkách 10 a 20 cm kolem krabice i větší množství celkového organického uhlíku (TOC). Nejvyšší koncentrace polysacharidů v biofilmu byly obecně naměřeny na lokalitě Ovesná (obr. 18).



Obr. 17. Koncentrace polysacharidů v biofilmu na písku o velikosti zrn 1–2 mm, inkubovaného ve válečcích a válcích v hloubce 3–5 cm pod povrchem hyporheálu, válečcích v hloubkách 10 a 20 cm pod povrchem hyporheálu a ve válcích umístěných v krabici v hloubkách 10 a 20 cm na třech lokalitách (Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava) od jara do podzimu 2020

Fig. 17. Concentration of biofilm polysaccharides on sand with grain size 1–2 mm incubated in rollers and cylinders at depths of 3–5 cm below the hyporheal surface, rollers at depths of 10 and 20 cm below the hyporheal surface and cylinders placed in a box at depths of 10 and 20 cm at three sites (Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava) from spring to autumn 2020



Obr. 18. Koncentrace polysacharidů v biofilmu na písku o velikosti zrn 1–2 mm, stanovená ze všech experimentálních zařízení, která byla na dané lokalitě umístěna od jara do podzimu 2020 – porovnání všech tří lokalit

Fig. 18. Concentration of polysaccharides in biofilm on sand with grain size 1–2 mm, determined from all experimental devices deployed at a given site from spring to autumn 2020 – comparison of all three sites

Stanovení celkového organického uhlíku na sedimentu

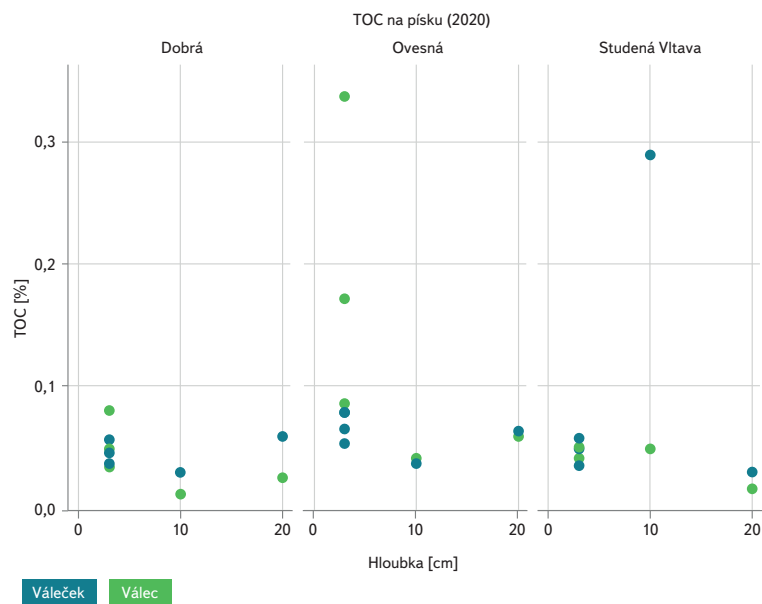
Nejvyšší hodnoty procentuálního zastoupení celkového organického uhlíku (TOC) byly zjištěny ve válcích exponovaných v hyporheické zóně v hloubce 3–5 cm pod povrchem na lokalitě Ovesná (obr. 19). Zajímavým zjištěním jsou velmi podobné hodnoty TOC ve válcích a válečcích umístěných volně v hyporheických sedimentech a ve válcích, které byly po celou dobu výzkumu exponovány v krabici na všech třech zkoumaných lokalitách (Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava). Dle obr. 20 byla nejvyššími hodnotami TOC (ze všech experimentálních zařízení dohromady) charakteristická lokalita Ovesná.

Vztahy mezi parametry

Při zkoumání vztahů mezi jednotlivými sledovanými parametry je vidět slabý přímý lineární vztah mezi množstvím TOC (%) na sedimentech a koncentrací polysacharidů v biofilmu (obr. 21). Mezi množstvím TOC a nasycením intersticiální vody kyslíkem nebyl zjištěn žádný statisticky signifikantní vztah (obr. 22).

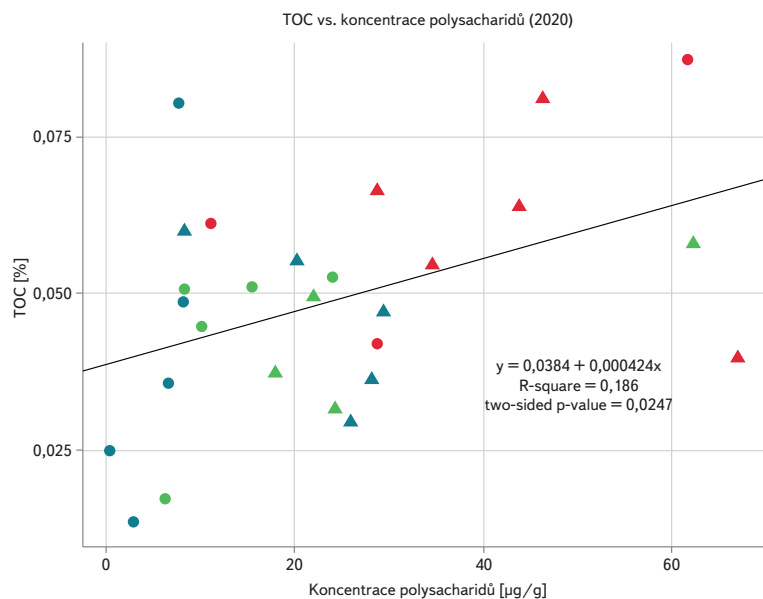
ZÁVĚR

Detekce polysacharidů jakožto proxy pro přítomnost biofilmu na inkubovaném sedimentu v experimentálních válcích a válečcích naznačuje, že intersticiální sediment byl v průběhu roku v různé míře kolonizován mikrobiálním biofilmem. Tento závěr podporují i výsledky z měření respirace *in situ* ve velkých válcích uložených v experimentálních krabicích i mimo ně. Kromě vlastního biofilmu se na zrnech písku nachází adheovaný organický materiál, který společně s vlastním biofilmem zahrnujeme pod označení TOC – tj. celkový organický uhlík. Nejvyšší hodnoty procentuálního podílu TOC i koncentrace polysacharidů byly zjištěny na sedimentech inkubovaných na lokalitě Ovesná, která



Obr. 19. Procentuální zastoupení celkového organického uhlíku (TOC) na písku o velikosti zrn 1–2 mm, inkubovaného ve válečcích a válcích v hloubce 3–5 cm pod povrchem hyporheálu, válečcích v hloubkách 10 a 20 cm pod povrchem hyporheálu a ve válcích umístěných v krabici v hloubkách 10 a 20 cm na třech lokalitách (Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava) od jara do podzimu 2020

Fig. 19. Percentual share of total organic carbon (TOC) in sand with grain size 1–2 mm incubated in rollers and cylinders at depths of 3–5 cm below the hyporheal surface, rollers at depths of 10 and 20 cm below the hyporheal surface and cylinders placed in a box at depths of 10 and 20 cm at three sites (Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava) from spring to autumn 2020



Lokalita
Dobrá Ovesná Studená Vltava
Typ
● Válec ▲ Váleček

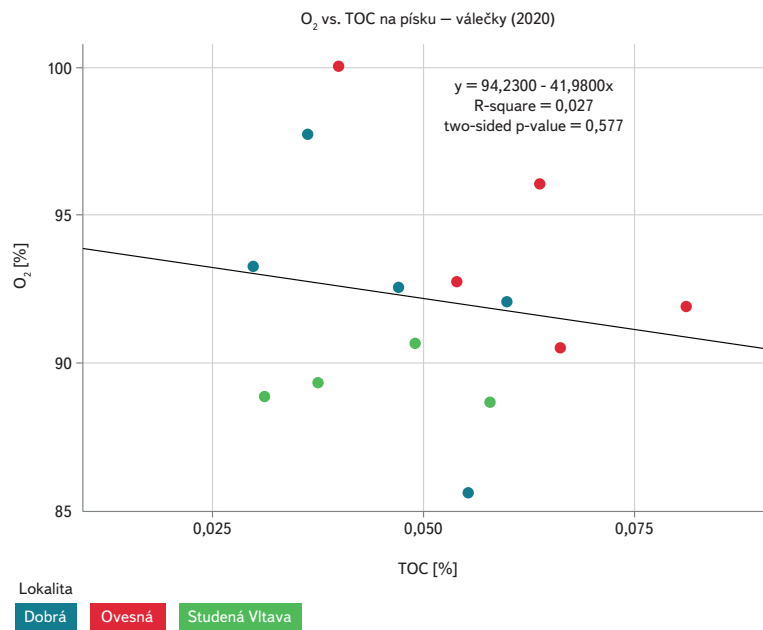
Obr. 21. Vztah mezi množstvím celkového organického uhlíku (TOC %) a koncentrací polysacharidů v biofilmu válečků a válců z lokalit Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava, 2020

Fig. 21. Relationship between the amount of total organic carbon (TOC %) and the concentration of polysaccharides in the biofilm of rollers and cylinders from the sites Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava, 2020



Obr. 20. Procentuální zastoupení celkového organického uhlíku (TOC) na písku o velikosti zrn 1–2 mm, stanovené ze všech experimentálních zařízení, která byla na dané lokalitě umístěna od jara do podzimu 2020 – porovnání všech tří lokalit

Fig. 20. Percentual share of total organic carbon (TOC) in sand with grain size 1–2 mm, determined from all experimental devices deployed at the site from spring to autumn 2020 – comparison of all three sites



Obr. 22. Vztah mezi množstvím celkového organického uhlíku (TOC %) a nasycením intersticiální vody válečků kyslíkem z lokalit Dobrá na Šumavě, Ovesná a Studená Vltava, 2020

Fig. 22. Relationship between total organic carbon (TOC %) and oxygen saturation in the interstitial water of rollers from the sites Dobrá na Šumavě, Ovesná and Studená Vltava, 2020

leží pod soutokem Teplé a Studené Vltavy a je charakterizována obecně vyšší koncentrací živin a nejvyšší průměrnou teplotou intersticiální vody.

Mezi množství organického uhlíku (TOC %), polysacharidů na inkubovaných sedimentech a kyslíkem rozpuštěným v intersticiální vodě nebyl prokázán žádný vztah. Fluktuační obsah kyslíku v intersticiální vodě v okolí inkubovaného sedimentu ve válečcích je ovlivněna spíše kolmatací sedimentů jemným organickým materiálem, nikoli rostoucí biomasou a respirací mikrobiálního společenstva (biofilmu). Koncentrace kyslíku v intersticiální vodě válečků přesahovala po většinu zkoumaného období hodnotu 65 % (jedná se o nejnižší možný obsah kyslíku ve vodě tolerovaný perlorodkou říční [25]), výjimkou bylo letní období, kdy byly naměřeny hodnoty nižší. Důvody tohoto náhlého poklesu obsahu kyslíku na všech studovaných lokalitách však zatím nejsme schopni exaktně vysvětlit, příčinou by mohlo být prudké zvýšení průtoků v důsledku letních bouřek spojené s erozí půdy a následnou kolmatací dna organickým materiálem.

Výzkum hyporheických biofilmů v NP Šumava pokračuje i v letošním roce (2021). Současně s tímto výzkumem probíhají ještě některé další analýzy vzorků z roku 2020, např. stanovení poměru C : N ve vzorcích FPOM, zachyceného v experimentálních válcích a válečcích, který nám poskytuje informaci o dostupnosti a kvalitě hyporheických biofilmů jakožto možné potravy pro juvenilní perlorodky.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory projektu „Posílení a ochrana populace perlorodky říční v NP Šumava: část 1 – Odchov, část 2 – Analýzy“ (NPS 04613/2017) a dvou interních grantů „Výzkum hyporheických biofilmů Vltavy v NP Šumava s ohledem na juvenilní perlorodky, jejich potravní nároky a dostatečně nasycení intersticiální vody kyslíkem“ (1645, 3600.52.11/2020) financovaných z prostředků na podporu rozvoje VÚV TGM. Děkuji též Vojtěchu Mrázkovi za technickou pomoc po celou dobu výzkumu.

Literatura

- [1] SIMON, O., TICHÁ, K., RAMBOUSKOVÁ, K., BÍLÝ, M., ČERNÁ, M., DORT, B., HORÁČKOVÁ, J., HRUŠKA, J., KLADIVOVÁ, V., ŠVANYGA, J., VYDROVÁ, A. Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*). Praha: MŽP ČR, 2017, s. 283. ISBN 978-80-87402-63-4 (brož.), ISBN 978-80-87402-64-1 (on-line)
- [2] LAVICTOIRE, L., RAMSEY, A. D., MOORKENS, E. A., SOUCH, G., BARNHART, M. C. Ontogeny of Juvenile Freshwater Pearl Mussels, *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia: Margaritiferidae). *PLoS ONE*, 2018, 13(3), s. 20, e0193637. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193637>
- [3] SCHARTUM, E., MORTENSEN, S., JAKOBSEN, K. P. From Pedal to Filter Feeding: Ctenidial Organogenesis and Implications for Feeding in the Postlarval Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). *Journal of Molluscan Studies*, 2017, 83, s. 36–42
- [4] DENIC, M., GEIST, J. Linking Stream Sediment Deposition and Aquatic Habitat Quality in Pearl Mussel Streams: Implications for Conservation. *River Research and Applications*, 2014, 31(8), s. 943–952. Dostupné z: doi: 10.1002/rra.2794
- [5] PASCO, P. Y., CAPOULADE, M., DURY, P., RIBEIRO, M., BEAUFILS, B., ROSTAGANT, L. Experiments on Reinforcement and N-situ Rearing Systems of the Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*) in the Armorican Massif (France). In: MEHLER, K., BURLAKOVA, L. E., KARATAYEV, A. Y., DICKINSON, S. (eds.), *The Second International Meeting on Biology and Conservation of Bivalves*, Buffalo, New York, USA, 2015, October 4–8, s. 96
- [6] KABELKOVÁ JANČÁRKOVÁ, I. Význam hyporheické zóny pro samočištění mělkých řek na příkladu nitrifikace: 1. Experimenty a měření. *Vodní hospodářství*, 2000, 9, s. 199–204
- [7] LEICHTFRIED, M. Proteins: a Very Important Fraction of Particulate Organic Matter in River-Bed Sediments. *Advances In River Bottom Ecology*, 1998, s. 65–76
- [8] BATTIN, T., BESEMER, K., BENGTTSSON, M. et al. The Ecology and Biogeochemistry of Stream Biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 2016, 14, s. 251–263. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.15>
- [9] FRANKEN, R., STOREY, R., WILLIAMS, D. Biological, Chemical and Physical Characteristics of Downwelling and Upwelling Zones in the Hyporheic Zone of a North-Temperate Stream. *Hydrobiologia*, 2001, 444, s. 183–195. Dostupné z: doi: 10.1023/A:1017598005228
- [10] RULÍK, M., BAUDIŠOVÁ, D., RŮŽIČKA, J., ŠIMEK, K. Mikrobiální ekologie vod. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2013, s. 292. ISBN 978-80-244-3477-3.
- [11] PUSCH, M. The Metabolism of Organic Matter in the Hyporheic Zone of a Mountain Stream, and its Spatial Distribution. *Hydrobiologia*, 1996, 323, s. 107–118

- [12] BURIÁNKOVÁ, I., BRABLCOVÁ, L., MACH, V., HÝBLOVÁ, A., BADUROVÁ, P., CUPALOVÁ, J., ČÁP, L., RULÍK, M. Methanogens and Methanotrophs Distribution in the Hyporheic Sediments of a Small Lowland Stream. *Fundamental and Applied Limnology* [online]. 2012, 181(2), s. 87–102. ISSN 18639135. Dostupné z: doi: 10.1127/1863-9135/2012/0283
- [13] HARVEY, B. N., JOHNSON, M. L., KIERNAN, J. D., GREEN, P. G. Net Dissolved Inorganic Nitrogen Production in Hyporheic Mesocosm with Contrasting Sediment Size Distributions. *Hydrobiologia*, 2010, 658(1), s. 343–352. Dostupné z: doi: 10.1007/s10750-010-0504-4
- [14] HAUER, R. F., LAMBERTI, A. G. *Methods in Stream Ecology*. 2nd edition. B. m.: Academic Press, 2007, s. 896. ISBN 13: 978-0-12-332908-0.
- [15] HLAVÁČOVÁ, E., ČÁP, M. R. Anaerobic Microbial Metabolism in Hyporheic Sediment of a Gravel Bar in a Small Lowland Stream. *River Research and Applications*, 2005, 21, s. 1003–1011. Dostupné z: doi: 10.1002/rra.866
- [16] TRULLEYOVÁ, Š., RULÍK, M., POPELKA, J. Stream and Interstitial Water DOC of a Gravel Bar (Sitka Stream, Czech Republic): Characteristics, Dynamics and Presumable Origin. *Archiv für Hydrobiologie*, 2003, 158, s. 407–420
- [17] RISS, H. W., MEYER, E. I., NIEPAGENKEMPER, O. A Novel and Robust Device for Repeated Small-Scale Oxygen Measurement in Riverine Sediments-Implications for Advanced Environmental Surveys. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2008, 6(5), s. 200–207. Dostupné z: doi: 10.4319/lom.2008.6.200
- [18] LEICHTFRIED, M. Organic Matter in Bedsediments – An Energy Source for Lotic Ecosystems (A Compilation of a Long Term Study). *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis, Biologia*, 1995, s. 77–93
- [19] LEICHTFRIED, M. Organic Matter in Gravel Streams (Project Ritrodal-Lunz). – *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 1985, 22, s. 2058–2062
- [20] RULÍK, M., HOLÁ, V., RŮŽIČKA, F., VOTAVA, M. Mikrobiální biofilmy. Olomouc: Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, 2011, s. 447. ISBN 978-80-244-2747-8.
- [21] LEICHTFRIED, M. POM in Bed Sediments of a Gravel Stream (RitrodalLunz Study Area, Austria). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 1991, 24(3), s. 1921–1925. Dostupné z: doi: 10.1080/03680770.1989.11899098
- [22] HORÁKOVÁ, M., LISCHKE, P., GRUNWALD, A. Chemické a fyzikální metody analýzy vod. 1. vyd. Praha: SNTL, 1989, s. 389.
- [23] DUBOIS, M., GILLES, K. A., HAMILTON, J. K., REBERS, P. A., SMITH, F. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*, 1956, 28, s. 350–356
- [24] KÁŠ, J., KODÍČEK, M., VALENTOVÁ, O. *Laboratorní techniky biochemie*. 1. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2006, s. 258. ISBN 80-7080-586-2.
- [25] ČERNÁ, M., SIMON, O. P., BÍLÝ, M., DOUDA, K., DORT, B., GALOVÁ, M., VOLFOVÁ, M. Within-River Variation in Growth and Survival of Juvenile Freshwater Pearl Mussels Assessed by In Situ Exposure Methods. *Hydrobiologia*, 2018, 810(1), s. 393–414. Dostupné z: doi: 10.1007/s10750-017-3236-x

Autoři

Mgr. Radka Čablová¹

✉ radka.cablova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-4836-747X

Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.²

✉ martin.rulik@upol.cz

ORCID: 0000-0001-8643-3269

Ing. Adam Čabla, Ph.D.³

✉ adam.cabla@vse.cz

ORCID: 0000-0001-8549-801X

Bc. Magdaléna Firlová²

✉ magdalena.firlova01@upol.cz

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

²Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta

³Vysoká škola ekonomická v Praze, Fakulta informatiky a statistiky

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2021.09.001

INVESTIGATION OF HYPORHEIC BIOFILMS OF THE VLTAVA RIVER IN ŠUMAVA NATIONAL PARK WITH REGARD TO JUVENILE PEARL MUSSELS, THEIR FEEDING REQUIREMENTS AND SUFFICIENT OXYGEN SATURATION OF INTERSTITIAL WATER

CABLOVA, R.¹; RULÍK, M.²; CABLA, A.³; FIRLOVA, M.²

¹T. G. Masaryk Water Research Institute Prague

²Palacký University in Olomouc, Faculty of Science

³University of Economics in Prague, Faculty of Informatics and Statistics

Keywords: biofilm – TOC – polysaccharides – oxygen – respiration – pearl mussel

The research on biofilms has been ongoing within the project “Strengthening and Protection of the Pearl Mussel Population in Šumava NP” since 2018, when suitable research methods and procedures for studying the development of biofilms on hyporheic sediments (e.g. incubation of glass beads versus incubation of river sediment, granulometric survey of bottom sediments) were sought and tested, and the most suitable locations for the placement of experimental facilities were selected. In 2019, a three-month trial study of hyporheic biofilms in the Vltava River in Šumava NP was carried out at three selected sites with respect to juvenile pearl mussels, their feeding requirements and sufficient oxygen saturation of the interstitial water. The aim of this research was to validate the chosen methods and the efficiency of experimental devices for monitoring the development and quantification of hyporheic biofilms growing on incubated river sediment over time; monitoring the content and concentration of dissolved oxygen in interstitial water and its changes in relation to the growing biomass of hyporheic biofilms.

This paper focuses on the research on hyporheic biofilms of the Vltava River in Šumava NP, which was carried out at the same sites from April to November 2020, following a trial research in 2019. The results of the analyses and measurements provide corresponding values of oxygen, temperature and biofilm biomass typical for a foothill stream of oligotrophic character in the protected area. The oxygen saturation of the interstitial water is sufficient for the river pearl mussel for most of the year, with the exception of the summer period when sudden drops in concentration occurred at the monitored sites, for which we do not yet have a satisfactory explanation. Detection of polysaccharides as a proxy for microbial biofilm together with measured total organic carbon (TOC) values on incubated sediment suggest a sufficient food base for juvenile pearl mussels inhabiting the interstitial hyporheic environment of the Vltava River.

A complete evaluation of our monitoring will be conducted after the completion of the study, which is still ongoing this year 2021, and will provide us with the opportunity to compare the data with each other over two years.



Studie přínosu extenzivní stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů pro jejich využití jako hnojiva

JOSEF KRATINA, MILOŠ ROZKOŠNÝ, HANA HUDCOVÁ, MICHAL ŠEREŠ, ONDŘEJ HOLUBÍK

Klíčová slova: čistírenský kal – odvodnění kalu – stabilizace kalu – kvalita půdy – organická hmota – kompostování – hnojivo

SOUHRN

Článek je věnován prezentaci dílčích výsledků studie zaměřené na stanovení potenciálu využití extenzivní technologie odvodnění kalu pro malé komunální čistírny odpadních vod (ČOV, do 1 000 EO) v podmínkách ČR. Studie prokázala, že využití technologie založené na extenzivním odvodnění kalů a jejich stabilizaci v kalových polích s vhodnou mokřadní vegetací může představovat alternativu k jiným technologiím, zejména v kombinaci s kořenovými ČOV, které se vyznačují menší produkcí kalu. Podmínkou je dostatečně velká plocha pozemků, což je často příklad malých obcí, jež kořenové ČOV využívají. Popsaná technologie odvodnění čistírenských kalů může být prvním stupněm zpracování, které při zajištění následné vhodné úpravy a standardizace substrátů (přídatkem dalších přísad, následným zpracováním do peletek apod.) otevírá cestu pro racionální využití kalů pro zvýšení kvality orné půdy. Předpokládáme, že aplikace organominerálních hnojiv do půdy bude mít vysoce pozitivní vliv nejen pro tvorbu stabilní půdní struktury, ale především téměř eliminuje riziko spojené s vyplavováním dusíku (N) a fosforu (P) do vod.

ÚVOD

V současné době celosvětově narůstá problém s likvidací odpadů. Jejich druhotné využití je proto víc než žádoucí. Palčivým problémem malých obcí, které potřebují vybudovat nebo rekonstruovat ČOV, je uplatnění upraveného kalu na obecní, popř. zemědělské půdě. Není výjimkou, že malým komunálním ČOV chybí tzv. kalová koncovka. Čistírenský kal je tak často s vysokými náklady odčerpáván a převážen do velké ČOV. Obecně přitom platí, že vhodný zemědělský podnik, pro který by upravený a stabilizovaný kal z ČOV mohl být hodnotným zdrojem organických látek a živin, tak nemá možnost tento materiál využít. V praxi se tudíž stále nedaří zhodnotit materiálové zdroje přímo v místě jejich vzniku a z dlouhodobého hlediska takto prosazovat základní principy nízkouhlíkové ekonomiky. Hlavním cílem pro reálné uplatnění kalů z ČOV je v budoucnu zabránit poškození půd, rostlin, zdraví zvířat i lidí. Z tohoto důvodu, s ohledem na látky přítomné nyní v kalech (např. organické mikropolutanty), je vhodné kaly dostatečně předupravit, nejen hygienizovat z důvodu eliminace nadlimitního mikrobiálního znečištění.

Správné využití kalů je pro půdu velmi podstatné, neboť upravený kal je bohatým zdrojem organické hmoty, základních živin (dusík, fosfor, draslík, vápník aj.) i stopových prvků. Při správné aplikaci kalu do půdy může významně přispět ke zlepšení fyzikálně-chemických i biologických vlastností půdy [1]. Při

vhodném poměru C/N dochází v půdě k biotransformaci primárních zdrojů organické hmoty na humus [2]. Formování humózních částic vede k vytvoření stabilní půdní struktury a k posílení retenčních a infiltračních schopností půdy, dále ke snížení rizika eroze a vylepšení vláhové bilance na pozemku apod. [3].

Cílem studie, jejíž výsledky přináší tento článek, bylo posoudit možnost zjednodušení postupů úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů znečištění (ČOV do 1 000 EO) v místě jejich vzniku a jejich následné využití. Toto zjednodušení je založeno na využití extenzivního způsobu odvodnění a stabilizace kalů, a to se zohledněním ekonomické efektivity. Systém je navržen pro potřeby malých obcí, které nemají v místě čištění odpadních vod realizované kalové hospodářství, a musejí tak jinými způsoby řešit nakládání s čistírenskými kaly a organickým materiálem vzniklým při čištění odpadních vod. Jde o technologii tzv. rákosových kalových polí, nazývanou také reed bed (RB) technologie či reed bed jednotky [4, 5].

V rámci studie byla tato technologie testována v poloproduktu jak pro mechanicko-biologické (aktivační) ČOV do 1 000 EO (dále jako MBČOV), tak pro tzv. kořenovou ČOV (KČOV) stejné velikostní kategorie. V článku je detailně rozebrána varianta s KČOV, jež je v podstatě také založena na extenzivních čistících procesech, které probíhají ve vodním a mokřadním prostředí. Při prokázání dostatečné účinnosti by bylo možné uvažovat o využití této energeticky méně náročné kombinace ČOV + úprava kalů pro vhodná malá sídla.

METODIKA

Technologie RB jednotek je určena k pasivnímu odvodňování čistírenských kalů, a to přímo v místě jejich vzniku. Principem technologie je postupné dávkování surového čistírenského kalu pocházejícího z aktivačních nádrží mechanicko-biologických ČOV, případně z objektů mechanického předčištění vod (lapáky písku, septiky, usazovací nádrže různých typů) nebo kořenových ČOV, a jeho pozvolné odvodňování na základě filtrace skrze drenážní vrstvu a evapotranspiraci s pomocí vysázených mokřadních rostlin. Kal je dávkován v určitých periodách, přičemž v období mezi dávkováním dochází jak ke snížení vlhkosti kalu, tak k jeho pozvolné mineralizaci. Po naplnění kalového pole na provozní maximum je systém odstaven a nastává fáze mineralizace matrice a snížení objemu kalu, aby mohl být opětovně dávkován „čerstvý“ kal. Takto se postupně dosáhne maximální provozní kapacity kalového pole, které je nutno odstavit. Konečnou fází je stabilizace a do určité míry i hygienizace směsi kalu a rozložitelné biomasy mokřadních rostlin, po jejímž ukončení je možné směs odtěžit k využití. Časová náročnost celého cyklu plnění je několik let, dle zkušeností [4]

nejvýše však deset, v závislosti na projektovaném objemu. Takto upravená kalová pole jsou využívána prakticky celosvětově [6–8]. Celkový přehled k této technologii publikovali autoři studie věnované shrnutí konstrukčních zásad, návrhových parametrů a zjištění o účinnosti odvodnění kalů a jejich stabilizaci [9].

Vlastní studii předcházely dvouletý monitoring složení kalů (2017 a 2018), který probíhal na dvou pilotních lokalitách, a to na KČOV pro malou obec v okrese Vyškov (cca 900 obyvatel) a MBČOV v malé obci v okrese Břeclav (cca 1 000 obyvatel). Obě lokality byly využívány i pro experimenty spojené s kompostováním, úpravami vlastností kalů a odvodněním kalů RB jednotkami. Rozdíl mezi čistírnami nepředstavuje jen technologie čištění, ale i kanalizační síť. KČOV je napojena na jednotnou kanalizační síť obce, MBČOV na oddílnou splaškovou kanalizaci. To se odráží i ve složení odpadních vod a kalů.

Vzorky kalů a odvodněných kalových směsí byly odebírány časově jako bodové, ale prostorově směsné. Pokud jde o MBČOV, zdrojem byla kalová sekce, konkrétně sběrná mobilní vana pro uložení odvodněného kalu, v případě KČOV pak sekce mechanického předčištění (vyhřívací prostor šterbinové usazovací nádrže). Každý vzorek byl umístěn do samostatné vzorkovnice z HDPE a v chladnu přepraven do laboratoře. V laboratoři byly vzorky homogenizovány, lyofilizovány a dále zpracovány k analýzám – stanovení sušiny, ztráty žíháním, nutrientů, rizikových prvků či ukazatelů mikrobiálního znečištění (fekální koliformní bakterie, *E. coli*, salmonely a enterokoky). Analýzy byly prováděny podle běžných akreditovaných postupů vycházejících z řady příslušných ČSN. Obdobně byly odebrány, uchovány a zpracovány vzorky pro stanovení organických mikropolutantů, a to v externí laboratoři metodou LC-MS/MS.

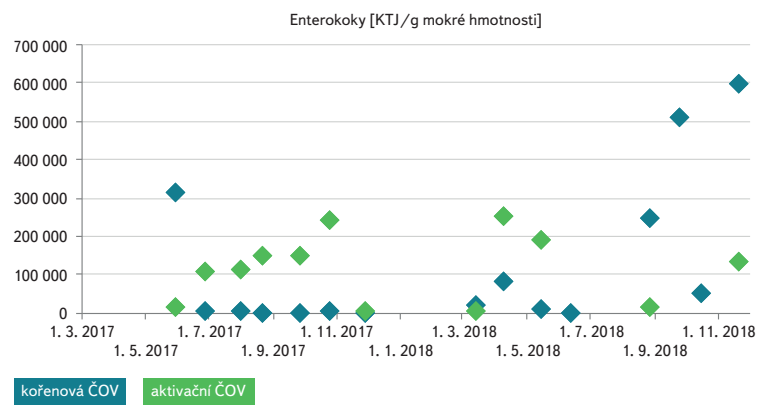
VÝSLEDKY A DISKUZE

Počáteční fází studie byl dvouletý průzkum složení kalů a jejich kontaminace, který byl proveden na dvou ČOV malých obcí do 2 000 EO. Vybrány byly ČOV zastupující obě hlavní technologické skupiny, a to mechanicko-biologické (aktivační) a kořenové ČOV.

Výsledky monitoringu v letech 2017 a 2018 byly zohledněny v další fázi studie, kdy byla navržena extenzivní odvodňovací zařízení na platformě RB jednotek, v poloprovozním měřítku. Pro koncept objemu, zatížení kalem a způsobu provozu (interval napouštění, napouštěné dávky, fáze odvodnění a mineralizace, konečná fáze zrání a stabilizace kalů) byly využity údaje o změnách sušiny v kalu, obsahu organického podílu a mikrobiální kontaminace. Analýza přítomnosti rizikových prvků byla nezbytná pro posouzení rizikovosti a toxicity kalů vzhledem k jejich možnému dalšímu uplatnění jako součástí hnojivých směsí. Naopak analýza množství živin byla důležitá pro vyhodnocení vhodných doplňkových přísad hnojivých směsí za účelem jejich standardizace, co se obsahu přístupných živin týče. Na obr. 1 a 2 jsou znázorněny obsahy vybraných hygienicky významných bakterií a rizikových prvků v kalech obou pilotních čistíren. Koncentrace enterokoků v kalech obou čistíren měla značný rozptyl, v případě KČOV opět v závislosti na stáří kalu. Fekální koliformní bakterie naopak vykazovaly vyšší rozptyl u MBČOV.

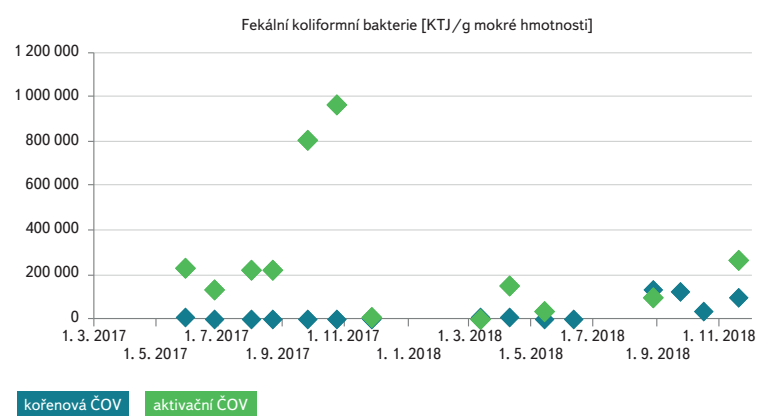
U většiny rizikových prvků (zde vybrány čtyři – Cd, Cr, Hg a Ni) byly zjištěny vyšší obsahy v kalech kořenové čistírny (obr. 3 až 6). Vysvětlujeme si to i vlivem napojení srážkových vod, smyvů ze zpevněných povrchů, smyvů prachu z atmosférických depozic apod. do jednotné kanalizační sítě. Nicméně ani tyto kaly nejsou zatíženy sledovanými prvky nad limit vyhlášky [10] o použití kalů v zemědělství, platné v čase provedení studie. V současnosti stanovuje prakticky stejné limity vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, platná od července 2021.

Na obr. 7 až 11 jsou znázorněny podíly sušiny, obsahy organické složky a vybraných nutrientů. Sušina odebraných vzorků kalů odpovídala stavu jejich zpracování. V případě aktivační ČOV byl kal odvodněn odstředivkou (sušina okolo 20 %). Výkyvy v sušině byly způsobeny poruchami v technologii během



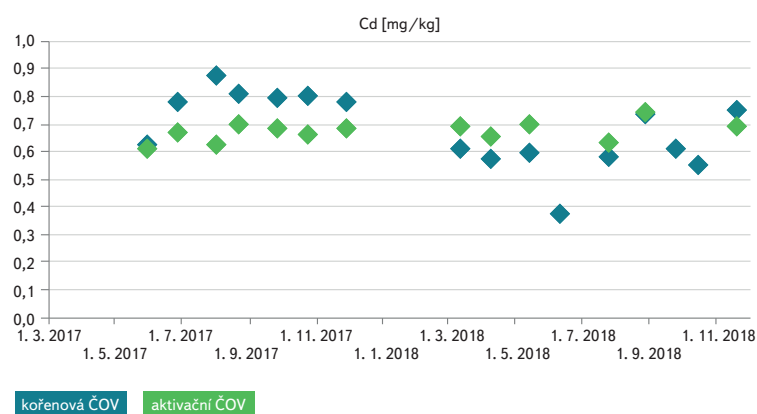
Obr. 1. Obsah enterokoků v kalech

Fig. 1. Enterococci content in the sludges



Obr. 2. Obsah fekálních koliformních bakterií v kalech

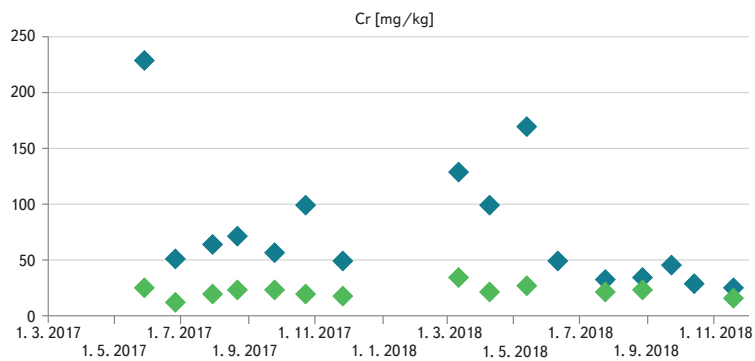
Fig. 2. Faecal coliform bacteria content in the sludges



Obr. 3. Obsah kadmia v kalech

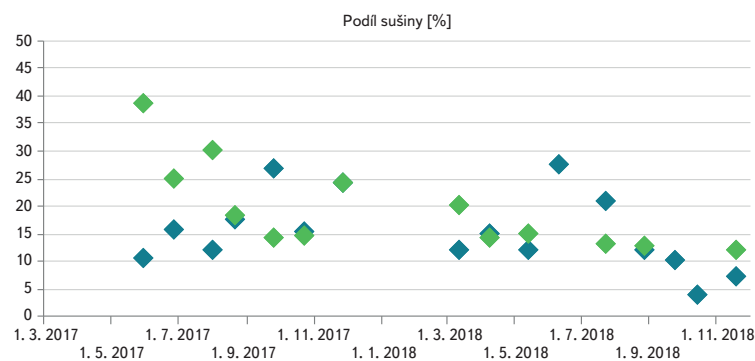
Fig. 3. Cadmium content in the sludges

sledovaného období. Sušina kalu kořenové ČOV závisela na stáří kalu. U této ČOV je kal vyvážen z anaerobního vyhřívacího prostoru šterbinové usazovací nádrže, jakož i z usazovacího prostoru této nádrže a z lapáku písku cca 1x za 3 měsíce. Sušina tak kolísala od řídké směsi pod 10 % až po hodnoty okolo 25 až 30 %. Vyšší hodnoty souvisí s délkou uložení kalu ve vyhřívacím prostoru. S přibývajícím časem od vyvážení obvykle dochází v horní části vyhřívacího prostoru k tvorbě silné, poměrně suché krusty. Ztráta žíháním a obsah organických látek byly po celou dobu nižší u kalu kořenové čistírny v důsledku jeho anaerobního vyhívání.



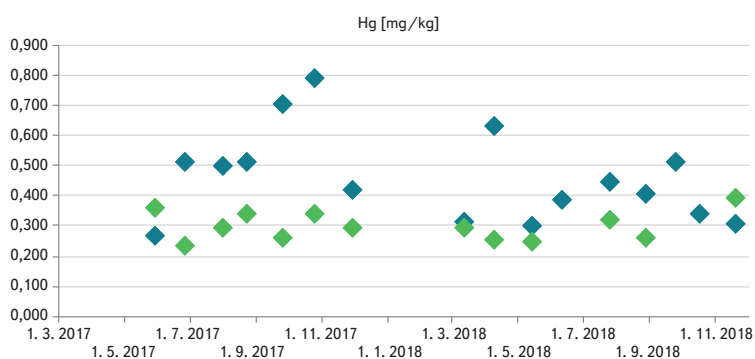
kořenová ČOV aktivační ČOV

Obr. 4. Obsah chromu v kalech
Fig. 4. Chromium content in the sludges



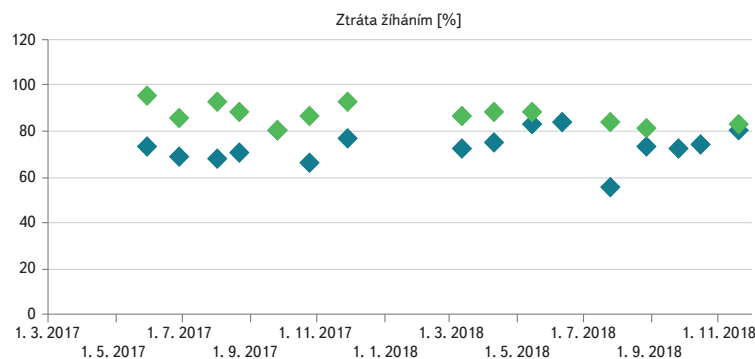
kořenová ČOV aktivační ČOV

Obr. 7. Podíl sušiny v kalech
Fig. 7. Dry matter ratio of the sludges



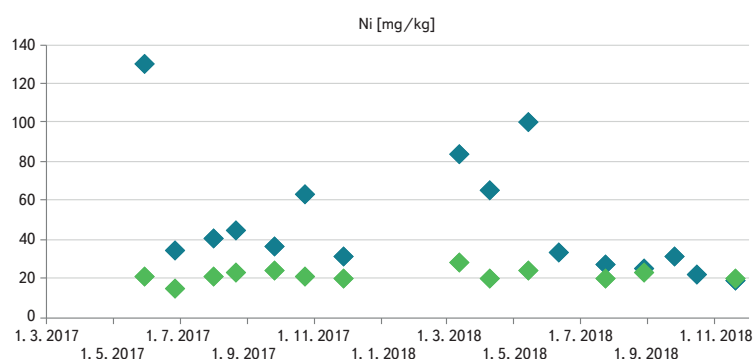
kořenová ČOV aktivační ČOV

Obr. 5. Obsah rtuti v kalech
Fig. 5. Mercury content in the sludges



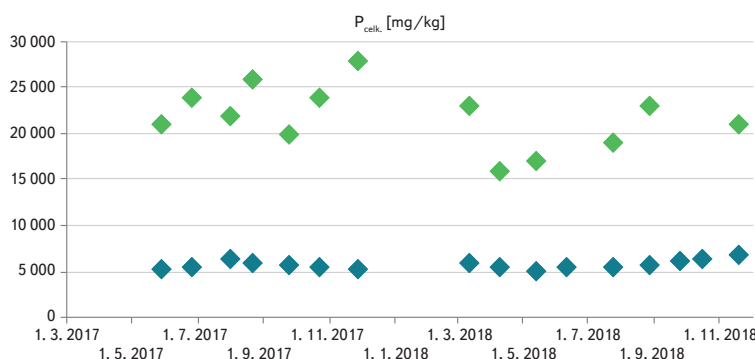
kořenová ČOV aktivační ČOV

Obr. 8. Ztráta žháním v kalech
Fig. 8. Organic matter content in the sludges



kořenová ČOV aktivační ČOV

Obr. 6. Obsah niklu v kalech
Fig. 6. Nickel content in the sludges

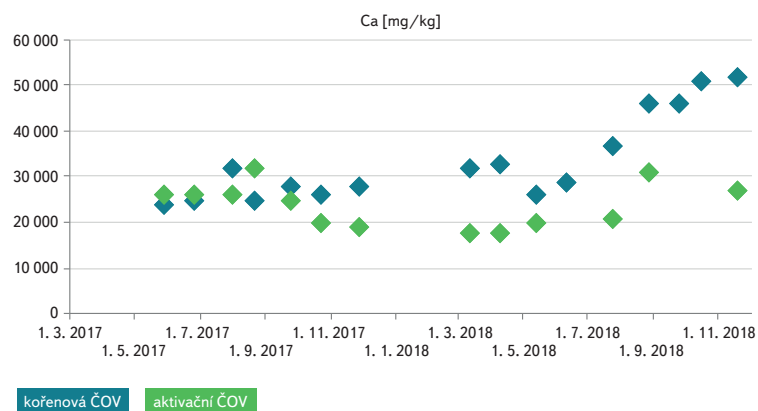


kořenová ČOV aktivační ČOV

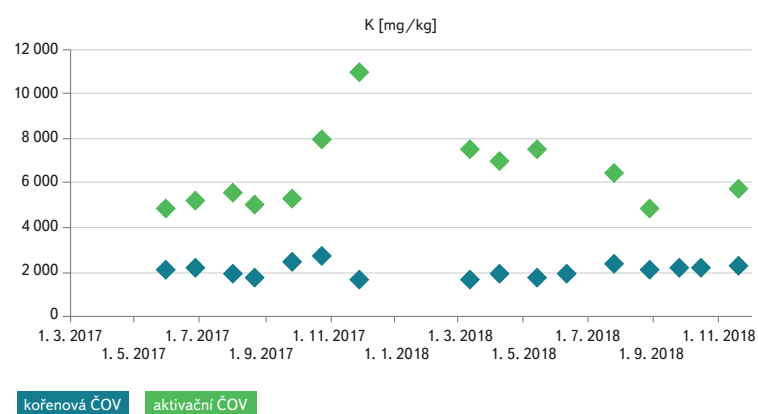
Obr. 9. Obsah fosforu v kalech
Fig. 9. Phosphorus content in the sludges

Obsah fosforu v kalu byl cca 5x vyšší v případě MBČOV. U této čistírny jeho obsah v kalu také značně kolísal. Naopak v kalu kořenové ČOV byl obsah fosforu po celou dobu sledování poměrně stabilní – okolo 5 000 mg/kg sušiny kalu. Obsah draslíku byl též výrazně vyšší v kalu MBČOV, a to s velkým rozptylem. Naopak v kalu KČOV byl jeho obsah poměrně stabilní – okolo 2 000 mg/kg sušiny kalu. Obtížně vysvětlitelný byl pozorovaný nárůst obsahu vápníku v kalu KČOV. Patrně opět souvisel s aktuálními vlastnostmi a stářím kalu, protože koreluje spíše s nižšími hodnotami sušiny kalu v závěru roku 2018.

S ohledem na výsledky dvouletého monitoringu, který odhalil pro některé ukazatele podstatný rozdíl mezi kalem vybraných typů ČOV, a s ohledem na produkci kalu těmito ČOV, kdy KČOV se vyznačovala významně menší produkcí, bylo rozhodnuto, že v rámci studie má větší perspektivu propojení RB jednotky k odvodnění a stabilizaci kalu s KČOV. I když byly i nadále prováděny poloprovodní experimenty s využitím RB jednotek pro MBČOV, pozornost byla soustředěna na kombinaci KČOV + poloprovodní RB jednotky v kombinaci se zakrytím a bez zakrytí skleníkem [5]. Dále v článku jsou tedy detailně rozvedeny výsledky



Obr. 10. Obsah vápníku v kalech
Fig. 10. Calcium content in the sludges



Obr. 11. Obsah draslíku v kalech
Fig. 11. Potassium content in the sludges

této kombinace. Použití RB jednotky k odvodnění a stabilizaci kalu MBČOV vyžaduje zcela odlišný režim provozu a napouštění, které povedou k obdobné míře stabilizace kalu [5].

Tab. 1 zobrazuje změny obsahu rizikových prvků – převážně kovů, mikrobiální kontaminace a obsahu vybraných nutrientů, stejně jako sušiny a ztráty žiháním (obsahu organického podílu) během procesů nakládání se vstupním surovým kalem KČOV. A to přes odvodnění a hygienizaci pozvolným samostatně běžícím procesem biologické stabilizace během uložení v RB jednotce, navazující síťování výsledné směsi z RB jednotky přes síto 4 mm až po finální produkty – hnojivé směsi.

Patrný je zásadní úbytek mikrobiální kontaminace během procesu odvodnění a stabilizace. Mikrobiální kontaminace zcela vymizí díky tepelné úpravě při přípravě hnojivých směsí. Současně dochází ke zhruba polovičnímu úbytku organického podílu (pokles ztráty žiháním). Jak na vstupu, tak i v konečných produktech nebyly zjištěny nadlimitní koncentrace sledovaných těžkých kovů a rizikových prvků, i když odvodněním a stabilizací v RB jednotce dochází k určitému stupni zakoncentrování.

Jak bylo uvedeno výše, hodnocení obsahu rizikových prvků a mikrobiální kontaminace kalů a materiálů bylo v čase provádění studie zpracováno s využitím vyhlášky č. 437/2016 Sb. [10], která však byla s novelizací legislativy k nakládání s odpady zrušena, a to k 1. lednu 2021. Náhradou by měla být vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady. Ta definuje prakticky totožné limitní hodnoty. Všechny výše zmíněné materiály splňovaly stanovené požadavky na obsah rizikových látek.

Uvedené údaje o zjištěných koncentracích rizikových prvků a mikrobiálním znečištění lze porovnat s výsledky rozsáhlejšího průzkumu malých ČOV různých technologií [11]. Výsledky pro vstupní kalovou směs jsou srovnatelné. Zjištěné koncentrace v odvodněné směsi odpovídají údajům publikovaným v zahraničí, např. v rámci studie Uggetti a kol. [9].

Součástí studie bylo také provedení analýz na obsah rizikových látek ze skupiny organických mikropolutantů, zejména léčiv. Tab. 2 a 3 prezentují výsledky jednorázově provedených analýz jak ve vzorcích vstupních kalových směsí, tak ve výsledných odvodněných směsích kalu a vegetace rákosu obecného nacházejících se během provozu na povrchu RB jednotek za sezónu 2018 a 2019. Jde o lokalitu KČOV.

Ve dvou směšných vzorcích, reprezentujících vstupní kal a výslednou odvodněnou a stabilizovanou směs kalu a biomasy ze sezóny 2018, bylo analyzováno 44 vybraných organických mikropolutantů. Z toho 22 nebylo prokázáno ani ve vstupním kalu (50 % látek). U 10 látek došlo k významné eliminaci, protože nebyly zvolenou analytickou metodou ve výstupní směsi detekovány. U sedmi dalších látek byl zjištěn úbytek nad 75 %, u dvou látek úbytek nad 70 % a u jedné nad 50 %. Úbytek definujeme jako rozdíl mezi změněnou vstupní (ve vstupním kalu) a výstupní (kalová směs po skončení procesu odvodnění a stabilizace) koncentrací. U triclocarbanu byla naměřena vyšší koncentrace ve výstupní směsi. Tato látka bývá, spolu s triclosanem (látka s úbytkem cca 51 %), přítomna v mýdlech, zubních pastách, deodorantech apod.

Ve vzorcích za sezónu 2019 již bylo analyzováno 67 látek. Z toho 44 nebylo prokázáno ani ve vstupním kalu (66 % látek). U 13 látek došlo k významné eliminaci, protože nebyly zvolenou analytickou metodou ve výstupní směsi detekovány. U šesti dalších látek byl zjištěn úbytek nad 75 %, u dvou nad 50 %. U triclocarbanu (antimikrobiální a antifungální sloučenina) byla opět zjištěna vyšší koncentrace ve výstupní směsi. Z nově analyzovaných látek byla naměřena vyšší koncentrace ve výstupní směsi u látky celiprotol (základ léku pro léčbu vysokého krevního tlaku). Nepatrný rozdíl v koncentraci byl u látky irbesartan (základ léku pro léčbu vysokého tlaku a diabetických chorob ledvin).

Analýza změn obsahu sušiny a organického podílu během provozu RB jednotek v návaznosti na napouštění surové kalové směsi uskutečněná v rámci výzkumné studie je podrobně popsána v článku [5]. RB jednotky byly plněny tekutým kalem se sušinou mezi 2 až 13 %, v závislosti na původu kalu a s použitím různých schémat nakládání pro studované období 2017–2019. RB jednotky prokázaly velmi slibné výsledky, pokud jde o odvodnění kalu. Na konci každé kampaně odvodnění bylo dosahováno 30–40 % sušiny kalu. V případě jednotky RB zakryté skleníkem dosáhlo odvodňování kalu hodnot sušiny mezi 51 % a 80 % v závislosti na ročním období a klimatických podmínkách. Vliv vstupních charakteristik kalů a posouzení vlivu volby přítokového zatížení se věnuje článek Vincenta a kol. [12]. Návrhové zatížení a způsob provozu námi využitých poloprodučních RB jednotek [5] odpovídá doporučením výše zmíněné publikace.

Jak již bylo uvedeno v úvodu, s ohledem na přítomnost řady běžně nesledovaných polutantů v čistírenských kalech, viz např. uvedené organické mikropolutanty, praxe směřuje k využívání návazných technologií zpracování kalů před jejich možným následným využitím. Dalším krokem vedoucím k uplatnění upravených a stabilizovaných čistírenských kalů v zemědělství je tedy volba vhodné technologie dosoušení kalu a přípravy organominerálních hnojiv. Jak obostojí na trhu, bude záviset především na ověření kvality a ceny těchto materiálů oproti standardním dávkám hnojiv typu NPK. Za tímto účelem je vhodné standardizovat obsah potřebných živin v dostupné formě pro vegetaci, a to např. přidáním dalších složek během zpracování na konečný produkt.

V rámci naší studie padla volba na zpracování odvodněných a stabilizovaných směsí kompostováním a peletkováním. V článku je dále prezentována část věnovaná peletkování. Cílem bylo připravit a odzkoušet dvě různé varianty hnojiva ve formě organominerální peletky:

Tab. 1. Porovnání složení a kontaminace vstupního kalu, finálních materiálů z RB jednotek a hnojivých produktů

Tab. 1. Comparison of composition and contamination of input sludge, final materials from RB units and fertilizer products

Označení materiálu	Enterokoky [KTJ/g sušiny]	Escherichia coli [KTJ/g sušiny]	Fek. kolif. bakt. [KTJ/g sušiny]	Salmonely	Kultiv. MO při 22 °C [KTJ/g sušiny]	Kultiv. MO při 36 °C [KTJ/g sušiny]
Vstupní kalová směs	6 880 000	1 870 000	2 530 000	neg. v 50 g materiálu	1 990 000 000	486 000 000
Finální materiál z RB jednotky	2 060	8 260	26 800		80 500 000	78 400 000
Finální materiál z RB jednotky sítovaný [síto 4 mm]	162	162	324		140 000 000	76 200 000
Hnojivo „Startér S1“	0	0	0		1 240 000	688 000
Hnojivo „Fertilizér F1“	0	0	0		12 000 000	8 940 000
Limitní hodnoty [10]	5 vz. < 1000		5 vz. < 1000	neg. v 50 g materiálu		

Označení materiálu	VL ztráta žiháním [%]	Sušina [%]	P celk. [mg/kg]	Na [mg/kg]	K [mg/kg]	Ca [mg/kg]	Mg [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]
Vstupní kalová směs	60,2	8,7	5 600	640	1 800	22 000	2 800	6 900	110
Finální materiál z RB jednotky	30,4	48,5	11 000	520	2 800	56 000	5 900	19 000	320
Finální materiál z RB jednotky sítovaný [síto 4 mm]	28,8	57,5	11 000	610	4 300	52 000	6 200	20 000	340
Hnojivo „Startér S1“	39,4	88,2	33 000	470	34 000	35 000	11 000	15 000	240
Hnojivo „Fertilizér F1“	29,8	87,3	13 000	610	4 100	70 000	6 600	27 000	360
Limitní hodnoty [10]	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Označení materiálu	Al	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	[mg/kg]												
Vstupní kalová směs	6 000	< 4,5	0,27	0,50	7,6	20	99	0,28	1,8	15	12	14	550
Finální materiál z RB jednotky	14 000	6,0	0,68	0,97	6,7	39	220	0,75	3,1	32	36	32	1 100
Finální materiál z RB jednotky sítovaný (síto 4 mm)	19 000	6,5	0,82	0,94	7,3	47	210	0,78	3,1	30	39	40	1 100
Hnojivo „Startér S1“	12 000	4,4	0,56	0,73	49	36	170	0,58	26	22	36	26	800
Hnojivo „Fertilizér F1“	18 000	7,3	0,78	0,96	7,4	48	210	0,55	3,8	29	44	40	1 000
Limitní hodnoty [10]	–	30	–	5	–	200	500	4	–	100	200	–	2 500

Tab. 2. Výsledky analýz vybraných organických mikropolutantů v materiálech za rok 2018

Tab. 2. Results of analyses of selected organic micropollutants in materials in 2018

Látka	Jednotky	Vstupní kal	Směs po skončení procesu
Atenolol	ug/kg suš	3,3	< 1,0
Bezafibrate	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Caffein	ug/kg suš	1220,0	< 2,0
Clarithromycin	ug/kg suš	354,0	7,1
Diclofenac	ug/kg suš	60,0	< 10,0
Diclofenac-4'-hydroxy	ug/kg suš	< 20,0	< 20,0
Erythromycin	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Furosemide	ug/kg suš	72,6	< 10,0
Gabapentin	ug/kg suš	12,2	1,8
Gemfibrozil	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Hydrochlorothiazide	ug/kg suš	78,6	8,0
Chloramphenicol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Ibuprofen	ug/kg suš	127,0	< 10,0
Ibuprofen-2-carboxy	ug/kg suš	54,7	< 5,0
Ibuprofen-2-hydroxy	ug/kg suš	54,1	< 20,0
Iohexol	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Iopamidol	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Iopromide	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Karbamazepin	ug/kg suš	49,7	10,7
Karbamazepin-2-hydroxy	ug/kg suš	2,4	< 1,0
Karbamazepin 10,11-dihydro-10-hydroxy	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Karbamazepin 10,11-dihydroxy	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Karbamazepin 10,11-epoxid	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Ketoprofen	ug/kg suš	2,6	< 1,0
Metoprolol	ug/kg suš	96,5	6,4
Naproxene	ug/kg suš	17,0	< 10,0
Naproxene-O-desmethyl	ug/kg suš	15,1	< 5,0
Oxcarbazepine	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Paracetamol	ug/kg suš	< 2,0	< 2,0
Peniciline G	ug/kg suš	1,1	< 1,0
Roxithromycin	ug/kg suš	7,8	2,1
Saccharin	ug/kg suš	70,2	< 10,0
Sertraline	ug/kg suš	200,0	25,2
Sulfamerazine	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfamethazin	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfamethoxazol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfanilamide	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Sulfapyridin	ug/kg suš	80,7	3,8
Tramadol	ug/kg suš	27,0	7,5

Látka	Jednotky	Vstupní kal	Směs po skončení procesu
Triclocarban	ug/kg suš	63,9	237,0
Triclosan	ug/kg suš	236,0	115,0
Trimetoprim	ug/kg suš	46,7	< 10,0
Venlafaxine	ug/kg suš	279,0	36,2
Warfarin	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0

Oranžové zvýraznění – látka byla detekována zvolenou analytickou metodou

Tab. 3. Výsledky analýz vybraných organických mikropolutantů v materiálech za rok 2019

Tab. 3. Results of analyzes of selected organic micropollutants in materials in 2019

Látka	Jednotky	Vstupní kal	Směs po skončení procesu
Acebutolol	ug/kg suš	35,6	2,2
Acesulfam	ug/kg suš	11,2	< 2,0
Atenolol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Bezafibrate	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Bisfenol B	ug/kg suš	< 5,0	< 5,0
Bisfenol S	ug/kg suš	4,1	< 1,0
Bisoprolol	ug/kg suš	2,5	< 1,0
Caffein	ug/kg suš	9,4	< 2,0
Celiprolol	ug/kg suš	1,0	2,9
Clarithromycin	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Clindamycin	ug/kg suš	3,4	< 1,0
Clofibric acid	ug/kg suš	< 2,0	< 2,0
Cyclophosphamide	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Diclofenac	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Diclofenac-4'-hydroxy	ug/kg suš	< 20,0	< 20,0
Erythromycin	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Fluconazole	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Furosemide	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Gabapentin	ug/kg suš	4,1	< 1,0
Gemfibrozil	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Hydrochlorothiazide	ug/kg suš	6,6	< 2,0
Chloramphenicol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Ibuprofen	ug/kg suš	12,1	< 10,0
Ibuprofen-2-carboxy	ug/kg suš	50,6	< 5,0
Ibuprofen-2-hydroxy	ug/kg suš	< 20,0	< 20,0
Iohexol	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Iomeprol	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Iopamidol	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Iopromide	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0

Irbesartan	ug/kg suš	9,6	9,4
Karbamazepin	ug/kg suš	23,8	4,5
Karbamazepin-2-hydroxy	ug/kg suš	1,3	< 1,0
Karbamazepin 10,11-dihydro-10-hydroxy	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Karbamazepin 10,11-dihydroxy	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Karbamazepin 10,11-epoxid	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Ketoprofen	ug/kg suš	1,1	< 1,0
Lamotrigine	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Lovastatin	ug/kg suš	< 2,0	< 2,0
Memantine	ug/kg suš	< 2,0	< 2,0
Metoprolol	ug/kg suš	21,3	1,5
Naproxene	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Naproxene-O-desmethyl	ug/kg suš	< 5,0	< 5,0
Oxcarbazepine	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Paracetamol	ug/kg suš	< 2,0	< 2,0
Peniciline G	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Phenazone	ug/kg suš	< 2,0	< 2,0
Primidone	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Propranolol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Propyphenazone	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Roxithromycin	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Saccharin	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Sertraline	ug/kg suš	63,8	10,5
Simvastatin	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Sotalol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfamerazine	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfamethazin	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfamethoxazol	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Sulfanilamide	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Sulfapyridin	ug/kg suš	3,2	1,0
Tiamulin	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0
Tramadol	ug/kg suš	8,4	1,8
Triclocarban	ug/kg suš	61,9	189,0
Triclosan	ug/kg suš	188,0	66,1
Trimetoprim	ug/kg suš	< 10,0	< 10,0
Valsartan	ug/kg suš	< 5,0	< 5,0
Venlafaxine	ug/kg suš	56,8	9,8
Warfarin	ug/kg suš	< 1,0	< 1,0

Oranžové zvýraznění – látka byla detekována zvolenou analytickou metodou

Peletované hnojivo typ startér („Startér S1“ v tab. 4) v sobě kombinuje vlastnosti organické hmoty (čistírenského kalu) k stabilizaci minerální formy živin ve snaze zabránit jejich rozplavení. Složení hnojiva typu startér vychází z doporučené dávky makroprvků podle publikace Hluška a Richtera [13], přičemž poměr jednotlivých prvků v novém hnojivu byl nastaven podle pravidel využitelnosti makro a mikroprvků v kompetici s dusíkem podle publikace Szabla [14]. Dávkování nového hnojiva se řídí pravidly agronormativu podle vyhlášky 377/2013 Sb. [15], vydané Ministerstvem zemědělství (MZe) v platném znění. Na základě těchto přístupů se podařilo připravit nové, relativně stabilní hnojivo s krátkým poločasem uvolnění potřebných živin ve prospěch rostlin, které se dobře dávkuje do půdy běžnými zemědělskými stroji.

Peletované hnojivo typ fertilizér („Fertilizér F1“ v tab. 4) v sobě kombinuje vlastnosti organické hmoty (čistírenského kalu) a vápnatého prekurzoru. Kombinace těchto dvou složek je v zemědělství již řadu let odzkoušena. Výhodným zdrojem vápnatého prekurzoru se ukázalo být využití saturačního kalu z výroby cukru (neboli tzv. šámy). Šáma obsahuje kromě sraženého CaCO_3 (75 až 77 % hmotnosti v sušině) i další vysrážené soli, hlavně MgO (až 4 % hmotnosti), a zejména vysokomolekulární koagulované necukry (1,1 až 1,7 % hmotnosti v sušině) [16]. Šáma je zdrojem sacharózy (až 4 % hmotnosti v sušině), což pozitivně působí na rozvoj mikrobiální složky půd [18]. Aplikace šámy vzhledem k vysokému podílu necukrů má výrazně pozitivní vliv na rozvoj půdního mikrobiálního společenstva, což vede nejen k posílení půdní struktury, ale i k rozvoji půdních mikroorganismů, a tím k zlepšení „zdraví půdy“.

Výhoda zvolené technologie spočívá především v nastavení optimálního složení a vlhkosti vstupujících materiálů k efektivní výrobě pelet o průměru 8 mm, uzpůsobených k aplikaci do zóny růstu plodin.

Tab. 4 ukazuje výsledné prvkové složení obou připravených matic. Prvkové složení a vybrané charakteristiky, např. hodnoty pH, jsou uvedeny jako průměrné měřené hodnoty z více opakování. Dále je uvedena hodnota směrodatné odchylky datového souboru pro každý parametr a prvek. Z pohledu hnojivého účinku matrice typu startér obsahuje téměř polovinu obsahu dusíku v amonné formě (N-NH_4^+), což je pro výživu rostlin pozitivní. Obsah amonné a nitrátové formy dusíku (5,45 %) se blíží teoretické hladině 6 % dusíku (N). Odpovídající je i obsah přístupného fosforu (P) 2,08 % (teoreticky 2,5 %), přístupného draslíku (K) 2,85 % (teoreticky 3,3 %) a hořčíku (Mg) 0,66 % (teoreticky 0,6 %).

V matrici typu fertilizér už tolik nezáleží na odpovídajícím prvkovém složení, zde jsou podstatné vlastnosti popisující kvalitu půdní organické hmoty, především obsah humusu, jenž tvoří 18 %, dále kvalitu huminových složek Q4/6, která je vysoce nad hranicí 4 (hodnota barevného kvocientu), charakterizující kvalitní huminové složky, a zejména vysoký obsah snadno rozložitelných C složek (C-hws). Obsah přístupného vápníku (Ca) v matrici se pohybuje kolem 4 %.

Rozsah chemického složení obou hnojiv může v rámci přípravy značně kolísat. Důvodem je:

1. variabilní prvkové složení čistírenského kalu, jak ukazuje publikace Černého [17]
2. rozsah vstupních parametrů z cukrovarnického kalu (šámy), jak ukazuje publikace Šárky [16]

Nová peletovaná hnojiva na bázi čistírenských kalů z RB technologie jsou vyráběna ve formě pelet o průměru 8 mm. Pro přípravu pelet je nutné připravit materiál o sušině 75 až 80 % hm. Právě peletovaná forma hnojiva umožní jeho snadnou skladovatelnost a aplikovatelnost pomocí zemědělské mechanizace přímo do zóny růstu konkrétních plodin.

Tab. 4. Živinné složení připravených hnojiv
Tab. 4. Nutrient composition of prepared fertilizers

Označení analýzy	Jednotka	Startér S1		Fertilizér F1		
		PRUM	± SM	PRUM	± SM	SM
pH H_2O		5,30	± 0,00	7,21	± 0,01	
pH KCl		5,26	± 0,00	7,13	± 0,01	
sorpce T (CEC)	mmol+/100 g	32,85	± 0,34	46,70	± 0,33	
N/ NO_3	mg/kg	3,05	± 0,03	0,12	± 0,00	
N/ NH_4	mg/kg	2,40	± 0,01	0,06	± 0,01	
Ntot	%	3,71	± 0,23	1,44	± 0,02	
Cox	%	7,66	± 0,26	10,79	± 0,10	
humus	%	13,18	± 0,44	18,55	± 0,16	
Q (472/644)		5,5	± 0,0	6,0	± 0,0	
C-hws	%	0,44	± 0,02	0,32	± 0,00	
přístupný Ca	%	1,84	± 0,03	3,67	± 0,02	
přístupný K	%	2,85	± 0,05	0,09	± 0,00	
přístupný Mg	%	0,66	± 0,01	0,16	± 0,00	
přístupný P	%	2,08	± 0,01	0,12	± 0,00	
vázaný K	%	0,30	± 0,00	0,30	± 0,03	
vázaný Mg	%	0,92	± 0,00	0,57	± 0,00	
vázaný Ca	%	3,39	± 0,10	6,69	± 0,07	
vázaný P	%	3,07	± 0,03	1,25	± 0,01	
vázané Fe	%	1,38	± 0,00	2,47	± 0,03	
vázaný Co	mg/kg	40,06	± 0,01	6,39	± 0,03	
vázaný Mn	mg/kg	197	± 0	288	± 2	
vázaný Mo	mg/kg	26,84	± 0,27	3,61	± 0,02	
vázaný Zn	mg/kg	798	± 18	966	± 36	

ZÁVĚR

Studie prokázala, že využití technologie založené na extenzivním odvodnění kalů a jejich stabilizaci v kalových polích s vhodnou mokřadní vegetací, případně s využitím ochrany proti ředění vysoušené směsi srážkami (skleník, stříška), může představovat alternativu k jiným technologiím, zejména v kombinaci s KČOV. Podmínkou je dostatečně velká plocha pozemků, což je často případ malých obcí, které KČOV využívají.

Procesy probíhající v RB jednotkách s napuštěnými čistírenskými kalů a s vegetací mokřadních rostlin popisuje řada zahraničních publikací [8, 9]. Hlavní provozní zásady, chyby při návrzích a provozu i doporučení pro další nakládání s odvodněnou hmotou shrnuje práce Brixie [4]. Při návrhu RB jednotek pro určité území je nutné v závislosti na klimatických podmínkách hledat

optimální interval a délku periody napouštění a vysoušení. Extenzivní čistírny (kořenové čistírny, umělé mokřady apod.) mají nižší produkci kalu spojenou s provozem objektů mechanického předčištění (různé typy usazovacích nádrží nebo vícekomorových septiků), zpravidla s vyvážením několikrát ročně. Dosažené výsledky ukazují, že i s ohledem na co nejvyšší eliminaci organických mikropolutantů bude nutné ponechání materiálu v jednotce po ukončení napouštění a vysoušení po doporučenou dobu jedné sezony (letní či zimní) [1, 3], což umožní mineralizaci materiálu, jeho hygienizaci a stabilizaci. Výsledná hmota by měla dosáhnout vlastností a složení srovnatelného s konečnými produkty kompostování kalů s biologickými složkami [2], jak ukazují výsledky rozboru materiálů z pokusných RB jednotek po jejich odstavení na dobu několika měsíců.

Popsaná technologie odvodnění čistírenských kalů může být prvním stupněm úpravy, který při zajištění následných vhodných kroků, např. standardizace substrátů (přidáním dalších příměsí, zpracováním do peletek apod.) otevírá cestu pro racionální využití kalů na orné půdě. V našem případě bylo upraveného a vysušeného kalu z RB jednotek využito k přípravě organominerálních hnojiv. Předpokládáme, že aplikace organominerálních hnojiv do půdy bude mít vysoce pozitivní vliv nejen pro tvorbu stabilní půdní struktury, ale především téměř eliminuje riziko spojené s vyplavováním dusíku a fosforu do povrchových a podzemních vod. Při uplatnění kompostovaného materiálu na půdu se předpokládá také významný krycí efekt, kdy kompost aplikovaný na povrch půdy působí jako mulč a významně snižuje riziko vzniku vodní eroze.

Poděkování

Príspevek byl zpracován za finanční podpory projektu SS02030008 „Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost“ a s využitím výsledků projektu TH02030532 „Nové postupy úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů“ v rámci jeho implementace.

Literatura

- [1] JAROLÍMOVÁ, V. Aplikace kalů z čistíren odpadních vod na zemědělské půdě a související legislativa. *Biom.cz* [on-line]. 27. červen 2019 [vid. 16. září 2021]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/aplikace-kalu-z-cistiren-odpadnich-vod-na-zemedelske-pude-a-souvisejici-legislativa>
- [2] PAUL, E. A., CLARK, F. E. *Soil Microbiology and Biochemistry*. New York: Academic Press, (1996), 340 s.
- [3] GUO, L. B., GIFFORD, R. M. Soil Carbon Stocks and Land Use Change: A Meta Analysis. *Global Change Biology*. 2002, 8, s. 345–360
- [4] BRIX, H. Sludge Dewatering and Mineralization in Sludge Treatment Reed Beds. *Water*. 2017, 9, s. 160
- [5] ROZKOŠNÝ, M., ŠEREŠ, M., HUDCOVÁ, H., HNÁTKOVÁ, T., MRVOVÁ, M. Sludge Dewatering Reed Beds and their Performance in Terms of Sludge Quality Improvement at Small Wastewater Treatment Plants. *Waste Forum*. 2020, č. 4, s. 201–216
- [6] KANNEPALLI, S. et al. Composting of Aged Reed Bed Biosolids for Beneficial Reuse: A Case Study in New Jersey, USA. *Compost Science and Utilization*. 2016, 24(4), s. 281–290
- [7] KOLECKA, K. et al. Integrated Dewatering and Stabilization System as an Environmentally Friendly Technology in Sewage Sludge Management in Poland. *Ecological Engineering*. 2017, 98, s. 346–353
- [8] PERUZZI, E. et al. Stabilization Process in Reed Bed Systems for Sludge Treatment. *Ecological Engineering*. 2017, 102, s. 381–389
- [9] UGGETTI, E., FERRER, I., LLORENS, E., GARCÍA, J. Sludge Treatment Wetlands. A Review on the State of the Art. *Bioresource Technology*. 2010, 101, s. 2905–2912
- [10] *Vyhlaška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě*. Pozn. Zrušena k 1. lednu 2021. Náhrada: *Vyhlaška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady*
- [11] ROZKOŠNÝ, M., HUDCOVÁ, H., PLOTĚNÝ, M., NOVOTNÝ, R., MATYSÍKOVÁ, J. Kvalita kalů a odpadů z domovních a malých ČOV a možnosti jejich využití v zemědělství. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2015, 57(6), s. 44–49
- [12] VINCENT, J., FORQUET, N., MOLLE, P., WISNIEWSKI, Ch. Mechanical and Hydraulic Properties of Sludge Deposit on Sludge Drying Reed Beds (SDRBs): Influence of Sludge Characteristics and Loading Rates. *Bioresource Technology*. 2012, 116, s. 161–169

[13] HLUŠEK, J., RICHTER, R. *Bilance živin v rostlinné výrobě ČR a potřeba hnojení. Racionální použití hnojiv – sborník z konference*. 2006. *Biom.cz* [on-line]. [vid. 16. září 2021]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/bilance-zivin-v-rostlinne-vyrobe-cr-a-potreba-hnojeni>. ISBN 978-80-213-2006-2.

[14] SZABLA, K. *Szkołkarstwo kontenerowe: nowe technologie i techniki w szkółkarstwie leśnym*. Warszawa: Centrum Informacji Lasów Państwowych, 2003. ISBN 97-8838-8478437.

[15] *Vyhlaška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv*

[16] ŠÁRKA, E. Saturací kal – možnosti použití a vlastnosti. *Listy cukvarnické a řepašské*. 2008, 40, 124(12), s. 349–357

[17] ČERNÝ, J. Využití odpadů z ČOV jako zdroje organických látek a živin. 2009. *Biom.cz* [on-line]. 8. září 2014 [vid. 16. září 2021]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/projekty/konference-racionalni-pouziti-hnojiv-2009>

[18] RICHTER, R., HLUŠEK, J. *Výživa a hnojení rostlin (I. obecná část)*. Brno: VŠZ, 1994. 177 s. ISBN 80-7157-138-5.

Autoři

Ing. Josef Kratina, Ph.D.¹

✉ josef.kratina@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-6095-586X

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.²

✉ milos.rozkosny@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-6617-5431

Ing. Hana Hudcová, Ph.D.²

✉ hana.hudcova@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-7462-9333

Mgr. Michal Šereš³

✉ michal.seres@dekonta.cz

Ing. Ondřej Holubík⁴

✉ holubik.ondrej@vumop.cz

ORCID: 0000-0002-6519-5887

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

²Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno

³DEKONTA, a. s., Dřetovice

⁴Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha

Príspevek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2021.09.004

STUDY OF THE EFFECTIVENESS OF THE SMALL MUNICIPAL SOURCES SEWAGE SLUDGE EXTENSIVE STABILIZATION FOR THEIR USE AS A FERTILIZER

**KRATINA, J.¹; ROZKOŠNÝ, M.²; HUDCOVÁ, H.²; ŠEREŠ, M.³;
HOLUBÍK, O.⁴**

¹T. G. Masaryk Water Research Institute Prague

²TGM Water Research Institute Brno

³Dekonta, Ltd.

⁴Research Institute for Soil and Water Conservation Prague

Keywords: sewage sludge – sludge dewatering – sludge stabilization – soil quality – organic matter – composting – fertilization substrate

The article is devoted to the presentation of partial results of a study aimed at determining the potential use of extensive sludge dewatering technology for small municipal WWTPs (up to 1000 PE) in the conditions of the Czech Republic. The study has shown that the use of technology based on extensive sludge dewatering and their stabilization in sludge dewatering reed beds with suitable wetland vegetation can be an alternative to other technologies. Especially in combination with constructed wetland (CW) based WWTPs, which are characterized by lower sludge production. A sufficiently large area of available land for such technology is a key parameter. This is often an example of small municipalities that use CW WWTPs. The described technology of dewatering of sewage sludge can open the way for rational use of sludge on arable land by ensuring the first suitable treatment and standardization of substrates (mixing with selected additives, further processing into pellets, etc.). We assume that the application of organo-mineral fertilizers to the soil will have a highly positive effect not only on the formation of a stable soil structure, but above all almost eliminates the risk associated with leaching N and P into water.



Nakládání s popelem v oběhovém hospodářství obcí

**DAGMAR VOLOŠINOVÁ, VÁCLAV VACHUŠKA, ELŽBIETA ČEJKA,
ROBERT KOŘÍNEK, ALEŠ VACHUŠKA, JAN VACHUŠKA**

Klíčová slova: popel – odpad – komunální odpad – nakládání s odpady – oběhové hospodářství

SOUHRN

Popel z malých tepelných zdrojů vzniká při spalování tuhých paliv, jako jsou dřevo a uhlí. Na základě průzkumu provedeného autory článku lze popel z malých tepelných zdrojů (MTZ) považovat za největší tok odpadu v menších obcích ČR. Tento materiál má značný potenciál pro snížení produkce odpadu, skládkování a spotřeby primárních surovin. Představenými možnostmi využití tohoto potenciálu bude dodržena nejen hierarchie nakládání s odpady, ale i strategie udržitelného rozvoje mnoha obcí. Článek využívá analýzu materiálového složení směsných komunálních odpadů z dobrovolného svazku obcí Horažďovicko k demonstraci možného způsobu zásadní pomoci zejména malým obcím ekologicky nezávadným způsobem plnit jejich závazky vyplývající z nové odpadové legislativy.

ÚVOD

Cirkulární ekonomika kombinuje ekonomický růst s vývojovým cyklem, který zachovává a posiluje přírodní kapitál, optimalizuje produkci zdrojů a minimalizuje rizika prostřednictvím správy omezených zdrojů a obnovitelných smyček. Kromě toho umožňuje společně snížit výrobní náklady a ztráty, vytvářet nové zdroje příjmů a zmírnit jejich závislost na přírodních surovinách. Města a regiony jako hlavní zúčastněné strany v oblastech, jako jsou stavebnictví, mobilita, potravinářství, nakládání s odpady, produkty, služby a další, hrají při přechodu na oběhové hospodářství zásadní roli.

Moderní společnosti spotřebovávají mnoho surovin a produkují značné množství odpadů, především v oblasti stavebnictví. Spotřebované a vypouštěné materiály v tomto odvětví jsou zejména minerální povahy [1].

Plak na přírodní zdroje se stále zvyšuje, přičemž je zapotřebí nová infrastruktura, služby a bydlení. Města již tvoří téměř dvě třetiny celosvětové poptávky po energii, produkují až 50 % pevného odpadu a jsou zodpovědná za 70 % emisí skleníkových plynů. Odhaduje se, že celosvětově se do roku 2050 množství pevného komunálního odpadu zdvojnásobí [2].

Oběhové hospodářství je založeno na třech zásadách:

1. kontrolovat vznik odpadů a znečištění
2. ponechat výrobky a materiály v provozu
3. regenerovat přírodní systémy

Oběhové hospodářství ve městech a regionech znamená systémový posun, při kterém jsou poskytovány služby, efektivně využívány přírodní zdroje primárních materiálů a optimalizováno jejich opětovné využívání. Pro dosažení ekonomické efektivity jsou činnosti plánovány a prováděny tak, aby uzavíraly, zpomalovaly a zužovaly smyčky napříč hodnotovými řetězci. Infrastruktura je navržena a vybudována tak, aby se zabránilo lineárnímu blokování, a tím plynutí materiálem.

Očekává se, že oběhové hospodářství bude mít pozitivní dopady na životní prostředí díky snížení emisí do ovzduší, zvýšení podílu obnovitelné energie a recyklovatelných zdrojů a omezení využívání surovin, vody, půdy a energie. Stále je třeba uvolnit potenciál cirkulární ekonomiky na podporu udržitelných měst, regionů a zemí. K dosažení tohoto cíle je nutné jít nad rámec čistě technických aspektů. Vyžaduje to nastavení správného řízení a mezí prostředí. Rámec 3P („lidé“, „politiky“ a „místa“) znamená, že oběhové hospodářství zahrnuje udržitelné způsoby výroby a spotřeby, ale i nové modely podnikání a správy (*lidé*). Vyžaduje také holistický a systémový přístup, překračující omezení sektorové *politiky*, a zároveň funkční přístup, který přesáhne administrativní hranice měst a povede k jejich propojení s jejich centry a venkovem, a tím k uzavření, zúžení a zpomalení cyklů ve správném měřítku (*místa*) [2].

Touto myšlenkou se nechal inspirovat i tým Ing. Václava Vachušky v Dobrovolném svazku obcí Horažďovicko, který hledá způsoby prevence vzniku odpadů a maximalizace využití odpadů přímo na území obsluhovaných obcí. V současnosti řeší využití dvou největších toků komunálních odpadů – stavebního a demoličního odpadu a popela z MTZ.

POPEL Z MALÝCH TEPELNÝCH ZDROJŮ

Vzhledem ke geografickým podmínkám ČR a rozsahu plynofikace venkova je pevné palivo jediným vstupem pro MTZ. Velkou tradici má využívání uhlí, jak černého, tak hnědého. Dalším významným palivem je dřevo štípané nebo ve formě štěpky, pelet a briket. S rostoucí cenou zemního plynu a elektřiny pak logicky dochází k opětovnému využívání uhlí, dřevěných pelet či kusového dřeva.

Výsledkem spalování je popel. Jeho množství závisí na mnoha faktorech, na druhu a kvalitě uhlí/dřeva, podmínkách hoření atd. Pro průmyslové účely obvykle slouží kotle vybavené drtiči, kde se uhlí drtí najemno, aby se optimalizovala rychlost spalování a účinnost výroby tepla. Produkty pálení uhlí v průmyslu jsou často využívány jako pomocný stavební materiál při budování silnic nebo přípravě betonů [3]. Pro účely vytápění jednotlivých domácností se však používá mnohem výhřevnější druh uhlí, přičemž výsledný popel nemá v současnosti prakticky žádné uplatnění z důvodu nižšího produkovaného množství a potenciálně vysokých nákladů na jeho sběr.

Tab. 1. Obsah škodlivin v popelu ze spalování biomasy v MTZ [8]

Tab. 1. Content of pollutants in ash from biomass combustion in small heat sources [8]

Prvek	Výsledky analýz jednotlivých vzorků popelů [mg/kg sušiny]															Vyhláška č. 474/2000 Sb.	Vyhláška č. 312/2021 Sb.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
As	9,47	3,22	4,52	5,28	6,20	1,35	9,32	4,52	7,61	2,22	8,10	57,50	1,00	3,30	1,69	20	30
Cd	2,13	2,46	2,94	2,81	4,98	1,57	2,67	0,14	0,33	0,32	3,50	24,90	0,10	3,40	1,19	5	5
Cr	36,60	14,90	2,64	38,30	18,90	29,10	24,10	26,90	27,80	41,80	55,60	78,00	11,00	40,70	6,40	50	100
Hg	0,14	0,07	< 0,05	0,10	< 0,05	0,08	0,12	0	0,03	< 0,005	0,03	1,6	0,07	0,06	0,02	0,5	0,5
Pb	24,00	6,72	26,80	31,50	38,40	4,73	13,40	3,66	19,30	11,40	43,00	222,00	1,50	2,47	< 2,7	50	100
PAU	< 0,50	< 0,50	2,48	< 0,50	8,33	1,42	1,65	< 0,50	2,95	0,15	2,45	3,65	< 0,50	3,65	187	20	20

Zdroj: ARNIKA a VÚV TGM

Při zjišťování bližších informací o složení pospalinových zbytků se všechny zdroje zabývaly emisemi do ovzduší, zatímco složení popelů bylo řešeno převážně jen u velkých producentů, jako jsou elektrárny a teplárny.

Popel vzniklý v MTZ spalováním čisté biomasy je prezentován jako nezávadný, vhodný pro široké využití na zahradách a v domácnostech [4–6]. Existují však názory [7, 8], podložené výsledky laboratorních analýz, že stromy mohou absorbovat a hromadit látky ze vzduchu a půdy. Proto dřevo často obsahuje znečišťující látky ve formě těžkých kovů, jejichž koncentrace se liší v závislosti na druhu stromu a lokalitě jeho růstu. Při nedokonalém spalování tak vznikají mimo jiné i organické znečišťující látky. Tyto a všechny nehořlavé složky dřeva zůstávají po spalování koncentrovány v popelu. Kromě minerálů, jako jsou draslík nebo fosfor, jsou to rovněž těžké kovy (arsen, olovo, kadmium, chrom, měď atd.) a různé organické znečišťující látky (polycyklické aromatické uhlovodíky, dioxiny nebo furany), z nichž některé jsou toxické a/nebo karcinogenní. Použití dřevěného popela v zemědělství nebo na zahradě je tedy problematické a může poškodit půdu i vodu.

Konkrétní výsledky analýz popela ze samotného spalování biomasy v MTZ jsou v tab. 1. Pro porovnání připojujeme limitní hodnoty rizikových prvků obsažených v popelu ze spalování biomasy, které dle přílohy č. 1 vyhlášky č. 474/2000 Sb., lze použít jako hnojivo na zemědělské půdy nebo do kompostu (od 1. října 2021 byly limity navýšeny, viz Příloha č. 1 k vyhlášce č. 312/2021 Sb.). Použití popela z biomasy při kultivaci zemědělské půdy se řídí zákonem

č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů, což znamená, že popel podléhá registraci jako hnojivo a musí splňovat požadavky Přílohy č. 1 k vyhlášce č. 474/2000 Sb., respektive č. 312/2021 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů.

Obsahy rizikových prvků uvádí práce výzkumníků Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava [9], která popisuje výsledky analýz popelů vzniklých spalováním v MTZ tří druhů hnědého uhlí běžně využívaných v České republice. Dokument uvádí, že převážná většina sledovaných prvků (Al, Si, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb) se hromadila v ložovém popelu; Se a Pb byly dominantně zastoupeny v úletovém popelu, zatímco v plynných emisích se nacházely S, Cl, Br a Hg. Při porovnání s distribucí prvků vzniklých spalováním uhlí ve velkých průmyslových systémech byl nalezen rozdíl hlavně u As a Zn, který pravděpodobně souvisel s relativně nízkými teplotami v topeništi i teplotami odcházejících spalin. Konkrétní výsledky jsou uvedeny v tab. 2.

Polská studie [10] porovnávala spalování černého uhlí v MTZ s teplárnami. Ve vzorcích z MTZ bylo významně více stopových prvků (Cd, Tl, Pb, As, Ba a Ni) než ve vzorcích teplárenských ložových popelů. Průměrný obsah těchto prvků byl 1,5 až 3,5krát vyšší než ve vzorcích teplárenských ložových popelů. Obsahy stopových prvků v popelech černého uhlí spáleného v MTZ jsou pro srovnání rovněž uvedeny v tab. 2.

Tab. 2. Obsahy prvků v ložových popelech hnědého a černého uhlí z MTZ [9, 10]

Tab. 2. Contents of elements in bed ashes of brown and black coal from small heat sources [9, 10]

Prvek	Výsledky analýz jednotlivých druhů hnědého (HU) a černého uhlí (ČU) [mg/kg sušiny]						
	HU I	HU II	HU III	ČU I	ČU II	ČU III	ČU IV
Cd	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	0,7	1,3	1,5	1,7
Cl	160,9	378,8	437,0	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
V	242,3	614,8	370,2	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Cr	110,2	292,4	175,2	33	87	101	112
Mn	191,3	158,4	256,4	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Fe	101,0	53,0	73,2	4,9	2,8	3,1	3,0
Co	70,0	57,7	96,0	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Ni	103,0	93,7	120,2	20,0	99,0	135,0	143,0
Cu	42,2	309,2	158,9	77,0	96,0	117,0	98,0
Zn	76,5	51,9	160,5	645,0	660,0	672,0	644,0
As	282,4	352,2	1582,0	12,0	18,0	26,0	24,0
Se	0,1	0,1	0,1	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Ba	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	750,0	1125,0	1260,0	1168,0
Br	10,5	13,9	13,0	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Rb	34,8	25,0	39,3	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Hg	0,030	0,035	0,061	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno	nestanoveno
Pb	7,5	16,5	27,4	48,0	66,0	78,0	99,0

Zdroj: [9, 10]

Tab. 3. Výsledky analýz výluhů ložových popelů ze spalování hnědého uhlí v MTZ

Tab. 3. Results of analyzes of leachate ash extracts from brown coal combustion in small heat resources

Ukazatel	Výsledky analýz [mg/l]			Vyhláška č. 273/2021 Sb. třída IIa
	HU I	HU II	HU III	
pH	6,1	5,8	5,9	≥ 6
konduktivita	1,0	2,8	2,9	
chloridy	< 3,5	< 3,5	< 3,5	1 500
sírany	630,4	2 243,8	2 202,7	3 000
Co	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
Cr	< 0,1	< 0,1	< 0,1	7
Cu	< 0,2	< 0,2	< 0,2	10
Fe	< 0,2	< 0,2	< 0,2	-
Mn	0,2	1,0	0,8	-
Ni	< 0,1	0,1	0,1	4
Zn	< 0,1	0,1	0,1	20

Zdroj: [9]

Tab. 4. Produkce popelů a odhad indikativní produkce směsného odpadu v obcích DSO
 Tab. 4. Ash production and indicative output estimation of mixed waste in DSO municipalities

Obec	Popel z uhlí	SKOmin	SKOmax	SKOmin	SKOmax
	[kg/ob/rok]	[kg/ob/rok]	[kg/ob/rok]	[t/rok]	[t/rok]
Břežany	60,6	131,6	197,1	25,92	38,82
Hejtná	56,1	127,5	193,4	20,78	31,52
Horažďovice	29,9	93,6	156,1	499,53	832,89
Hradešice	78,3	150,4	215,7	63,63	91,23
Chanovice	40,0	109,4	175,1	79,41	127,08
Kejnice	69,5	146,5	214,3	15,67	22,93
Kovčín	73,5	153,3	222,3	12,88	18,67
Kvášňovice	75,4	152,5	220,1	17,54	25,31
Malý Bor	78,4	148,5	212,9	73,05	104,73
Maňovice	33,2	114,0	187,4	5,36	8,81
Myslív	79,9	156,3	223,4	64,57	92,26
Nalžovské Hory	67,7	145,3	213,6	170,17	250,12
Olšany	71,0	139,5	203,4	28,88	42,11
Pačejov	63,3	131,7	195,7	99,28	147,58
Slatina	53,0	125,4	192,1	13,05	19,98
Velké Hydčice	31,6	95,8	158,5	24,23	40,10
Velký Bor	37,5	105,5	170,4	57,17	92,36

Zdroj: Vlastní výpočet Dobrovolného svazku obcí Horažďovicko

Zvýšený obsah síranů ve výluzech byl pravděpodobně důvodem i vyšší hodnoty konduktivity vodných výluhů ložových popelů a splnil pouze třídu IIa Přílohy č. 10 k vyhlášce č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů, v odstavci 6 § 16 uvádí, že: „Odpad podle jiného právního předpisu [zákonu o odpadech] s výjimkou odpadu uvedeného v prováděcím právním předpisu, může být tepelně zpracován jen ve stacionárním zdroji, ve kterém je tepelné zpracování odpadu povoleno podle § 11 odst. 2 písm. d). Tepelné zpracování odpadu je možné pouze pod dohledem osoby autorizované podle § 32 odst. 1 písm. c).“ V § 17 odstavci 1 je také uvedeno, že: „Provozovatel stacionárního zdroje je povinen spalovat ve stacionárním zdroji pouze paliva, která splňují požadavky na kvalitu paliv stanovené prováděcím právním předpisem, a jsou určena výrobcem stacionárního zdroje nebo paliva uvedená v povolení provozu.“ To tedy znamená, že v MTZ je spalování odpadů nelegální.

Ke zjištění, že domácnost takto nezákonně nakládá s odpadem, lze dojít dvěma způsoby. Prvním, poněkud obtížně prokazatelným, je sledování barvy a intenzity kouře z MTZ, druhým, přesnějším, tzv. metoda SEMAFOR [11].

Je to metoda, která byla vytvořena za účelem posouzení popelů z pohledu spalování odpadů v MTZ. Cílem této metody je po vyhodnocení výsledků označit popel jako červený (prokázáno spalování kontaminovaného paliva), oranžový (spalování kontaminovaného paliva nelze prokázat ani vyloučit), nebo zelený (neprokázáno spalování kontaminovaného paliva). Součástí metodiky [11] je i katalog popelů.

Analýzy popelů vzniklých spalováním uhlí společně s komunálním odpadem přináší článek Kicinské [12]. Studie prezentuje výsledky analýzy popílku, který je výsledkem spalování tuhých paliv smíchaných s komunálním odpadem, a hodnotí environmentální a zdravotní riziko spojené s infiltrací vybraných kovů do životního prostředí. Fázové složení naznačuje, že materiál je extrémně smíšený a různorodý. Nízkoteplotní složky byly smíchány s látkami vytvářenými při vysokých teplotách. Variabilní složení odpadu z různých domácích pecí s vysokým obsahem amorfní fáze (jež se ve vodě rozpouští snadněji než její krystalické ekvivalenty) může být škodlivé pro lidské zdraví i životní prostředí.

Jako dominantní prvky byly zjištěny křemičitany a hlinitokřemičitany – křemen, živec a plagioklas (albit). Hojně se zde vyskytovaly také hliněné minerály (kaolinit a mullit), uhličitany (kalcit), oxidy/oxidhydroxidy železa a síranové minerály (sádra a anhydrit). Hlavními složkami částic byly oxidy Si, Al, Ca a Fe (85,5 %), zatímco oxidy S, Mg, Na, K a Ti představovaly 12,6 % z celkového obsahu.

Kodex hodnocení rizika navrhl:

- nízké riziko pro As, Co, Cr, Ni
- střední riziko pro Cd, Cu a Pb
- vysoké riziko pro Zn

ANALÝZA SLOŽENÍ ODPADŮ

VÚV TGM v rámci řešení projektu CZ.071.02/0.0/0.0/16_040/0000379 „Odpady a předcházení jejich vzniku – praktické postupy a činnosti při realizaci závazků krajského Plánu odpadového hospodářství hlavního města Prahy“ [13] a dalších zakázek provádí rozборы směsného komunálního odpadu v sídlištní, venkovské i centrální zástavbě hlavního města Prahy. Díky centrálnímu vytápění a plynofikaci se popel ve směsném komunálním odpadu téměř nevyskytuje. Dle ČSÚ [14] se procento domácností používajících pevná paliva v jednotlivých krajích pohybuje v rozmezí od 0,4 % (hlavní město Praha) až pro 22,6 % (Středočeský kraj).

Pro občany, respektive domácnosti v malých obcích, vlastníci MTZ je popel zásadní složkou obsahu směsného komunálního odpadu (SKO). Při předběžném monitoringu produkce popelů v pilotní oblasti Horažďovicko bylo Ing. Vachuškou zjištěno, že v obcích Dobrovolného svazku obcí (DSO) Horažďovicko vzniká 520 tun popelů ročně. Jedná se převážně o popel ze spalování uhlí, přičemž jeden občan ročně vyprodukuje v průměru 46 kg popela. V jednotlivých obcích DSO se roční produkce popelů pohybuje v rozmezí 30–80 kg na obyvatele (viz tab. 4).

Takovéto množství představuje i vzhledem k avizovaným vzrůstajícím cenám za uložení odpadu na skládky (podle nového zákona o odpadech č. 541/2020 Sb., [15] bude cena za tunu využitelného odpadu postupně navyšována až na částku 1 850 Kč v roce 2030) velmi citelným nákladem jak pro obce, tak následně pro samotného občana. Současně takové množství ztěžuje plnění recyklačních povinností, ke kterým se ČR zavázala (do roku 2035 dosáhnout 65 % opětovně využitého nebo recyklovaného komunálního odpadu z celkové hmotnosti komunálních odpadů vyprodukovaných na území ČR [15]).



Obr. 1. Druhy popelů z MTZ (z biomasy vlevo a uhelný vpravo)

Fig. 1. Types of ashes from small heat sources (from biomass on the left and coal on the right)

ZPŮSOB ÚPRAVY A ZPRACOVÁNÍ

V současné době je popel z MTZ odkládán do popelnic a s dalším směsným komunálním odpadem odstraňován ukládáním na skládky, případně spalován ve spalovnách. Pokud je soustřeďován odděleně, má výrazně jiné vlastnosti než směsný komunální odpad. Například nedosahuje výhřevnosti 6,5 MJ/kg v sušíně a je biologicky stabilní. Od 1. ledna 2024 bude možné separovaný popel z MTZ zařadit jako poddruh směsného komunálního odpadu s katalogovým označením 20 03 01 01 – Odděleně soustřeďovaný popel z domácností. Tento poddruh odpadu dle Přílohy č. 52 k vyhlášce č. 273/2021 Sb., o nakládání s odpady patří mezi technologické odpady, a je proto zahrnut do dílčího poplatku za ukládání technologických odpadů na skládku. Sazba za tunu vyříděného skládkovaného popela činí 45 Kč. Popel lze při odděleném sběru v obcích kumulovat již nyní na vybraném místě v regionu a dalším zpracováním z něj vyrobit posypové kamenivo pro zimní údržbu komunikací nebo podsypový a zásypový materiál liniových staveb. Obec tak splní recyklační povinnosti a ušetří přírodní neobnovitelné zdroje.

Posypové/umělé kamenivo je možné vyrobit speciálními technologiemi z popela, příměsí, pojiv a přísad, které jsou dostupné. Výroba posypového/umělého kameniva již byla laboratorně a poloprovozně ověřena. V současné době je možné zavedení tohoto způsobu recyklace popela z MTZ realizováno první etapou, tedy podáním žádosti o podporu projektu „Potenciál materiálového využití popela v rámci cirkulární ekonomiky obcí“ pro 5. veřejnou soutěž programu Prostředí pro život vyhlášeného Technologickou agenturou ČR (TA ČR). Dalšími etapami recyklace popela z MTZ bude podpora zavádění a organizace jeho odděleného sběru v obcích a pořízení technologie na jeho zpracování.

Podle poznatků Ing. Vachušky je výhodou posypového/umělého kameniva z popela MTZ možnost řízení jeho vybraných mechanicko-fyzikálních vlastností a životnosti. To znamená, že při zpracování popela z MTZ je možné předem nastavit vlastnosti posypového/umělého kameniva, jako například pevnost, nasákavost a další, pro environmentálně bezpečné použití důležité vlastnosti.

ZÁVĚR

Technologický odpad, mezi který patří například škváry, strusky, shrabky z česlí i odděleně soustřeďovaný popel z domácností, je zařazen do skupiny odpadů, jež se Ministerstvo životního prostředí snaží odstranit na skládky. Chce tímto způsobem vyřešit problém nadměrného využívání těchto minimálně upravených odpadů na povrchu terénu, a zabránit tak možné kontaminaci životního prostředí. Výše uvedený způsob třídění a recyklace popelů z MTZ zajistí environmentálně bezpečný materiál s širokým využitím a současně přispěje ke splnění závazků obcí v rámci zásad oběhového hospodářství.

Tab. 5. Produkce odpadů v obcích DSO Horažďovicko v letech 2016–2019 [kg/ob]

Tab. 5. Waste production in DSO Horažďovicko municipalities in the years 2016–2019 [kg/citizen]

Rok	Směsný odpad [kg/ob]	Papír [kg/ob]	Plasty [kg/ob]	Sklo [kg/ob]	Bioodpad [kg/ob]	Zbytek [kg/ob]	Celkem [kg/ob]
2016	187,1	12,3	10,6	14,3	100,7	100,0	425,0
2017	197,4	10,7	9,3	13,9	96,9	96,0	424,2
2018	207,8	14,7	10,9	14,1	83,7	114,6	445,6
2019	204,0	19,1	14,2	15,1	95,3	101,9	449,6

Zdroj: Vlastní výpočet Dobrovolného svazku obcí Horažďovicko

Poděkování

Příspěvek byl podpořen z institucionálních prostředků na rozvoj výzkumné organizace – VÚV TGM v rámci interního grantu č. U4802/2021.

Poznámky

1. Od 1. října 2021 vstoupil v platnost zákon č. 299/2021 Sb., kterým se mění zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů, a další související zákony.

Literatura

- [1] MAYER, A., HAAS, W., WIEDENHOFER, D., KRAUSMANN, F., NUSS, P., BLENGINI, G. A. Measuring Progress towards a Circular Economy: A Monitoring Framework for Economy-Wide Material Loop Closing in the EU28. *Journal of Industrial Ecology* [on-line]. 2019, 23(1), s. 62–76. ISSN 1088-1980, 1530-9290. Dostupné z: doi: 10.1111/jiec.12809
- [2] *The Circular Economy in Cities and Regions: Synthesis Report* | OECD iLibrary [on-line]. [vid. 23. srpen 2021]. Dostupné z: <https://www.oecd-ilibrary.org/sites/10ac6ae4-en/..lcf-2020-811-en/index.html>
- [3] SARKAR, D. K. *Thermal Power Plant: Design and Operation*. 1. Amsterdam: Elsevier, 2015. ISBN 978-0-12-801575-9.
- [4] 70+ Uses for Wood Ash. *Practical Self Reliance* [on-line]. 27. prosinec 2018 [vid. 27. srpen 2021]. Dostupné z: <https://practicalselfreliance.com/wood-ash-uses/>
- [5] *Holzpellets DINplus – Pellets online vergleichen, günstig bestellen & sparen* [on-line]. [vid. 24. srpen 2021]. Dostupné z: <https://www.meine-holzpellets.de/>
- [6] *Entsorgung der Asche bei Pelletheizungen und Pelletöfen* [on-line]. [vid. 27. srpen 2021]. Dostupné z: <https://www.wohlundwarm.de/glossar/entsorgung-der-asche>
- [7] *Merkblatt_Holzasche_def_web.pdf* [on-line]. [vid. 27. srpen 2021]. Dostupné z: https://www.abfall.ch/pages/info/pdf/Merkblatt_Holzasche_def_web.pdf
- [8] HAVEL, M. *Odpadové hospodářství malých obcí – příručka pro obce, aktualizace 2020* [on-line]. B. m.: ARNIKA, 2020. Dostupné z: <https://arnika.org/odpadove-hospodarstvi-malych-obci-aktualizace-2020>
- [9] RITZ, M., JUREČKA, P., KLIKA, Z., CHALUPA, V., MOHYLA, D., ŠTEFANIDESOVÁ, V. Produkty spalování tuhých paliv v malých domácích topeništích. I. Spalování hnědého uhlí. *Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava. Řada hornicko-geologická*. 2005, č. 1, s. 14. ISSN 0474-8476. Dostupné z: <http://gse.vsb.cz/2005/LI-2005-1-55-68.pdf>
- [10] SMOŁKA-DANIEŁOWSKA, D., KĄDZIŃKA-GAWEL, M., KRZYKAWSKI, T. Chemical and Mineral Composition of Furnace Slags Produced in the Combustion Process of Hard Coal. *International Journal of Environmental Science and Technology* [on-line]. 2019, 16(10), s. 5387–5396. ISSN 1735-2630. Dostupné z: doi: 10.1007/s13762-018-2122-z
- [11] Pokud někdo doma spaluje odpad, existuje metoda, jak mu to prokázat? *TZB-info* [on-line]. [vid. 27. srpen 2021]. Dostupné z: <https://vytapieni.tzb-info.cz/vytapime-pevnymi-palivy/18367-pokud-nekdo-doma-spaluje-odpad-existuje-metoda-jak-mu-to-prokazat>
- [12] KICIŃSKA, A. Chemical and Mineral Composition of Fly Ashes from Home Furnaces, and Health and Environmental Risk Related to their Presence in the Environment. *Chemosphere* [on-line]. 2019, 215, s. 574–585. ISSN 0045-6535. Dostupné z: doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.061
- [13] VOLOŠINOVÁ, D., KOŘÍNEK, R., MAKOVCOVÁ, M. Monitoring odpadové obslužnosti pro tříděné složky komunálního odpadu na území hlavního města Prahy. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2019, 61(6), s. 40–46. ISSN 0322–8916, 1805–6555.
- [14] Energo 2015. *Energo 2015* [on-line]. [vid. 15. červen 2021]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/energo-2015>
- [15] INFO@AION.CZ, A.C.-. 541/2020 Sb., Zákon o odpadech. *Zákony pro lidi* [on-line]. [vid. 14. červen 2021]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2020-541>

Autoři

Ing. Dagmar Vološinová¹
✉ dagmar.volosinova@vuv.cz
ORCID: 0000-0003-1195-7046

Ing. Elžbieta Čejka¹
✉ elzbieta.cejka@vuv.cz

Ing. Robert Kořínek¹
✉ robert.korinek@vuv.cz
ORCID: 0000-0001-5849-5606

Ing. Václav Vachuška²
✉ vachuska@ekostat.cz

Ing. Aleš Vachuška²
✉ aless.vachuska@seznam.cz

Ing. Jan Vachuška²
✉ jan.vachuska@mineral.eu

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

²EKOSTAT a. s.

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2021.09.002

ASH MANAGEMENT IN THE CIRCULAR ECONOMY OF MUNICIPALITIES

VOLOSINOVA, D.¹; VACHUSKA, V.¹; CEJKA, E.¹; KORINEK, R.²; VACHUSKA, A.²; VACHUSKA, J.²

¹T. G. Masaryk Water Research Institute Prague

²EKOSTAT JSC

Keywords: ash – waste – municipal waste – waste management – circular economy

Ash from small heat sources is produced by burning solid fuels such as wood and coal. Based on a survey conducted by the article authors, ash from small heat sources can be considered the most significant waste stream in smaller municipalities in the Czech Republic. This material has considerable potential for reducing waste production, landfilling and consumption of primary raw materials. The presented possibilities of using this potential will comply with the hierarchy of waste management, but also with the strategy of sustainable development of many municipalities. This article uses the analysis of the material composition of mixed municipal waste from the voluntary union of municipalities Horažďovicko to demonstrate a possible way of fundamental assistance, especially to small municipalities, in an environmentally friendly way, to fulfil their obligations arising from the new waste legislation.



Vztah scénického pohledu a hodnoty rezidenční výstavby

DANIEL KLIMENT, MONIKA DOLEŽALOVÁ, MILADA KOMOSNÁ

Klíčová slova: cena nemovitosti — hodnota pohledu — městská scéna — oceňování — studie — rezidenční stavba — životní prostředí

SOUHRN

Autoři se při svém zkoumání vztahu mezi vybranými vlivy a cenami nemovitostí, konkrétně rezidenčními stavbami (tj. rodinnými domy a byty), inspirovali poznatky a výsledky ze zpracovaných rešerší. Šlo o takové charakteristiky, jejichž působení na ceny nemovitostí bylo prokázáno i jinde ve světě. Jako referenční lokalita bylo pro tento výzkum zvoleno Brno. V první fázi byly fotografovány různé rezidenční stavby, v další byl proveden výběr těchto fotografií, přičemž důraz byl kladen na takové nemovitosti, u kterých byly posuzované vlastnosti nejvýraznější. Následně, v souladu s postupy metody Fuzzy Delphi, byl vytvořen dotazník s konkrétními otázkami a určen okruh posuzovatelů, jimž byl tento dotazník zaslán. Konkrétně se jednalo o odborníky, působící v odvětvích ekonomiky, stavebnictví, architektury a realit, kteří pak své individuálně vyplněné dotazníky odeslali zpět. Následně proběhla fáze vyhodnocení názorů získaných z jednotlivých dotazníků.

ÚVOD

Článek je zaměřen na posouzení vlivů nemateriálních faktorů na hodnotu rezidenční stavby v městském prostředí, konkrétně v lokalitě Brno-město. V rámci výzkumu proběhlo nejprve dotazování odborníků a poté byl pomocí metody Fuzzy Delphi stanoven procentuální odhad vlivu nehmotného aktiva, v tomto případě scénického pohledu, jako environmentálního faktoru na cenu nemovitostí. Všichni ze zkušenosti zřejmě známe vliv prostředí a prostoru na náš psychický stav a chování i na mezilidské vztahy. Z tohoto důvodu je úloha prostoru v městském prostředí tak důležitá. Má totiž sílu nejen integrovat jednotlivé objekty do větších, vzájemně provázaných celků, ale také ovlivňovat ve stejném smyslu vztahy mezi lidmi, konkrétně vzbuzovat pocit sounáležitosti a empatie. Syntetický vjem, jehož prostřednictvím si sami vytváříme v našem vědomí větší celek – představu o prostředí, v němž žijeme –, pak zpětně utváří nás [1]. Motivem ke zpracování příspěvku bylo vědomí, že vliv vnímání rozdílných městských scén na hodnotu nemovitostí není primárně znám, a pokud jde o Českou republiku, není tak obecně zohledněn při stanovování její ceny. Ve světě jsou však tyto vlivy zkoumány a míra významnosti pro hodnotu nemovitosti je u nich stanovena.

Ferlan, Bastic a Psunder ve své publikaci, která se zaměřuje na faktory ovlivňující tržní hodnotu rezidenčních nemovitostí ve slovinském Mariboru, zkoumali mimo jiné také faktor výhledu z nemovitosti. Dospěli k tomu, že největší přidanou hodnotu přináší pohled na vodní prvek (moře), který dokáže zvýšit prodejní cenu až o 40 %, zatímco průměrný nárůst hodnoty byl odhadován na přibližně 12 % [2]. Holandský vědec Luttik odhadl, že v Nizozemsku rezidenční objekty s malebným výhledem na lesy v okolí by mohly přidat premii

6–12 % a vodní útvary 8–10 % k jejich tržní hodnotě [3]. Bourassa a kolektiv odhadují, že v Aucklandu na Novém Zélandu je rovněž důležitý pohled na vodní prvek, protože prodejní cena objektů s touto předností se zvyšuje přibližně o 10 %. Mimoto také zjistili, že hodnota nemovitosti v očích kupujících vykazuje díky panoramatickému výhledu na vodu nárůst o 65 % [4]. Taktéž Jim a Chen v čínském Guangzhou došli k závěru, že pohled na zelené plochy a blízkost vodních útvarů zvyšují cenu bydlení o 7 %, respektive 13 % [5]. Jim a Chen dále odhadují, že panoramatický pohled na přístav v Hongkongu by mohl pozvednout hodnotu bytů o 3 %, naopak panoramatický výhled na hory by navzdory očekávání autorů mohl snížit cenu bytů o 6,7 %, neboť kupující dávají přednost bytům s výhledem na moře [6]. Rozdílný závěr uvádějí finští vědci Tyrväinen a Miettinen, kteří zjistili, že ceny bydlení a s nimi související hodnota rezidenčních budov s výhledem do lesa mohou být o 5 % vyšší [7].

METODIKA

Delphi

Tradiční metoda Delphi vychází z názorů jednotlivců získaných v rámci diskuze a přispívá k nalezení konsenzu a vytvoření společenského názoru v dané oblasti. Z tohoto důvodu byla tato metoda vybrána jako vhodná i pro formulování závěrů týkajících se stanovení ceny nemovitostí, u kterých jsou zkoumány zvolené nemateriální faktory. Při práci touto metodou je v prvním kroku definován problém. Poté se přistupuje k výběru skupin odborníků, kteří jsou kompetentní vyjádřit se k dotazovanému problému, přičemž by měla být zajištěna jejich anonymita. Po vyhodnocení výsledků v prvním kroku se většinou přistupuje k opakovaným kolům dotazování. Odborníci se mohou znovu vyjádřit k daným problémům na základě vyhodnocených informací z předchozího kola a případně změnit své názory. Dosažené výsledky jsou poté zpracovány do konečného vyhodnocení [8].

Fuzzy Delphi

Vedle tradiční metody Delphi je také používána Fuzzy Delphi metoda. Ta vychází z tradiční Delphi, avšak současně využívá podstatu z fuzzy logiky. Klasická logika je dvouhodnotová (např. ANO či NE; 1 nebo 0; je větší nebo menší atd.), zatímco fuzzy logika byla vytvořena v reakci na skutečnost, že v reálném světě existují i neostře hranice, tedy nikoli pouze 1 a 0, ale také čísla mezi nimi. Místo dvou pravdivostních hodnot lze tudíž získat nekonečně mnoho pravdivostních stupňů z intervalu [0, 1] [8, 9]. S vývojem času se tradiční metoda

Delphi i metoda Fuzzy Delphi posunuly. Dvojice matematiků Roy a Garai představila vylepšení stávající metody Fuzzy Delphi, a to pomocí trojúhelníkového intuitivního fuzzy čísla „TIFN“ [10].

Fuzzy množina A je definována jako:

$$A = \{x, \mu_A(x) \mid x \in A, \mu_A(x) \in [0, 1]\} \quad (1)$$

kde $\mu_A(x)$ je ... funkce stupně členství $\mu: x \rightarrow [0, 1]$.

Dotazování odborníci poskytují své odhady a data jsou prezentována ve formě trojúhelníkových čísel:

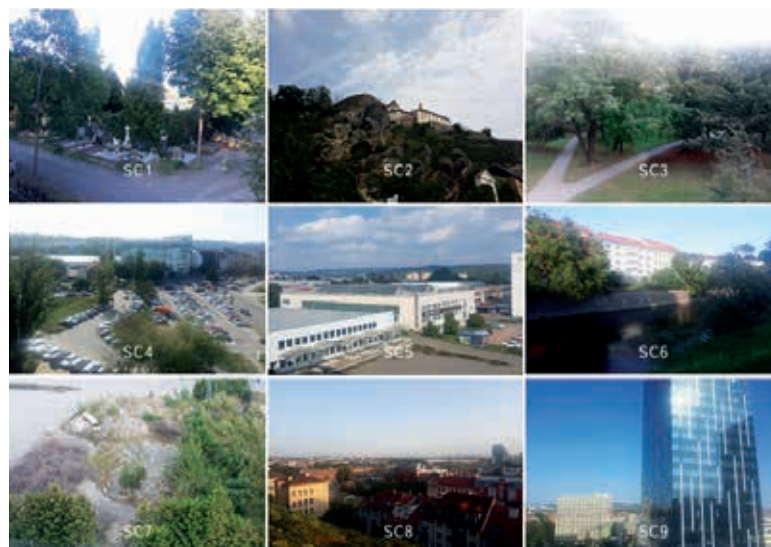
$$A_i = (a_1^{(i)}, a_M^{(i)}, a_2^{(i)}), \quad i = 1, \dots, n \quad (2)$$

Vlastní postup

Nejprve byly vytipovány a fotografovány různé scénické pohledy kolem rezidenčních staveb v Brně-městě. V další fázi byl proveden výběr těchto fotografií; zvoleny byly takové scény, u kterých byly posuzované vlastnosti co nejvýraznější. Dále byl v souladu s postupy metody Delphi vytvořen dotazník s konkrétními otázkami a určen okruh padesáti odborníků, jimž byl tento dotazník individuálně zaslán. Konkrétně šlo o odborníky, kteří působí v odvětvích architektury, ekonomie, stavebnictví a realit. Po obdržení vyplněných dotazníků proběhla fáze vyhodnocení získaných názorů. Dotazníky s doplněnými informacemi z prvního kola dotazování byly poté zaslány odborníkům znovu, přičemž změny původních názorů těch, kteří dotazník odeslali i podruhé, byly minimální. Autoři výzkumu tedy vycházejí z toho, že zpracovatelé dotazníků na svých prvotních názorech trvali a již neměli potřebu je měnit. Na obr. 1 jsou všechny zkoumané typy scénických pohledů vyobrazeny.

VÝSLEDKY

Odhad atraktivity konkrétního zkoumaného typu scénického pohledu odpovídal bodovému ohodnocení, které zvolili jednotliví dotazovaní odborníci. Pracovali se škálou od 0 do 10, kdy hodnota 0 označovala nejmenší atraktivitu a hodnota 10 pak atraktivitu největší. Hodnocení atraktivity jednotlivých



Obr. 1. Jednotlivé typy scénického pohledu v městském prostředí: SC1 – hřbitov, SC2 – významná stavba, SC3 – zeleň, SC4 – veřejné parkoviště, SC5 – průmyslová oblast, SC6 – vodní prvek, SC7 – neřízená skládka, SC8 – městské panorama, SC9 – výšková budova
Fig. 1. Different types of scenic view in urban environment, SC1 – cemetery, SC2 – significant building, SC3 – greenery, SC4 – public car park, SC5 – industrial area, SC6 – water bodies, SC7 – unmanaged landfill, SC8 – urban panorama, SC9 – high-rise building

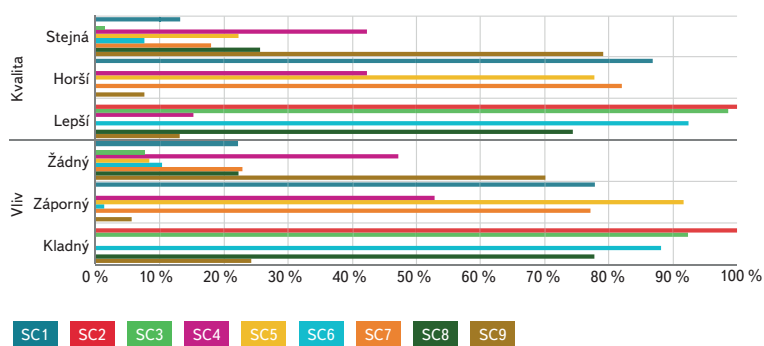
pohledů v městském prostředí se napříč sekcemi odborníků mírně lišilo; podobně však hodnotili atraktivitu vybraných pohledů ekonomové a realitní makléři. Všechny sekce se shodly na tom, že nejvíce atraktivní v městském prostředí je pohled na významnou stavbu (respektive historickou kulturní památku), pohled na městskou zeleň či park, pohled na vodní prvek umístěný v městské krajině a potažmo i městské panorama. Naopak nízké hodnocení obdržel pohled na parkoviště a průmyslovou oblast. Nejméně atraktivní se jevil scénický pohled na hřbitov, průmyslovou oblast a neřízenou skládku nacházející se v blízkosti rezidenčních staveb. V tab. 1 jsou výsledky zobrazeny.

Lze tedy předpokládat, že ceny rezidenčních nemovitostí jsou atraktivním či méně atraktivním scénickým pohledem do jejich blízkého či vzdálenějšího okolí nějakým způsobem ovlivněny. Tento výhled tak představuje nehmotné aktivum, které je na rozdíl od běžně obchodovaných aktiv obtížně vyčíslitelné. Pro environmentální statky platí vztah záměny, kdy se spotřebitel musí rozhodnout mezi použitím svých zdrojů na běžný statek či statek environmentální. Z obdržených výsledků je patrné, že 100 % dotazovaných je přesvědčeno o pozitivním vlivu významné stavby v městském prostředí na cenu rezidenční

Tab. 1. Bodové ohodnocení atraktivity jednotlivých typů scénického pohledu v městském prostředí
Tab. 1. Attractiveness of different types of scenic view in urban environment

OBOR	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9
ARCHITEKTURA	0,0	8,0	9,0	3,5	0,5	8,5	2,0	7,5	5,5
EKONOMIE	1,5	9,5	7,8	1,3	0,8	7,3	0,8	6,3	4,3
STAVEBNICTVÍ	1,5	8,4	8,6	3,2	2,1	7,7	0,4	7,8	4,9
REALITY	1,2	8,8	7,5	1,5	1,2	7,3	1,3	8,2	4,5
PRŮMĚR	1,0	8,7	8,2	2,4	1,1	7,7	1,1	7,4	4,8
MINIMUM	0,0	6,0	5,0	0,0	0,0	4,0	0,0	4,0	2,0
MAXIMUM	7,0	10,0	10,0	5,0	4,0	10,0	4,0	10,0	9,0

stavby, u zeleně, vodních prvků a městského panoramatu je o tom přesvědčeno 92 %, respektive 88 % dotazovaných. Negativní vliv má pohled na průmyslovou oblast, o čemž je přesvědčeno 92 % respondentů. Následuje hřbitov a neřízená skládka, na tomto závěru se shodlo 78 % dotázaných expertů. Podobný trend se projevil i v otázce srovnání kvality určitého druhu scénického pohledu s tzv. základním městským pohledem. Základní městský pohled je ve výzkumu uvažován jako pohled na typickou městskou zástavbu bez panoramatického přesahu. Pohled na významnou stavbu (historickou kulturní památku) je v očích 100 % dotázaných lepší než základní městský pohled, zeleň a vodní prvky v 97 %, respektive 92 %. Naopak hřbitov a neřízená skládka jsou horší, s čímž souhlasí v případě hřbitova 87 % a v případě neřízené skládky 82 % dotázaných. Ve srovnání se základním městským pohledem je scénický pohled na průmyslovou oblast horší pro 78 % respondentů. Ovlivnění způsobené různými typy scénického pohledu je graficky zobrazeno na obr. 2.



Obr. 2. Procentuální odhad vlivu ceny rezidenční stavby podle zkoumaných typů scénických pohledů ve srovnání se základním pohledem

Fig. 2. Percentage estimate of the influence of the price of housing by the examined types of scenic views in comparison with the basic view

Rozdíl v ceně rezidenční nemovitosti tedy může být v městském prostředí vlivem určitého typu scénického pohledu odlišný. Městské prostředí v okolí objektu pro bydlení může být lepší i horší, což ovlivňuje ochotu kupujících platit za tento benefit. Následující tabulka shrnuje procentuální odhady vlivu nehmotného aktiva – tedy scénického pohledu – na cenu nemovitostí odhadované odborníky podle jejich zaměření. Nehmotnému aktivu je možné přidat prémii od 0 do 100 %, jež se promítne v ceně nemovitosti. Největší význam má scénický pohled podle architektů, kteří uvedli vliv od 18 do 50 %, nejmenší naopak podle realitních expertů makléřů, konkrétně od 6 do 32 %. Nejmenší rozptýlení odhadovaného vlivu je vidět u ekonomů, a to 11–30 %. Při zohlednění odhadů odborníků ze všech dotazovaných sekcí je minimální vliv scénického pohledu na cenu bydlení v městském prostředí stanoven na 11 % a maximální na 38 %, nejpravděpodobnější vliv je podle zjištění cca 21 %.

Statistické ověření výsledků

Statistická závislost odhadovaných veličin byla ověřena prostřednictvím korelace. Pearsonův korelační koeficient mezi jednotlivými odhady v datovém souboru je 0,97, 0,98 a 0,86 ($p < 0,01$), což naznačuje velmi silnou závislost poskytnutých odhadů, tudíž vybraní experti pravděpodobně poskytují naprosto koherentní závěry. Zmíněný korelační koeficient se počítá pomocí směrodatných odchylek proměnných a jejich kovariance, tedy míry vzájemné vazby mezi veličinami. Spearmanův koeficient korelace, který je rezistentní vůči odlehilým hodnotám, má hodnoty 0,92, 0,94 a 0,76 ($p < 0,01$), což vyjadřuje stále velmi silnou závislost a přítomnost vztahu mezi poskytnutými odhady.

Tab. 2. Odhad vlivu scénického pohledu na hodnotu rezidenční stavby
Tab. 2. Estimating the effect of scenic view on the value of a residential building

OBOR	OD	DO
ARCHITEKTURA	18 %	50 %
EKONOMIE	11 %	30 %
STAVEBNICTVÍ	9 %	39 %
REALITY	6 %	32 %
PRŮMĚR	11 %	38 %
MINIMUM	0 %	10 %
MAXIMUM	40 %	100 %

DISKUZE

Priorita prostoru v městském prostředí má sílu integrovat jednotlivé scény do větších, vzájemně propojených celků, které mohou ovlivňovat duševní a fyzický stav obyvatelstva. Z tohoto důvodu má prostor svou roli i při oceňování nemovitostí. Hodnota nemovitosti je vždy ovlivněna materiálními i nemateriálními faktory. Prokázalo se, že je nutné chránit a usměrňovat tvorbu životního prostředí a sociálního prostoru kolem obydlí a zaměřit ji na potřeby uživatele. Ve známém prostředí se orientujeme symbolicky, použítím takzvané mentální mapy, zahrnující v sobě důležité útvary (významné budovy, vodní prvky, parky a další), a proto jednotlivé prvky v městském prostředí nemají pouze funkci estetickou a uměleckou. Tyto prvky mohou nejen ovlivňovat duševní a fyzický stav obyvatelstva, ale také významně působit na cenu bydlení a hodnotu rezidenčních staveb v jejich bezprostředním okolí. Městské vnímání úzce souvisí s vybavením městského vizuálního prostředí a výsledky výzkumů prokázaly, že prvky vnímání na úrovni městských scén mohou významně zvýšit, případně snížit cenu bydlení.

ZÁVĚR

V článku je poukázáno na důležitost konkrétního environmentálního faktoru – scénického pohledu v městském prostředí – a je zkoumán jeho dopad zejména na cenu rezidenčních staveb pomocí metody Fuzzy Delphi v lokalitě Brno-město. Jedná se o představení alternativního a slibného přístupu využitelného v praxi, který je založen na odborném úsudku. Oslovení odborníci z různorodých oblastí působení se v odhadech vlivu zkoumaných typů scénických pohledů v městském prostředí odlišovali pouze mírně. Potvrdilo se, že různé typy scénických pohledů mají pro městské prostředí ve vztahu k funkci bydlení rozdílný význam. Jejich hodnota se zvyšuje v sestupném pořadí podle důležitosti následovně: pohled na významnou stavbu (historickou kulturní památku) a zeleň (park), následuje vodní prvek a městské panorama, pohled na výškovou budovu (moderní architekturu), veřejné parkoviště (dopravní infrastrukturu), průmyslovou oblast, neřízenou skládku a hřbitov. Lze konstatovat, že míra ovlivnění ceny rezidenční stavby zkoumaným environmentálním faktorem je od 11 % do 38 %, nejpravděpodobnější je hodnota cca 21 %. Statistická závislost veličin byla ověřena parametrickou i neparametrickou metodou za pomoci korelace. Na základě výsledků Pearsonova a Spearmanova koeficientu korelace lze konstatovat velmi silnou závislost mezi odhadovanými veličinami. Výsledky tohoto zkoumání s přihlédnutím ke zvoleným faktorům v konkrétním městském prostředí odpovídají zjištěním z podobně zaměřených výzkumů v jiných zemích.

Poděkování

Príspevek byl zpracován za podpory Specifického vysokoškolského výzkumu MŠMT č. j. ÚSI-J-21-7475.

Literatura

- [1] ŠVÁBOVÁ, M. *Priorita prostoru – kontext, Asociace pro ochranu a rozvoj kulturního dědictví ČR* [on-line]. 2020 [vid. 1. listopad 2020]. Dostupné z: <http://www.asorkd.cz/>
- [2] FERLAN, N., BASTIC M., PSUNDER, I. Influential Factors on the Market Value of Residential Properties. *Engineering Economics*. 2017, 28(2), s. 135–144. ISSN 1392-2785.
- [3] LUTTIK, J., The Value of Trees, Water and Open Space as Reflected by House Prices in the Netherlands. *Landscape Urban Plan*. 2000, 48, s. 161–167
- [4] BOURASSA, S. C., HOESLI, M., PENG, V. S. Do Housing Submarkets Really Matter? *Journal of Housing Economics*. 2003, 12, s. 12–28
- [5] JIM, C. Y., CHEN, W. Y. Impacts of Urban Environmental Elements on Residential Housing Prices in Guangzhou (China). *Landscape Urban Plan*. 2006, 78, s. 422–434
- [6] JIM, C. Y., CHEN, W. Y. Value of Scenic Views: Hedonic Assessment of Private Housing in Hong Kong. *Landscape Urban Plan*. 2009, 91, s. 226–234
- [7] TYRVÄINEN, L., MIETTINEN, A. Property Prices and Urban Forest Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*. 2000, 39, s. 205–233
- [8] Hájek, P. *Metamathematics of Fuzzy Logic*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998. Trends in Logic, v. 4. ISBN 1-4020-0370-6.
- [9] DAMIGOS, D. The Value of View through the Eyes of Real Estate Experts: A Fuzzy Delphi Approach. *Landscape and Urban Planning*. 2011, 101, s. 171–178. Dostupné z: [10.1016/j.landurbplan.2011.02.009](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.009)
- [10] TAPAN, K., GARAI, A. Intuitionistic Fuzzy Delphi Method: More Realistic and Interactive Forecasting Tool [on-line]. 2012 [vid. 1. listopad 2020]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/275043222_Intuitionistic_Fuzzy_Delphi_Method_More_realistic_and_interactive_forecasting_tool

Autoři

Ing. et Ing. Daniel Kliment

✉ daniel.kliment@usi.vutbr.cz

ORCID: 0000-0003-0591-3784

Ing. Monika Doležalová

✉ monika.dolezalova@usi.vutbr.cz

ORCID: 0000-0003-1520-8579

Ing. Milada Komosná, Ph.D.

✉ milada.komosna@usi.vutbr.cz

ORCID: 0000-0003-2753-7767

Ústav soudního inženýrství, Vysoké učení technické v Brně

Príspevek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2021.09.005

THE RELATIONSHIP BETWEEN THE SCENIC VIEW AND THE VALUE OF RESIDENTIAL CONSTRUCTION

KLIMENT, D.; DOLEŽALOVÁ, M.; KOMOSNÁ, M.

Institute of Forensic Engineering, Brno University of Technology

Keywords: environment – housing – real estate prices – studies – urban scene – valuation – value of perspective

The authors during the research of the relationship between certain impacts and housing prices were inspired by the knowledge and results of processed literature. Concretely by the characteristics which had an affect on housing prices throughout the World. The city of Brno was chosen as a suitable place of research. Firstly, photographs of various residential buildings were made. Secondly, those photographs were filtered. The buildings, which have shown certain significant abilities, were chosen. Subsequently, together with Delphi method, a questionnaire with concrete questions was made. Also a circuit of experts was determined and the questionnaire was sent to them. These experts work either in the branch of economy, building industry and real estate or in an uncategorized branch. Addressed experts filled the questionnaires and sent them back. Subsequently, an opinion exchanging phase of evaluation from each questionnaire took place.

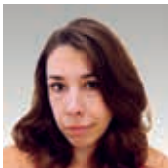


Autoři VTEI

Mgr. Radka Čablová

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ radka.cablova@vuv.cz
www.vuv.cz



Mgr. Radka Čablová je absolventkou oboru Ekologie – Hydrobiologie na Přírodovědecké fakultě UK v Praze (2021). V rámci diplomové práce se zaměřila na diverzitu zooplanktonu tatranských jezer v prostoru a čase. Od roku 2018 působí ve VÚV TGM, v. v. i., jako vědecký pracovník v Oddělení speciální hydrobiologie a ekologie, kde se mimo jiné věnuje výzkumu biofilmu v hyporheických sedimentech s ohledem na podporu populace perlorodky říční v NP Šumava.

Ing. Eva Juranová

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ eva.juranova@vuv.cz
www.vuv.cz



Ing. Eva Juranová je dlouhodobým zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i. V současné době působí jako vedoucí Odboru analýz a hodnocení složek životního prostředí. Profesionálně se zabývá výskytem a chováním látek v hydrosféře, jejich monitorováním a ovlivněním její kvality antropogenními faktory i přírodními vlivy. Zaměřuje se především na radioaktivní látky a vliv jaderných zařízení na vodní prostředí. Vede několik výzkumných projektů a na dalších se podílí.

Ing. et Ing. Daniel Kliment

VUT v Brně, Ústav soudního inženýrství

✉ daniel.kliment@usi.vutbr.cz
www.vutbr.cz



Ing. et Ing. Daniel Kliment je od roku 2018 studentem doktorského studijního programu se zaměřením na témata architektury a urbanismu. V roce 2017 ukončil magisterské studium na Vysokém učení technickém v Brně, Fakultě stavební, obor Pozemní stavitelství, a v roce 2018 ukončil také magisterské studium na Vysokém učení technickém v Brně, Ústavu soudního inženýrství, obor Realitní inženýrství. Profesionálně působí od roku 2018 jako produktový specialista vývojového oddělení ve společnosti ÚRS CZ, která tvoří a dodává komplexní oceňovací nástroje a podklady pro tvorbu stavebních rozpočtů, kalkulací stavebních prací a sledování stavebních zakázek. Společnost ÚRS CZ je aktivním členem národních i mezinárodních společenství, jež se zabývají monitoringem trendů stavebnictví, vývojem v oblasti klasifikace a specifikace stavební produkce a řešením staveb metodikou BIM. Jako hlavní řešitel působil a působí v interních specifických výzkumech. Publikoval příspěvky a články na studentských vědeckých konferencích, mezinárodních vědeckých konferencích a v odborných časopisech.

Ing. Josef Kratina, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ josef.kratina@vuv.cz
www.vuv.cz



Vystudoval magisterský program Hodnocení a ochrana půdy a doktorský program Využití a ochrana přírodních zdrojů na ČZU v Praze. Dizertační práci obhájil v roce 2015. Je členem České pedologické společnosti. Mezi lety 2015 a 2016 byl zaměstnán jako specialista hodnocení životního prostředí (příroda, krajina, lesy, zemědělství) v České informační agentuře životního prostředí (CENIA). Od roku 2018 je zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i., jako výzkumný pracovník v Oddělení hydrochemie, kde se kromě hydrochemie zaměřuje také na pedologii a problematiku nakládání s čistírenskými kaly. Jako hlavní řešitel nebo spoluřešitel se podílí na několika výzkumných projektech a věnuje se rovněž publikační činnosti.

Ing. Dagmar Vološinová

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ dagmar.volosinova@vuv.cz
www.vuv.cz



Ing. Dagmar Vološinová je zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i., od roku 2002. Absolvovala Fakultu agronomickou České zemědělské univerzity v Praze. V rámci působení v Centru pro hospodaření s odpady (CeHO) se zabývá problematikou odpadového a oběhového hospodářství. V současnosti se podílí na řešení projektu „Odpady a předcházení jejich vzniku – praktické postupy a činnosti při realizaci závazků krajského Plánu odpadového hospodářství hlavního města Prahy.“

Rozhovor s Ing. Evou Juranovou, vedoucí Odboru analýz a hodnocení složek životního prostředí ve VÚV TGM

Paní inženýrko, ve svém výzkumu se zaměřujete především na problematiku radioaktivity v životním prostředí. Bylo toto téma již od počátku v centru vaší badatelské pozornosti?

Ano, dá se to tak říct. Ve VÚV TGM jsem jako čerstvá absolventka začínala v oddělení radioekologie, které vedl pan Eduard Hanslík. Neodmyslitelnou součástí tohoto oddělení tehdy byla – a stále je – laboratoř pro měření radionuklidů ve vzorcích životního prostředí a zde také byly vyvíjeny či optimalizovány metody pro tato stanovení. Já jsem dostala jako první samostatný úkol optimalizovat metodu na stanovení radia-228 ve vodách. Byl to tehdy pro mne jako chemika fascinující postup radiochemické separace, kdy zpracování vzorku v laboratoři trvalo několik dní, bylo nutno provést řetězec mnoha kroků – srážení, separace, přečišťování sraženiny... Ale pro konečné změření vzorku nebylo potřeba žádného zvláštního zařízení, jen klasického proporcionálního detektoru, jímž byly tehdy laboratoře běžně vybaveny. Výsledkem této práce byl postup zakotvený v technické normě.

Problematika výskytu a chování radioaktivních látek ve vodě se v našem ústavu studuje více než šedesát let. Jaké impulzy vedly ke sledování radioaktivních látek v životním prostředí a jak se výzkum tohoto oboru v čase vyvinul?

Je pravda, že ve VÚV TGM má radioekologie úctyhodnou tradici. Určitě je nutné zmínit podíl ústavu na výzkumu radonové problematiky v šedesátých letech minulého století, kdy Česká republika byla v tomto oboru na špičkové úrovni. Na tom jsem ale ještě neměla možnost se podílet. Když jsem do ústavu nastupovala, uváděla se právě do provozu Jaderná elektrárna Temelín. Téma jaderné energetiky a jejího vlivu na blízké i širší okolí tehdy rezonovalo společností. V roce 2011 se radioekologie opět dostala do popředí zájmu kvůli havárii v japonské Fukušimě a v poslední době se diskutuje o výstavbě nových bloků jaderných elektráren na našem území nebo o vybudování hlubinného úložiště radioaktivních odpadů. Takže téma radioaktivity v životním prostředí je stále živé a výzkumné projekty zaměřené na chování a transport umělých radionuklidů v hydrosféře jsou více než aktuální, ať už se jedná o povrchové, nebo o podzemní vody. Tyto projekty jsou řešeny ve spolupráci se Státním ústavem radiační ochrany (SÚRO) a hlavním uživatelem jejich výsledků by měl být Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB).

Váš příspěvek v tomto čísle VTEI je zaměřen na kontaminaci životního prostředí umělými radionuklidy v důsledku havárie v Černobylu a testů jaderných zbraní. Předpokládám, že v dnešní době je hlavním zdrojem kontaminace právě provoz jaderných elektráren. Existuje srovnání, nakolik se na kontaminaci podílejí současné jaderné elektrárny versus havárie v Černobylu, respektive jaderné testy?

Pokud se věnujeme umělé radioaktivitě, již produkují jaderné elektrárny, je nutno říct, že jsou vybaveny velmi sofistikovaným systémem, který je zabezpečuje proti úniku radioaktivity do okolí. Když zůstaneme u našeho oboru, tedy u vody, je odpadní voda z elektráren velmi důkladně dekontaminována a poté ještě kontrolována předtím, než je vypuštěna do vodního toku. Rizikové umělé radionuklidy se tak v podstatě při běžném provozu nevypouštějí, při našich

měřeních příspěvek elektrárny nelze ani rozpoznat na pozadí reziduální umělé radioaktivity (cesium-137 a stroncium-90) právě původem z havárie v Černobylu a po testech jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech. Takže hlavním zdrojem umělých radionuklidů v našem životním prostředí jsou stále zmíněné historické události, ačkoli dnes už je tato kontaminace velmi nízká a zdraví neohrožující. To je i případ tritia, které jsem zatím nezmínila. Tritium je totiž radioaktivní vodík a jediný radionuklid, který je reálně z jaderných elektráren vypouštěn. Jeho radiologická nebezpečnost je však nízká, například objemová aktivita tritia v Praze Podolí, jež je ovlivněna výpustěmi z Jaderné elektrárny Temelín, je řádově nižší, než je indikativní hodnota pro pitnou vodu udávaná evropskou legislativou. Nicméně i v takto nízkých množstvích lze tritium za pomoci velmi citlivých měřicích zařízení laboratoře VÚV TGM využít jako stopovací látku. Z pohledu výzkumníka je tedy možné na základě dat o umělých radionuklidech v životním prostředí získat velice cenné informace o chování a transportu těchto látek v životním prostředí.

Nechci vytvářet paniku, ale přesto se zeptám – jak velké riziko představují umělé radionuklidy pro životní prostředí, potažmo pro naše zdraví?

Co se týká umělých radionuklidů, panika určitě není na místě. A to ani tehdy, hovoříme-li o radioaktivitě jako takové. V tomto kontextu je důležité si uvědomit, že radioaktivita je všude kolem nás a vždy byla – je neustále nevyhnutelnou součástí našich životů, neboť „září“ i geologické podloží a „ostřelování“ jsme též zářením z vesmíru, proti čemuž nás naštěstí z větší části chrání zemská atmosféra. V našich podmínkách obdrží běžný člověk mnohem větší dávku ozáření z takzvaných přírodních zdrojů než od umělých radionuklidů. Problém radioaktivity spočívá v tom, že není vidět ani cítit, a přesto může způsobit závažné zdravotní komplikace – třeba zvýšit pravděpodobnost vzniku rakoviny – a ty se navíc mohou projevit až po mnoha letech. Pokud tedy uvažujeme o tom, jak smysluplně snížit působení radioaktivity, doporučovala bych určitě nepodceňovat radon, což je plyn unikající právě z geologického podloží. Ten má na svědomí největší podíl na ozáření běžného člověka. Je zcela na místě mu věnovat pozornost v obytných budovách a tam, kde je to nutné, provést potřebná opatření.

Nemáte obavy z ozáření, když vyrážíte na nějaké rizikové místo, případně nebojí se o vás vaše rodina?

Z pohledu radioaktivity na našem pracovišti nehrozí velké nebezpečí. Většinou se zabýváme přírodními vzorky, to znamená, že měříme radioaktivitu například v obyčejné vodě z řeky, v níž se lidé v létě běžně koupou. Obecně se naše pracoviště zaměřuje hlavně na měření nízkých aktivit radionuklidů. Čas od času se samozřejmě musejí použít některé radioaktivní zářiče, třeba pro kalibraci přístrojů, pro práci s nimi jsou ale všichni pracovníci pravidelně školeni. Hlavní zásadou je, že s radioaktivními zářiči se pracuje jen v případě, kdy je jejich použití nezbytné, po co nejkratší dobu a za takových podmínek, aby byla rizika co nejvíce eliminována. Takže v naší laboratoři radioekologie nehrozí o moc větší nebezpečí pro pracovníky než ve vedlejší chemické laboratoři. Důležité prostě je, aby pracovníci věděli, s čím pracují, jak se proti rizikům účinně bránit, a pak se o své zdraví bát nemusejí. To ale asi platí o každé práci.



Jak tedy z hlediska znečištění radioaktivními polutanty vidíte budoucnost jaderné energetiky v České republice?

U jaderných elektráren není ve skutečnosti uvolňování radioaktivních polutantů ten nejzaváhavější problém, a to ani z hlediska vlivů na životní prostředí. Možná i díky tomu, že radioaktivita je tak často probíraný strašák, je tato otázka v elektrárnách velmi pečlivě řešena. Získávání energie z jádra má samozřejmě svá pro i proti, stejně jako každý jiný zdroj energie, který dnes umíme využívat. Energetika obecně čelí mnoha výzvám a dle mého názoru budoucnost patří mixu různých zdrojů, včetně jádra. Jak přesně by ale podíl jednotlivých zdrojů elektrické energie měl vypadat, závisí na zvážení mnoha faktorů, z nichž většina je mimo můj obor.

Ve VÚV TGM vedete odbor analýz a hodnocení složek životního prostředí. Co vás inspirovalo k působení v této oblasti a jaká jsou hlavní témata, kterým se ve vašem odboru věnujete?

V oddělení Radioekologie jsme se zabývali tématy spojenými s radioaktivitou v životním prostředí, především samozřejmě v hydrosféře. Hlavními oblastmi zájmu byl tedy vliv jaderných elektráren na hydrosféru, nyní i v souvislosti se zvažovanou výstavbou nových jaderných bloků, nebo ovlivnění vodních toků dnes již ukončenou těžbou uranové rudy. Přestože se zdá, že je tato oblast úzce zaměřená, pokaždé existuje propojení s dalšími příbuznými obory – a to mne vždy zajímalo. Proto, když se naskytlá příležitost, přihlásila jsem se do výběrového řízení na vedoucí nadřízeného odboru. Vnímala jsem to jako příležitost rozšířit obor, kterému se věnuji, o další oblasti, z nichž každá je

specifická, přesto ale spolu souvisejí. U radioekologie jsem tedy zůstala, ale také se mi daří spolupracovat na spoustě dalších zajímavých a aktuálních témat, a to především díky skvělému týmu kolegů.

Co vás na charakteru vaší práce nejvíce baví?

Na mé práci je zajímavá právě její pestrost. Určitě člověku nedovolí zabřednout do rutiny. Výzkumník se dostane do terénu při odběrech vzorků a terénních průzkumech, pracuje rukama v laboratoři, ale upřímně, nejvíce práce se dnes odehrává vsedě na kancelářské židli u počítače. Ovšem i u počítače může člověk zažít malá dobrodružství, když objevuje souvislosti mezi čísly, daty a informacemi, které má k dispozici.

A také projekty jsou různé. U výzkumných projektů má řešitelský tým většinou možnost postavit projekt podle svého uvážení, reagovat na aktuální témata a řešit zajímavé problematiky. Pracovali jsme ale i na konkrétně zadávaných zakázkách smluvního výzkumu, kde se většinou řeší dané zadání a výsledek dojde velmi rychle k využití.

Která z vámi řešených problematik šla nejlépe využít v praxi?

Obecně se samozřejmě snažíme, aby výstupy naší práce byly uplatnitelné v praxi a aby byly opravdu využívány. Na pracovišti radioekologie se například podařilo vyvinout několik metodik, které jsou pak používány dalšími laboratořemi při stanovení radioaktivních látek ve vodách. V současnosti je v našem odboru velkým tématem monitorování odpadní vody ve spojitosti s koronavirem SARS-CoV-2 a možnosti využití takto získaných informací pro zvládání

epidemie COVID-19. Zatím se nám podařilo ve spolupráci s naším partnerem, Výzkumným ústavem veterinárního lékařství, připravit metodiku pro toto stanovení a věříme, že její přínos bude značný, a to nejen z hlediska financí ušetřených za testování populace, ale dopad by mohla mít i na další aspekty života naší společnosti.

Kam směřuje výzkum, kterým se nyní zabýváte? Nebo jinak, pokud byste měla k dispozici neomezené prostředky, na co byste se ve svém výzkumu zaměřila, jaký projekt byste ráda zrealizovala?

Jak jsem zmínila před chvílí, rozšířila jsem obor svého působení i jiným ukazatelem, než je radioaktivita. Ve vodním hospodářství existuje mnoho otázek, které vyžadují odpovědi, a mnoho problémů, vyžadujících řešení. Co se týká kvality vod, vnímám dnes jako velké téma znečišťování vodních toků během přívalových srážkových událostí, jež jsou v poslední době čím dál častější.

Také mne fascinuje prolínání různých oborů, a to nejen sobě blízkých, ale i těch, které jsou si na první pohled vzdálené. Výsledky našich měření lze totiž využít a aplikovat i v oborech, jako jsou například sociologie nebo epidemiologie. Teď narážím hlavně na takzvaný epidemiologický přístup k odpadní vodě, jímž se náš obor stále více zabývá. Jde o to, že z monitorování určitých ukazatelů v odpadní vodě lze vyčíst mnoho informací o obyvatelích, kteří tuto odpadní vodu vyprodukovali, a to anonymně a velmi efektivně. Například kolegyně mají zkušenosti se sledováním užívání nelegálních drog s pomocí zmíněného epidemiologického přístupu k odpadním vodám za účelem lepšího zacílení prevence. Současnost značně poznamenaná epidemií COVID-19 pro nás v tomto směru také znamenala příležitost. V našem novém projektu se snažíme pomocí PCR analýzy odpadních vod získat informace pro úspěšné zvládnutí epidemií, v budoucnu možná nejen nyní skloňovaného COVID-19. Takže tady se zdá být prostor pro výzkum téměř nekonečný. Když se ovšem vrátíme k radioaktivním látkám, i zde jsou možnosti různých aplikací – zejména jejich již zmíněné využití jako stopovací látky, například při zjišťování pohybu podzemních vod a jejich ovlivnění povrchovými vlivy.

Jak v této oblasti funguje mezinárodní spolupráce a jaký je její největší přínos?

Bez mezinárodní spolupráce se výzkum neobejde. Vlastně si neustále vyměňujeme s ostatními výzkumníky ve světě informace tím, že sledujeme články v našem oboru, přispíváme publikací našich výsledků, a také aktivní účastí na konferencích. Obecně považuji za velký přínos i různé mezinárodní stáže, sama jsem nějaké absolvovala a moc si cením možností, které jsem dostala. Velmi rádi bychom se také více zapojili do práce na větších mezinárodních projektech, ale to se zatím příliš nedaří. Je to však pro nás výzva do budoucna a věřím, že se brzy nějaký takový projekt povede.

Zúčastnila jste se i projektu mapujícího rekreační potenciál vodních ploch ke koupání v řekách a rybnících na území Prahy. Z více než sta koupacích lokalit bylo shledáno asi čtyřicet potenciálně vhodných pro rozšíření rekreačních možností v Praze. Bude náš ústav i nadále monitorovat kvalitu vody a dále spolupracovat na vytváření podmínek pro jejich co nejlepší využitelnost?

Projekt „Možnosti vodní rekreace na území hlavního města Prahy“ byl jedním z našich projektů, které měly velmi praktické výstupy zaměřené na širokou veřejnost. Nyní už je léto v nedohlednu, ale všichni víme, že když nastanou letní vedra, lidé velmi často směřují k vodě. V Praze je mnoho vodních ploch, z nichž některé se využívají ke koupání oficiálně, ale u většiny ostatních lidé moc nevědí, zda jsou ke koupání vhodné – ať už z hlediska kvality vody, nebo třeba kvůli ochraně přírody. V tom by mohla občanům pomoci aplikace, kde jsou shrnuty výsledky našeho průzkumu lokalit v Praze (www.dibavod.cz/vodni-rekreace-praha). Projekt je v současnosti ukončen, v rámci jeho udržitelnosti ještě na vybraných místech probíhá sledování, ale jen ve velmi omezeném rozsahu. Výsledky jsou předány zadavateli, to jest Magistrátu hlavního města Prahy, tak věřím, že budou v budoucnu využity pro zlepšení či rozšíření koupacích možností pro veřejnost.

Redakce



Představujeme nový web VÚV TGM

VÚV TGM se po více než 11 letech dočkal nového webu. Původně byla snaha představit nový web v rámci výročí 100 let od založení instituce na konci roku 2019, nicméně celkový rozsah změn si nakonec vyžádal širší diskuzi napříč celou institucí tak, aby se pracovníci ústavu mohli se záměrem, motivací a především účelem nového webu podrobně seznámit. Tím, že nejde o pouhou změnu designu, ale o zcela nový web včetně grafiky a struktury, bylo toto přechodné období jistě na místě a my ve VÚV TGM věříme, že návštěvníci z řad laické i odborné veřejnosti jeho uživatelskou vstřícnost a přehlednost brzy ocení.



Obr. 1. Srovnání vizuálu a základní struktury úvodní stránky původního a nového webu (zdroj T. Hrdinka)

PROČ NYNÍ?

Každý web má svoji životnost, udává se, že průměrně kolem pěti let. Dosavadní webové stránky naší instituce pocházejí z roku 2010, mírný redesign ve prospěch větší uživatelské vstřícnosti proběhl v roce 2016. Nicméně nejen ve srovnání s komerční sférou, ale i mnoha zahraničními vědeckými institucemi stávající web již přestal odpovídat požadavkům na webové stránky třetí dekády 21. století. A vzhledem k tomu, že pro vědeckou instituci je webová platforma stále hlavním informačním nástrojem pro obousměrnou komunikaci s veřejností, rozhodli jsme se, že změn bude více. Kromě modernějšího a uživatelsky přívětivějšího vizuálu tak bylo zapotřebí zcela přehodnotit i dosavadní členění webu, jež doposud pevně odráželo vnitřní strukturu instituce.

ZACÍLENO NA UŽIVATELE

Dosavadní struktura webu, rozpadající se na jednotlivé výzkumné odbory a oddělení, byla definitivně opuštěna a z pohledu návštěvníka přicházejícího na naše stránky je web nově rozdělen na tři hlavní sekce: *Výzkum a vývoj* (aneb Co děláme), *Naše služby* (Co nabízíme) a *Pro média* (Co vás zajímá). Účelem nového rozdělení je, aby se návštěvník co nejrychleji (tj. na co nejméně kliknutí) dozvěděl potřebnou informaci, ať už se touží podívat, čemu se ve VÚV TGM aktuálně věnujeme, co si u nás může objednat, nebo jaká vodohospodářská témata právě rezonují v médiích. Úvodní obrazovkou lze rolovat směrem dolů tak, že každá z uvedených sekcí je rozdělena do „dlaždic“ reflektujících hlavní oblasti výzkumu, institucí nabízené služby a mediálně zajímavá témata. Rychlý přístup k těmto oddílům je možný též z horního roletového menu; vertikální menu, jež bývalo součástí původního webu, bylo pro přehlednost odstraněno. Při první

návštěvě úvodní stránky se uživateli na modrém vodním pozadí po několika sekundách začne přehrávat krátké video, které jej klipovou formou seznámí s naší činností a provede i zázemím instituce. Pod videem je umístěn tzv. slider, na němž se střídají hlavní aktuality týkající se naší činnosti či vodohospodářské problematiky v ČR i v zahraničí. Pod sliderem jsou umístěny tři dlaždice odkazující na výše zmíněné hlavní sekce webu.



Obr. 2. Postup tvorby nového webu od první skici úvodní stránky přes strukturu webu v PowerPointu, první grafický návrh až po náhled sekce Služby tak, jak se jeví uživateli (foto T. Hrdinka)

STRUKTURA WEBU

Z úvodní stránky webu se lze skrze horní menu či kliknutí na příslušnou dlaždici přenést do 2. úrovně webu, kde je příslušná oblast či aktivita představena detailněji. V sekci *Výzkum a vývoj* jsou jednotlivé oblasti výzkumu (např. *Hydrologie, extrémní jevy a změna klimatu*) v anotaci krátce uvedeny a poté dále konkretizovány v příslušných záložkách. V první záložce *Výzkumná témata* jsou srozumitelnou formou popsána dílčí témata v rámci vybrané výzkumné oblasti. Záložka *Stěžejní projekty* obsahuje informace o nejdůležitějších, tedy nosných a živých projektech, na kterých pracovníci jednotlivých výzkumných týmů samostatně či ve vzájemné součinnosti pracují. V dalších záložkách jsou prezentovány nejdůležitější *Aplikované výsledky* a *Publikace*, podle nichž se výzkumná činnost hodnotí, a pokud pracoviště disponuje unikátními či speciálními přístroji, jsou popsány v záložce *Vybavení*.

Obdobně v sekci *Služeb* jsou jednotlivé služby nejprve v krátké anotaci představeny a dále konkretizovány záložkami *Co nabízíme* (bližší popis nabízené služby), *Certifikace* (údaj o oprávnění nabízet službu jako záruka kvality pro zákazníka), *Cenik* (ceny služeb, pokud jsou veřejně dostupné a nejsou předmětem individuální konzultace), *Poptávkový formulář* (nejjednodušší cesta k získání dalších informací pro klienta) a *Fotogalerie* ze zázemí poskytované služby, je-li možné fotografie zveřejnit. V rámci 3. úrovně webu se lze s nabízenými službami seznámit detailněji a v rámci fotogalerie nahlédnout i do terénu či laboratoře, kde vědci pracují a poznat metody, jež při své práci používají.

OTEVÍRÁME SE VEŘEJNOSTI

Nejen uživatelská jednoduchost a responzivita webu z důvodu správného zobrazení stránky na různých technických zařízeních, ale i kompletní anglická jazyková mutace jsou atributy, které pomáhají naši instituci prezentovat svou činnost jak laické, tak i zahraniční odborné veřejnosti. Případným zájemcům o profesní zkušenost ve VÚV TGM, a nejen jim, jsou určeny informace o sportovních a kulturních akcích, které VÚV TGM pořádá pro své zaměstnance, jejich rodiny a přátele. Lze je, obdobně jako základní informace o instituci, jejich orgánech a právních náležitostech nalézt v záložce horního menu *O nás*. Poslední sekce *Pro média* je věnována novinářsky vděčným a frekventovaným tématům sezonního charakteru, jako je problematika dlouhodobého sucha či umělé zasněžování, ale i aktuálními otázkám, např. výskytu viru COVID-19 v odpadních vodách. Zde mohou média načerpat základní poznatky pro své reportáže a obrátit se pak na naše pracovníky pro doplňující informace.

A BUDOUCNOST?

V následujících měsících, po sjednocení databází VÚV TGM, bude na web navěšena nadstavbová funkcionality umožňující filtrování z položkových seznamů (jmenný seznam pracovníků, dostupné laboratorní analýzy, výsledky RIV, starší projekty a jiné), dále budou připraveny další jazykové mutace webu a postupně funkčně přidruženy a graficky sjednoceny již existující dílčí weby v rámci domény www.vuv.cz. Propojení na původní web bude zachováno v odkazu ve spodní části úvodní stránky nového webu minimálně po dobu vývoje této nadstavby, případně do doby, než bude pro malý zájem uživatelů zcela opuštěn.

Přejme si tedy, aby nový web VÚV TGM začal co nejdříve žít vlastním životem, a doufejme, že pro vás bude po letech příjemným osvěžením.

Autor

RNDr. Tomáš Hrdinka, Ph.D.

autor a správce webu

✉ tomas.hrdinka@vuv.cz

☎ 723 734 270

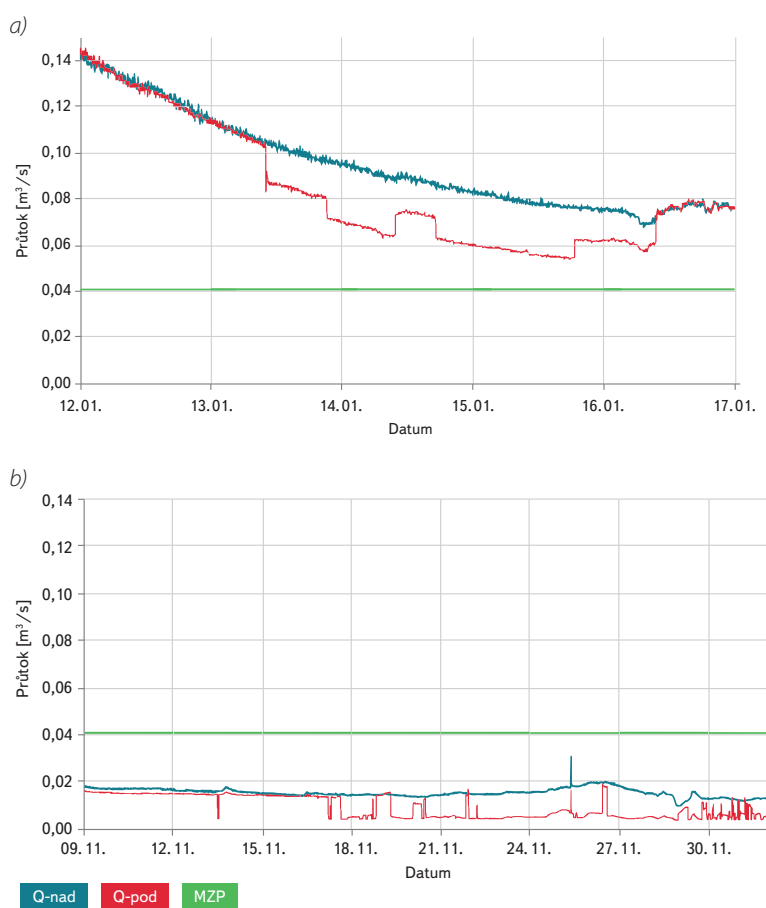
Výsledky a výstupy projektu s názvem „Podpora dlouhodobého plánování v oblasti vodního hospodářství na území Krkonošského národního parku s důrazem na řešení problematiky vlivu technického zasněžování na pokles průtoků s cílem zvýšit dlouhodobou efektivitu ochrany přírody a krajiny“

Projekt s názvem „Podpora dlouhodobého plánování v oblasti vodního hospodářství na území Krkonošského národního parku s důrazem na řešení problematiky vlivu technického zasněžování na pokles průtoků s cílem zvýšit dlouhodobou efektivitu ochrany přírody a krajiny“ (ID projektu: TH02030080) z programu Epsilon Technologické agentury (TA ČR) byl řešen ve VÚV TGM v letech 2017–2020. Projekt se věnoval zejména výzkumu dopadů technického zasněžování na vodní toky v Krkonoších z pohledu možného ovlivnění průtoků v důsledku odběrů vody. Dále byly analyzovány chemické a fyzikální vlastnosti sněhu, ovlivnění teploty a vlhkosti půdy a další důležité aspekty související s touto problematikou.

Dopad odběrů vody pro účely technického zasněžování na změnu velikosti průtoků byl sledován v oblasti Krkonoš na Svatopetrském, Černohorském, Zeleném, Vlčím, Černém a Huťském potoce a na jejich bezejmenných přítocích v období od 1. prosince 2017 do 31. prosince 2020 v časovém kroku pěti minut. Ve většině případů nebyl dopad odběrů vody na větších vodních tocích výrazný – přirozená variabilita výkyvů průtoků, způsobená kolísáním hladiny v důsledku přirozeného zvýšení (snížení) hladiny vodního toku, byla výraznější než změny způsobené odběry vody pro účely technického zasněžování. V zimách 2017/2018, 2019/2020 a 2020/2021 protékalo korytem sledovaných větších vodních toků většinou více vody než v letním a podzimním období. Odlišná byla zima 2018/2019, kdy zpočátku ještě vrcholilo hydrologické sucho z předchozího období a následně pak přetrvávaly během zbytku zimy nízké průtoky. V zimě 2018/2019 byl proto zaznamenán významnější dopad odběrů vody na vodní toky, přičemž na Černohorském potoce byl v listopadu 2018 dokonce změřen nadlimitní odběr vody (obr. 1b). Naopak na malých vodních tocích byly významné jakékoli odběry a vypouštění, včetně odběrů vody pro technické zasněžování. Podrobnější informace k dopadům technického zasněžování na změnu průtoků jsou uvedeny ve VTEI 4/2019 [1].

Při běžných zimách se v Krkonoších technicky zasněžuje nejčastěji v prosinci a v lednu (medián odběrů vody¹ pro měsíc prosinec je 895 m³/ha, pro leden 766 m³/ha). Během února se už zasněžuje podstatně méně (medián odběrů vody 300 m³/ha), v březnu jen výjimečně. Některé (většinou větší) areály začínají technicky zasněžovat v omezené míře při vhodných podmínkách již během listopadu.

Hlavním faktorem, který ovlivňuje četnost odběrů vody pro technické zasněžování, je teplota vzduchu. Technicky se zasněžuje nejčastěji při teplotách rosného bodu pod -4,5 °C, výjimečně při vyšších hodnotách teploty rosného bodu. V období zim 1989/1990 až 2019/2020 bylo možno v Peci pod Sněžkou podle údajů vypočtených z poskytnutých dat ČHMÚ [2] v průměru zasněžovat

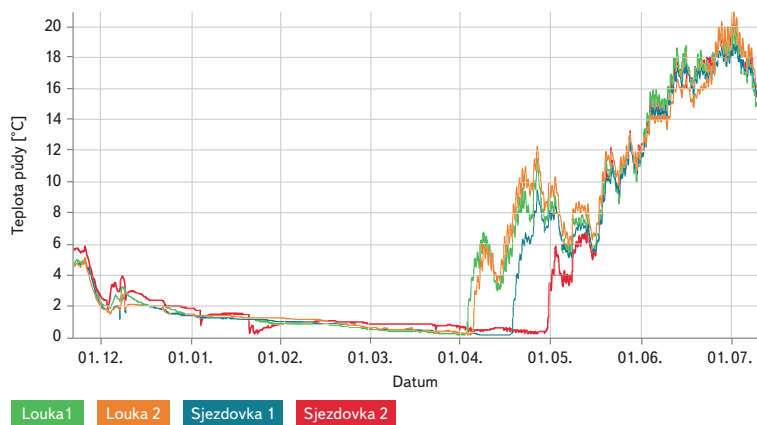


Pozn. k legendě: Q-nad – průtok naměřený na měrném profilu nad místem odběru vody pro technické zasněžování; Q-pod – průtok naměřený na měrném profilu pod místem odběru vody pro technické zasněžování; MZP – hodnota minimálního zůstatkového průtoku, pod níž se nesmí odebírat voda pro technické zasněžování

Obr. 1. Dopad odběrů vody pro účely technického zasněžování na Černohorský potok
a) za běžné zimy (leden 2018)
b) v období průtoku pod hranici minimálního zůstatkového průtoku – tzn. v období, v němž není odběr vody povolen

během 65 dnů, z toho v prosinci (nejvýznamnějším měsíci pro technické zasněžování) 21 dnů. Nejlepší podmínky pro technické zasněžování byly v prosinci 1996 a 1999, kdy bylo možné technicky zasněžovat v průběhu 30 dnů, nejhorší v prosinci 2015, kdy to šlo pouze během 7 dnů. V souvislosti s růstem teploty vzduchu ubylo v prosinci za 10 let v průměru 2,8 vhodného dne pro technické zasněžování.

V Rokytnici nad Jizerou, Špindlerově Mlýně, Janských Lázních a Peci pod Sněžkou se projekt dále zabýval rozdíly ve změnách teploty a vlhkosti půdy v hloubce 30 cm na (zasněžované i nezasněžované) sjezdovce a mimo sjezdovky. U vlhkosti půdy v hloubce 30 cm nebyly zjištěny zásadní rozdíly. Hlavním ovlivňujícím faktorem provlhlení území v hloubce 30 cm v období ležící sněhové pokrývky byla expozice svahu (svit slunce na svah vs. zastínění stromy), naopak nebyly pozorovány rozdíly mezi provlhlením sjezdovky a území mimo ni, i když sníh ležel na sjezdovce delší dobu. Konec výskytu sněhové pokrývky byl spolehlivě detekován u půdní teploty (po roztání sněhu teplota půdy výrazně vzroste, viz obr. 2). Během zimy byl průběh teploty půdy na sjezdovce i mimo ni obdobný.



Obr. 2. Teplota půdy v hloubce 30 cm na sjezdovce a mimo ni v Rokytnici nad Jizerou v lyžařském areálu Horní Domky v zimě 2018/2019

Množství vody, které může odtéct při tání sněhu, je závislé na jeho vodní hodnotě a výšce sněhové pokrývky. Ta má největší vliv, neboť čím je vyšší, tím pomaleji sníh odtává. Na technicky zasněžované sjezdovce bývá zpravidla více sněhu než mimo ni, a proto se tam sníh drží déle. Tání sněhu zpomaluje jeho pevnost (pokud je sníh zmrzlý, v případě sjezdovky také zhutňování sněhu rolbou) a naopak urychluje je vhodná expozice svahu vůči slunečním paprskům, dešťové srážky a vítr. Čerstvý sníh má menší vodní hodnotu a hustotu než mokřý sníh nebo firn. Variabilita vodní hodnoty sněhu v jednotkovém sloupci 1 m výšky sněhové pokrývky byla sledována ve Špindlerově Mlýně, Janských Lázních, Peci pod Sněžkou a Rokytnici nad Jizerou a na sjezdovkách se pohybovala od 188 mm do 742 mm, mimo sjezdovku od 159 mm do 636 mm. Na sjezdovce bylo ve sněhu v průměru o 1,3 až 1,9x (v extrému až o 2,7x) více vody než mimo sjezdovku. Číslo vyjadřuje nejnižší a nejvyšší průměr z více údajů o vodní hodnotě sněhu na téže sjezdovce (respektive mimo ni) – rozpětí mezi naměřenými vodními hodnotami sněhu v jednom bodě totiž může být značné. Je proto třeba měření opakovat vícekrát a pro dané místo počítat s průměrem z více měření, např. ve Špindlerově Mlýně bylo v březnu 2020 na sjezdovce Hromovka v nadmořské výšce 850 m n. m. rozpětí vodní hodnoty sněhu v jednotkovém sloupci od 653 mm do 721 mm. Porovnávat množství vody na sjezdovce a charakterizovat strukturu technického sněhu navíc není úplně jednoduché. Moderní zasněžovací systémy umějí vytvářet různou strukturu sněhu, která se pro různé sjezdovky a čas liší. Jiná bude při zasněžování na začátku sezony, kdy slouží jako podklad pro další fáze zasněžování, odlišná při běžném zasněžování sjezdovek pro veřejnost, kde se struktura sněhu blíží přírodnímu.

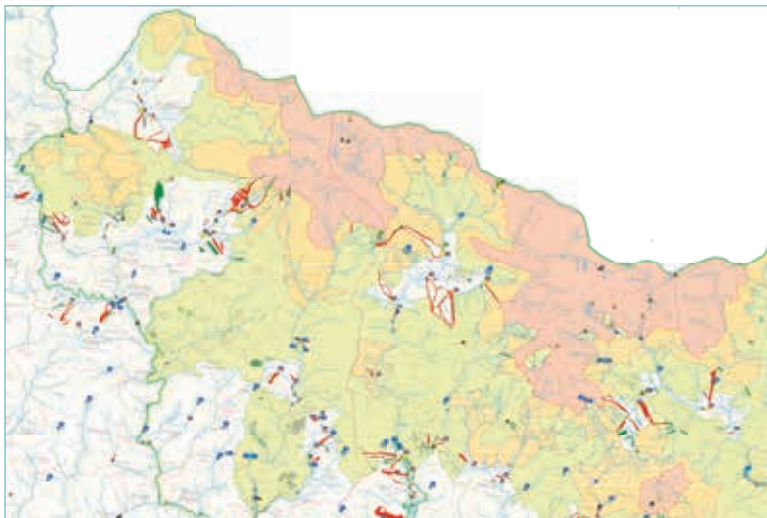
Naopak sněhová pokrývka závodních svahů, kde se mísí přírodní a technický sníh, je charakteristická vyšší vodní hodnotou.

Pro účely technického zasněžování se odebírá voda z vodních toků. Proto bylo dále zkoumáno, jak může být tato voda znečištěná běžně se vyskytujícími látkami a zda je potenciálně toto znečištění významné a je potřeba ho řešit. Pro podrobnou analýzu v laboratoři VÚV TGM bylo odebráno 45 vzorků, u nichž byl proveden základní chemický rozbor. V rámci něho byl stanoven celkový obsah sloučenin dusíku, fosforu, obsah amoniakálního a dusičnanového dusíku, chloridů a pH. Obsah amoniakálního a dusičnanového dusíku byl výpočtem převeden na koncentrace amonných iontů a dusičnanů. Dále proběhlo vyhodnocení více než 200 měření hodnot konduktivity vody ve vodních tocích i sněhu na sjezdovkách, neboť existuje závislost mezi hodnotou konduktivity a sledovaným znečištěním. Pokud byla hodnota konduktivity zvýšená, následně byl dán odebraný vzorek k další analýze do laboratoře. Naměřené hodnoty konduktivity v potocích, z nichž se odebírá voda pro účely technického zasněžování, byly nízké – mezi 16 a 81 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (limit pro pitnou vodu je 1 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Nízkým hodnotám konduktivity odpovídají i analyzované hodnoty znečištění vody ve vodních tocích zjištěné v laboratoři. Výjimkou byl Černý potok, kde byla 15. srpna 2019 naměřena konduktivita 126 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (v laboratoři následně detekováno překročení limitů pro amonné ionty – 0,908 mg/l), a Bílý potok v Harrachově dne 14. února 2020, kde byla konduktivita dokonce 420 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (souvisí s překročením koncentrací chloridů ve vodě – 105 mg/l).

Znečištění v přírodním sněhu i ve směsi přírodního a technického sněhu bylo rovněž velmi nízké. Konduktivita u přírodního sněhu se pohybovala mezi 2,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 14,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, u sněhu na sjezdovce mezi 2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Z pohledu možného znečištění přírodního prostředí znečištěnou vodou z vodních toků proběhl v sezoně 2019/2020 podrobnější plošný výzkum změny konduktivity na sjezdovkách a ve vodě z vodních toků, jež jsou využívány pro technické zasněžování. Výhodou byla skutečnost, že v době plošných měření byl na sjezdovkách většinou pouze technický sníh, nikoli směs technického a přírodního sněhu. Na hromadách čistě technického sněhu na sjezdovkách se konduktivita pohybovala podle stáří sněhu od 2 do 12 $\mu\text{S}/\text{cm}$, výrazně méně než ve vodních tocích, z nichž se odebírá voda pro účely technického zasněžování. Naopak konduktivita vzorků vody získaných ze sněhových děl odpovídala konduktivitě vody změřené ve vodních tocích. Z provedené analýzy dat bylo zjištěno, že se stářím sněhu se hodnota konduktivity technického sněhu snižuje. To souvisí s čištěním sněhu od příměsí při probíhající reakci při změně skupenství (viz [3]). Díky tomuto samočištění byly ve všech vzorcích ze staršího čistě technického sněhu hodnoty koncentrací pod mezí detekce laboratoře. U přírodního sněhu byly oproti tomu detekovány velmi nízké koncentrace na úrovni detekce laboratoře, což souvisí se zachytáváním znečišťujících látek ze vzduchu. Proces samočištění sněhu při probíhající reakci při změně skupenství může být příčinou, proč se ve vzorcích sněhu nemusí projevit případné znečištění vody odebrané z vodního toku. Odlišné dopady na chemismus vody ve sněhu má přímé znečištění sněhu, např. při konání lyžařských závodů, kdy je potřeba – s ohledem na udržení kvality sjezdových tratí během závodu a jejich regulérnosti – tyto sjezdovky upravit, včetně jednorázového výjimečného užití salmiaku, tak aby sjezdová trať zůstala tvrdá i při vyšších teplotách vzduchu a netvořila se při závodech koryta. Právě po závodech světového poháru v lyžování v březnu 2019 byl ve Špindlerově Mlýně zaznamenán jediný případ, kdy bylo na sjezdovce naměřeno významnější znečištění. Po závodech světového poháru byly odebrány a analyzovány dva vzorky. Zatímco první vzorek měl zvýšenou hodnotu znečišťujících látek, ten druhý byl bez většího znečištění. V prvním vzorku překračoval obsah amonných iontů normu pro pitnou vodu více než 16x a oproti jiným sjezdovkám byl zvýšen i obsah chloridů, avšak limity pro pitnou vodu překročeny nebyly.

V rámci řešení projektu byla vytvořena Mapa ovlivnění území Krkonošského národního parku technickým zasněžováním a jinými odběry (obr. 3). Na dvou mapách jsou zobrazeny všechny známé sjezdovky v Krkonoších, jež fungují

nebo by se na nich provoz mohl obnovit. Barevnou škálou je rozlišeno, do jaké míry se sjezdovka technicky zasněžuje. Jsou vyznačeny všechny povolené odběry pro účely technického zasněžování a ostatní odběry vody nad 500 m³/měsíc (přílohou mapy je tabulka s detailními informacemi o jednotlivých odběrech vody a s vyznačením odběrů, při nichž došlo k překročení povolených limitů). V mapě je zakreslena i zonace KRNAP, včetně jeho ochranného pásma. Při formátu tisku A0 je měřítko mapy přibližně 1 : 40 000.



Obr. 3. Náhled mapy ovlivnění území Krkonošského národního parku technickým zasněžováním a jinými odběry

Dalším z výstupů je Metodika pro řešení odběrů vody pro technické zasněžování (dále jen Metodika). Ta by měla být nápomocna ke snížení nežádoucích dopadů odběrů vody pro účely technického zasněžování. Úvodní kapitola Metodiky je určena zejména provozovatelům ski areálů. Provází je procesem rozhodování, jakým způsobem se postavit k jednotlivým odběrům vody, tedy nad čím by se měl provozovatel zamyslet, než požádá o povolení k odběru vody, a poskytuje jim i návod, jak přistupovat k samotné Metodice. Následuje část týkající se vodoprávního řízení a jeho náležitostí. Hlavní část Metodiky řeší problematiku stanovení hodnoty minimálního zůstatkového průtoku, výpočtu množství vody, které si mohou ski areály nárokovat pro odběr vody, včetně stanovení jednotlivých limitů pro odběr vody z vodního toku.

K tomu, aby se snížil nežádoucí dopad odběrů vody (nejen pro účely technického zasněžování) na vodní toky, může přispět další z výstupů projektu, interaktivní software s názvem Odběr vody. Ten umožňuje uživatelům napláňovat jednotlivé odběry vody s ohledem na předpověď počasí pro následujících 14 dní. Pomocí srážkoodtokového modelu Bilan jsou na základě údajů z historie (průtoky, srážky a teplota vzduchu) i zadaných údajů o předpokládaných denních úhrnech srážek a průměrných denních teplotách v následujících 14 dnech vypočteny pravděpodobné velikosti průtoků i množství vody, které bude možné odebrat, aniž by došlo k poklesu průtoků pod hranici minimálního zůstatkového průtoku nebo jinak zvolené hranice minimálního průtoku. Software Odběr vody je k dispozici na adrese <https://snih.vuv.cz/zasnezovani/>. V záložce *O projektu* je pak možno stáhnout aktuální podobu Metodiky i Mapy ovlivnění území Krkonošského národního parku technickým zasněžováním a jinými odběry.

Poznámky

1. Medián odběrů vody pro technické zasněžování pro období let 2015 až 2019 z měsíčních hodnot odběrů vod z odběrů všech krkonošských areálů, které mají povinnost hlásit velikost odběrů vody.

Literatura:

- [1] TREML, P. Dopad technického zasněžování na toky v Krkonoších. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2019, 61(4), s. 20–30
- [2] ČHMÚ. Denní data dle zákona 123/1998 [on-line]. 2021 [vid. 23. srpen 2021]. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/denni-data/Denni-data-dle-z-123-1998-Sb>.
- [3] SALLANKO, J., LAKSO, E. Natural Wastewater Polishing Treatment, Cold Crystallisation and Wetlands. [on-line]. 2014 [vid. 23. srpen 2021]. Dostupné z: https://www.irbnet.de/daten/iconda/CIB_DC26631.pdf

Autor

Mgr. Pavel Tremil

✉ pavel.tremil@vuv.cz

Vzpomínka na Ing. Bohumila Müllera

Ve věku nedožitých 87 let zemřel Ing. Bohumil Müller, nesporně nepřehlédnutelná osobnost ve vodním hospodářství, v oboru, jemuž od absolutoria na Fakultě inženýrského stavitelství ČVUT věnoval podstatnou část svého života, svých odborných znalostí a zkušeností.

Jako mladý inženýr nastoupil na odbor vodohospodářských staveb v Chomutově a po dlouhá léta zůstal věrný severním Čechám. Byl aktivní při zakládání státního podniku Povodí Ohře zabývajícího se provozem vodních toků a vodních děl, kde po léta zastával funkci náměstka ředitele. V dobách, kdy se rozvíjely činnosti těchto útvarů, aktivně usiloval o posílení významu tvorby vhodných podmínek budoucího provozu při projektování nových vodních děl. Z jeho iniciativy se rozvíjela spolupráce při výzkumu vodních zdrojů v povodích Ohře a Bíliny.

Kvality Bohumila Müllera se plně uplatnily i ve funkci vedoucího oddělení technicko-provozního odboru na Ministerstvu lesního a vodního hospodářství, kam přešel coby odborník s bohatou praxí. Po letech se však vrátil do státního podniku Povodí Ohře jako ředitel závodu v Karlových Varech.

Ani po odchodu do důchodu jeho vodohospodářské aktivity nijak nepoklesly. Jako tajemník České vědeckotechnické vodohospodářské společnosti mohl uplatnit svůj široký přehled v oboru, bohaté zkušenosti i osobní kontakty. Plných třináct let tak přispíval k rozvoji aktivit tohoto sdružení, na jehož autoritě mezi vodohospodáři měl významný podíl. Po roce 2012, kdy formálně odešel na odpočinek, pokračoval ve svých aktivitách coby člen výboru i organizátor odborných setkání.

Trvalým koníčkem Ing. Müllera bylo rybářství, ale i v něm se projevovalo jeho vodohospodářské zaujetí. Usiloval o to, aby se provozovalo v souladu s funkcemi úseků vodních toků a zejména vodárenských nádrží a se zásadami ochrany vod. Samozřejmě dobrý úlovek ho vždy potěšil.

Na Bohumila Müllera budeme vzpomínat jako na spolehlivého spolupracovníka, člověka, jenž dokázal svým osobitým humorem překonávat nejrůznější složité situace a vždy byl připraven přispět ke zdaru díla.

Ve vodním hospodářství zanechal výraznou stopu. Pro nás v České vědeckotechnické vodohospodářské společnosti, která se na více než dvacet let stala zásadní oblastí jeho působení, byl velmi významnou a nezapomenutelnou osobností.

Výbor ČVTVHS, z. s.



Obsah časopisu VTEI – ročník 2021



- 4** Mikrobiologické zamyšlení
(Hana Mlejnková)
- 6** Stanovení somatických kolidů a koncentrační metody používané pro vzorky vod s jejich nízkým výskytem
(Jana Zuzáková, David Janák, Jana Říhová Ambrožová)
- 15** Nová směrnice EU o pitné vodě
(Dana Baudišová, František Kožíšek)
- 19** Hledání vhodných molekulárních markerů pro rozlišení různých druhů enterokoků
(Šárka Bobková, Dana Baudišová)
- 24** Změna mikrobiálního společenství při terciárním čištění odpadních vod
(Andrea Benáková, Eliška Vobecká, Martin Pečenka, Jana Říhová Ambrožová, Jiří Wanner)
- 33** Vliv revize ČSN 75 7713 (2015) na výsledky stanovení abiosestonu
(Petr Pumann)
- 37** Využití metod dálkového průzkumu Země pro monitoring stavu koupacích míst
(Václava Maťašová, Filip Kothan, Ondřej Ledvinka, Petr Pumann, Tomáš Fojtík, Marcela Makvcová, Lenka Bendakovská)
- 48** Rozhovor s mikrobioložkou RNDr. Danou Baudišovou, Ph.D.
(Hana Mlejnková)
- 50** Monitoring koronaviru SARS-CoV-2 v odpadních vodách – co nám dosud ukázal a kam směřuje
(Hana Mlejnková, Kateřina Sovová, Věra Očenášková, Eva Juranová, Lucie Jašíková, Petra Vašíčková, Alena Fialová)

1

2

Projekt CZ.07.1.02/0.0/0.0/16_040/0000380 „Analýza adaptačních opatření ke zmírnění dopadů změny klimatu a urbanizace na vodní režim v oblasti vnější Prahy“
(Anna Hrabánková, Josef Vojtěch Datel, Tomáš Hrdinka)

4

Tvorba podzemní vody v okrajových částech Prahy
(Josef Vojtěch Datel, Anna Hrabánková, Luděk Strouhal)

8

Historický a očekávaný vývoj srážkoodtokových charakteristik na okraji Prahy
(Luděk Strouhal, Petra Šuhájková, Ondřej Masák)

16

Adaptace měst a obcí na povodně a sucho
(Pavel Balvín, Veronika Táboříková, Jiří Procházka, Jan Hlom, Ludmila Šnejdová)

28

Predikční model jakosti vody v okolí Prahy
(Adam Vizina, Irina Georgieová, Eva Juranová, Jan Hlom)

34

Citlivostní analýza vybraných vstupních parametrů numerického modelu HEC-RAS při hydraulických výpočtech proudění vody v korytech toků a záplavových územích
(David Duchan, Stanislav Kotaška, Šimon Pospíšilík, Aleš Dráb)

42

Vývoj citovanosti časopisu VTEI
(Libor Ansoerge)

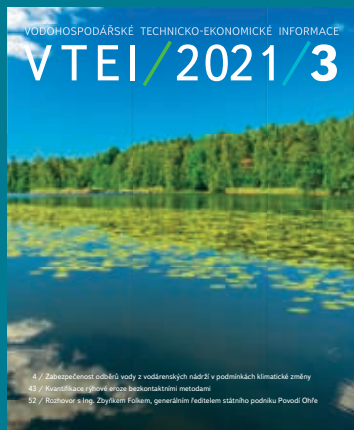
50

Před sty lety se narodila režisérka Olga Růžičková
(Arnošt Kult)

52



3



- 4** Zabezpečení odběrů vody z vodárenských nádrží v podmínkách klimatické změny (Adam Vizina, Petr Vyskoč, Martina Peláková, Jiří Pícek, Adam Beran, Roman Kožíň)
- 20** Hydrologická bilance vybraných povodí ČR se zaměřením na suché období 2015–2019 (Radovan Tyl, Václav David, Adam Beran)
- 28** Extrémní víceletá hydrologická sucha v povodí Labe (Ladislav Kašpárek, Roman Kožíň)
- 34** Alternativní stanovení faktoru R (erozní účinnost deště) v povodí Husího potoka (David Honek, Martin Caletka)
- 43** Kvantifikace rýhové eroze bezkontaktními metodami (Radek Bachan)
- 52** Rozhovor s Ing. Zbyňkem Folkem, generálním ředitelem státního podniku Povodí Ohře (Josef Nistler)
- 56** Littering (Dagmar Vološinová, David Rohovec, Elžbieta Čejka)
- 63** Ukradená digitální identita časopisu – další riziko pro akademické pracovníky (Libor Ansoerge)

Sucho v povodí horní Metuje v letech 2014–2019 **4**
(Jan Kašpárek)

Analýza vývoje zemědělské krajiny ve vybraných katastrálních územích v horní části povodí Výrovky **18**
(Pavel Richter)

Terénní testování prototypu separátoru k dočištění srážkových vod **28**
(Jana Čejková, Anna Kólová, Jiří Kučera, Miroslav Váňa, Marek Holba, Pavel Polášek)

Podpora otevřených dat, sdílení dat a datové články **36**
(Libor Ansoerge)

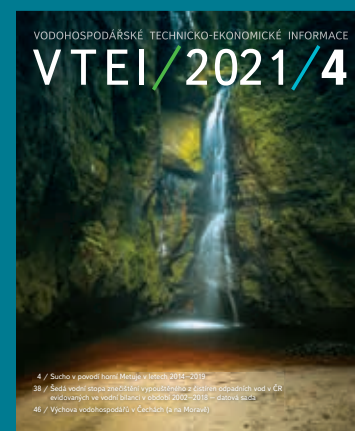
Šedá vodní stopa znečištění vypouštěného z čistíren odpadních vod v ČR evidovaných ve vodní bilanci v období 2002–2018 – datová sada **38**
(Libor Ansoerge, Lada Stejskalová, Jiří Dlabal)

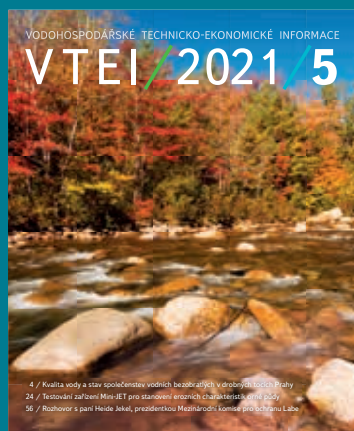
Výchova vodo hospodářů v Čechách (a na Moravě) **46**
(Josef Nistler)

HEIS VÚV: 25 let vývoje a provozu informačního systému **48**
(Jiří Pícek, Petr Vyskoč, Silvie Semerádová, Jiří Dlabal, Pavel Richter, Martina Dúbská)

Hodnocení odpovědného hospodaření s vodou u průmyslových podniků **55**
(Tereza Davidová, Lukáš Záruba)

4





- 4** Kvalita vody a stav společenstev vodních bezobratlých v drobných tocích Prahy (Pavel Kožený, Hana Janovská, Jitka Svobodová)
- 24** Testování zařízení Mini-JET pro stanovení erozních charakteristik orné půdy (Michal Vrána, David Zumr, Josef Krása, Tomáš Dostál, John S. Schwartz)
- 32** Problematika interpretace archivních mapových podkladů v případě mokřadních biotopů (Pavel Richter)
- 39** Retrospektivní pohled na šumerský vodovod do šedesátých let 20. století (Aleš Létal, Renata Pavelková, Jindřich Frajer)
- 47** Nakládání s komunálním odpadem ve světle nových předpisů (Dagmar Vološinová, Robert Kořínek, Jiří Kučera)
- 56** Rozhovor s paní Heide Jekel, prezidentkou Mezinárodní komise pro ochranu Labe (Redakce)
- 58** Centrum Voda (Petr Březina)
- 60** Vzpomínka na RNDr. Evu Kočkovou (Hana Mlejnková)

5

6

- 4** Vertikální distribuce radioaktivního cezia-137 v půdě (Eva Juranová, Josef Kratina, Barbora Sedlářová, Diana Marešová, Michal Novák, Irena Pohlová, Josef Vojtěch Datel)
- 12** Výzkum hyporheických biofilmů Vltavy v NP Šumava s ohledem na juvenilní perlorodky, jejich potravní nároky a dostatečné nasycení intersticiální vody kyslíkem (Radka Čablová, Martin Rulík, Adam Čabla, Magdalena Fírllová)
- 23** Studie přínosu extenzivní stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů pro jejich využití jako hnojiva (Josef Kratina, Miloš Rozkošný, Hana Hudcová, Michal Šereš, Ondřej Holubík)
- 35** Nakládání s popelem v oběhovém hospodářství obcí (Dagmar Vološinová, Václav Vachuška, Elžbieta Čejka, Robert Kořínek, Aleš Vachuška, Jan Vachuška)
- 42** Vztah scénického pohledu a hodnoty rezidenční výstavby (Daniel Kliment, Monika Doležalová, Milada Komosná)
- 48** Rozhovor s Ing. Evou Juranovou, vedoucí Odboru analýz a hodnocení složek životního prostředí ve VÚV TGM (Redakce)
- 52** Představujeme nový web VÚV TGM (Tomáš Hrdinka)
- 54** Výsledky a výstupy projektu s názvem „Podpora dlouhodobého plánování v oblasti vodního hospodářství na území Krkonošského národního parku s důrazem na řešení problematiky vlivu technického zasněžování na pokles průtoků s cílem zvýšit dlouhodobou efektivitu ochrany přírody a krajiny“ (Pavel Tremil)
- 57** Vzpomínka na Ing. Bohumila Müllera (Výbor ČVTVHS, z. s.)
- 58** Obsah časopisu VTEI – ročník 2021



VTEI/2021/6

Od roku 1959

**VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE
WATER MANAGEMENT
TECHNICAL AND ECONOMICAL INFORMATION**

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství. Je uveden v Seznamu recenzovaných neimpaktovaných periodik vydávaných v ČR.

Ročník 63



VTEI.cz

Vydává: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka,
veřejná výzkumná instituce, Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

Redakční rada:

RNDr. Jan Daňhelka, Ph.D., doc. Ing. Michaela Danáčková, Ph.D., doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur,
doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D., Mgr. Róbert Chriašteľ, Mgr. Vít Kodeš, Ph.D.,
Ing. Jiří Kučera, Ing. Martin Pavel, Ing. Jana Poórová, Ph.D., Mgr. Hana Sezimová, Ph.D.,
Dr. Ing. Antonín Tůma, Mgr. Lukáš Záruba, Ing. Marcela Zrubková, Ph.D.

Vědecká rada:

doc. Ing. Martin Hanel, Ph.D., prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.,
prof. Ing. Radka Kodešová, CSc., RNDr. Petr Kubala, Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.,
Ing. Michael Trnka, CSc., Dr. rer. nat. Slavomír Vosika

Šéfredaktor:

Ing. Josef Nistler (josef.nistler@vuv.cz)

Odborné redaktorky:

Mgr. Zuzana Řehořová (zuzana.rehorova@vuv.cz)
Mgr. Hana Beránková (web) (hana.berankova@vuv.cz)

Zdroje fotografií tohoto čísla:

VÚV, Shutterstock.com

Grafická úprava, sazba, tisk:

ABALON s. r. o., www.abalon.cz

Náklad 1500 ks

Příští číslo časopisu vyjde v únoru.

Pokyny autorům časopisu jsou uvedeny na www.vtei.cz.

ISSN 0322-8916

ISSN 1805-6555 (on-line)

MK ČR E 6365



NEZKROTNÁ KAMENICE NIKDY NEZAMRZÁ

Říčka Kamenice protéká zimní krajinou Národního parku České Švýcarsko. Nad ní se klene jeden z nejstarších železobetonových mostů Rakouska-Uherska ze začátku 20. století. Most více než 110 let spojuje Jetřichovice s Dolským mlýnem a obcí Kamenická stráž. Voda v Kamenici nezamrzá ani při dlouhotrvajících mrazech. Je to dáno sklepním klimatem u dna hluboce zaříznutého kaňonu a množstvím pramenů, které vodu v říčce dostatečně zahřívají. Při bohaté sněhové pokrývce je příjemné zajít se ke Kamenici podívat, jak krásně v ní vypadají živé zelené vodní rostliny, jako je lakušník vzplývavý.

Text a fotografii dodal Václav Sojka, www.vaclavsojka.cz.

VÝZKUMNÝ ÚSTAV
VODOHOSPODÁŘSKÝ
T.G. MASARYKA

veřejná výzkumná instituce

VTEI.cz