

studia. **OECOLOGICA**

**HISTORICKÉ A SOUČASNÉ
ZNEČIŠTĚNÍ SEDIMENTŮ
PANENSKÉHO POTOKA
A ŘEKY PLOUČNICE**

**VÝBĚR SIMULANTŮ
BOJOVÝCH OTRAVNÝCH
LÁTEK**

**STAV FLÓRY A POROSTŮ
JAKO VÝSLEDEK
REKULTIVACE JEZERA
MOST**

ČASOPIS

STUDIA OECOLOGICA

Ročník XII

Číslo 1/2018

Redakční rada:

prof. Ing. Pavel Janoš, CSc. – šéfredaktor

Mgr. Diana Holcová, Ph.D. – výkonný redaktor

doc. RNDr. Jiří Anděl, CSc.

Ing. Jitka Elznicová, Ph.D.

prof. RNDr. Agáta Fargašová, DrSc.

prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

doc. RNDr. Jaromír Hajer, CSc.

Mgr. Michal Holec, Ph.D.

prof. RNDr. Olga Kontrišová, Ph.D.

doc. RNDr. Karel Kubát, CSc.

prof. Ing. Emanuel Kula, CSc.

Dr. Habil István Lakatos, Ph.D.

prof. dr. hab. Marek Lorenc

Ing. Martin Neruda, Ph.D.

doc. Ing. Jiří Němec, CSc.

Ing. Jan Popelka, Ph.D.

doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

doc. Mgr. Pavel Raška, Ph.D.

RNDr. Ing. Jaroslav Rožnovský, CSc.

doc. Ing. Josef Seják, CSc.

prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

doc. Ing. Josef Trögl, Ph.D.

Technický redaktor:

Mgr. Ing. Petr Novák

Recenzenti:

doc. Mgr. Michal Berec, Ph.D., ZF Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích

Mgr. Roman Hamerský, MSc., Správa CHKO České středohoří, Litoměřice

Ing. Jiří Henych, Ph.D., Ústav anorganické chemie AV ČR, v.v.i., Husinec - Řež

RNDr. Miroslav Horník, PhD., PrF Univerzity Sv. Cyrila v Trnave, Slovensko

doc. Ing. Karol Kočík, CSc., FEE Technické univerzity ve Zvolenu, Slovensko

prof. RNDr. Olga Kontrišová, CSc., FEE Technické univerzity ve Zvolenu, Slovensko

Ing. Lukáš Králík, Státní ústav jaderné, chemické a biologické ochrany, v.v.i., Milín

doc. MVDr. Pavel Novák, Csc., Tekro, spol. s r.o., Praha

doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D., ZF Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích

prof. Ing. Miloslav Suchánek, CSc., FŽP Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem

doc. Ing. Vladimír Šimanský, PhD., FAPZ Slovenské poľnohospodarske univerzity v Nitre, Slovensko

Ing. Josef Švec, Palivový kombinát Ústí, s.p., Ústí nad Labem

Foto obálky: doc. RNDr. Karel Kubát, CSc.

Vydává: FŽP UJEP v Ústí nad Labem

Tisk: Centrum digitálních služeb MINO

Toto číslo bylo dáno do tisku v prosinci 2018

ISSN 1802-212X

MK ČR E 17061

OBSAH

HISTORICKÉ A SOUČASNÉ ZNEČIŠTĚNÍ SEDIMENTŮ PANENSKÉHO POTOKA Zn A Pb A JEHO VLIV NA ZNEČIŠTĚNÍ SEDIMENTŮ ŘEKY PLOUČNICE <i>Štěpánka TŮMOVÁ, Tomáš MATYS GRYGAR, Jitka ELZNICOVÁ, Diana HRUBEŠOVÁ</i>	3
VÝBĚR SIMULANTŮ BOJOVÝCH OTRAVNÝCH LÁTEK A LABORATORNÍ ZKOUŠKY JEJICH TERMICKÉ DESORPCE ZE ZASAŽENÝCH MATRIC <i>Marek ŠVÁB, Barbora ŠTĚPÁNOVÁ, Jiří KROUŽEK, Václav DURĎÁK</i>	25
HODNOTENIE ENZYMATICKEJ AKTIVITY PŮD KONTAMINOVANÝCH RIZIKOVÝMI PRVKAMI V ZAŤAŽENÝCH OBLASTIACH SLOVENSKA <i>Lenka BOBULSKÁ, Jozef KOŽEJ, Lenka DEMKOVÁ</i>	37
CHANGES IN SOIL CHARACTERISTICS AS A CONSEQUENCE OF LONG-TERM SOIL IRRIGATION <i>Jan VOPRAVIL, Petr VRÁBLÍK, Tomáš KHEL, Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ, Eliška WILDOVÁ</i>	45
STAV FLÓRY A POROSTŮ JAKO VÝSLEDEK REKULTIVACE JEZERA MOST <i>Iva MACHOVÁ, Karel KUBÁT, Ladislava FILIPOVÁ, Petr NOVÁK, Michal ŘEHOŘ</i>	54
POWDER BLASTED MICROSYSTEM FOR HATCHING, OBSERVATION AND STUDY OF <i>CARIDINA MULTIDENTATA</i> LARVAE <i>Jiří SMEJKAL, Marcel ŠTOFIK, Jan MALÝ</i>	80

HISTORICKÉ A SOUČASNÉ ZNEČIŠTĚNÍ SEDIMENTŮ PANENSKÉHO POTOKA Zn A Pb A JEHO VLIV NA ZNEČIŠTĚNÍ SEDIMENTŮ ŘEKY PLOUČNICE

HISTORICAL AND CURRENT CONTAMINATION OF SEDIMENTS OF THE PANENSKÝ CREEK BY Zn AND Pb AND ITS INFLUENCE TO POLLUTION OF SEDIMENTS OF THE PLOUČNICE RIVER

Štěpánka TŮMOVÁ^{1,2}, Tomáš MATYS GRYGAR^{1,2}, Jitka ELZNICOVÁ¹,
Diana HRUBEŠOVÁ¹

¹ FŽP UJEP, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96, stepatumova@seznam.cz, jitka.elznicova@ujep.cz

² Ústav anorganické chemie AV ČR, v.v.i., Řež, 250 68, grygar@iic.cas.cz

Abstrakt

Pro hodnocení kontaminace bylo provedeno vzorkování nivních (hloubkových profilů) a korytových sedimentů (ze současného říčního dna) po celé délce toku Panenského potoka a z několika míst na toku Ploučnice. Vzorky byly analyzovány pomocí rentgenové fluorescenční spektrometrie, výsledky vyhodnoceny ve formě poměrů koncentrací prvků Zn/Fe a Pb/Fe a tyto porovnány s průměrným složením zemské kůry k posouzení míry znečištění. Nivní sedimenty jsou až překvapivě znečištěné hlavně Pb a Zn (maxima koncentrací Pb v Panenském potoce jsou až 25krát vyšší a Zn až 80krát vyšší, než je průměrné složení zemské kůry). Z analýzy korytových sedimentů je patrné, že znečištění se do říčního systému dostává dodnes a přispívá ke znečištění Ploučnice víc než dřívější těžba uranu (maxima koncentrací Pb v Panenském potoce jsou až 50krát vyšší a Zn až 15krát vyšší, než je průměrné složení zemské kůry).

Abstract

For the contamination assessment, we performed sampling of floodplain sediments (depth profiles) and stream sediments (channel bed deposits) along the Panenský Creek and in a few sites in the Ploučnice River. The samples were analysed using X-ray fluorescence spectrometry, evaluated in the form of element ratios Zn/Fe and Pb/Fe and those were compared with average composition of the Earth crust to assess pollution levels. Floodplain sediments are surprisingly polluted mainly by Pb and Zn (maximum concentration of Pb in the Panenský Creek is up to 25 times higher and Zn are up to 80 times higher than in average composition of the Earth crust). From the analysis of stream sediments, it is clear, that pollution enters the river system also today, and contributes to pollution of the Ploučnice River more than the previous uranium mining (maximum concentration of Pb in the Panenský Creek is up to 50 times higher and Zn are up to 15 times higher than in average composition of the Earth crust).

Klíčová slova: nivní sedimenty, korytové sedimenty, kontaminace, těžké kovy, Panenský potok, Ploučnice

Key words: floodplain sediments, stream sediments, contamination, heavy metals, Panenský Creek, the Ploučnice River

<https://dx.doi.org/10.21062/ujep/229.2019/a/1802-212X/SO/12/1/3>

Tůmová, Š. – Matys Grygar, T. – Elznicová, J. – Hruběšová, D. (2018): Historické a současné znečištění sedimentů Panenského potoka Zn a Pb a jeho vliv na znečištění sedimentů Ploučnice
Studia Oecologica, 12, No. 1, pp. 3–24, ISSN: 1802-212X

Úvod

Podobně jako ve všech průmyslově vyspělých zemích jsou i u nás říční sedimenty kontaminované v důsledku činností jako jsou sklárství, spalování uhlí, užívání olovnatého benzínu, antikorozi ochrana nebo použití průmyslových hnojiv. Zdroje znečištění mohou být jak místní, blízké, tak i rozptýlené, vzdálenější (Majerová a kol., 2013). Říční nivy jako sedimentární archivy nám mohou pomoci nahlédnout do minulosti a poskytnout detailní sedimentární záznam o historickém vývoji průmyslu v daném regionu (Macklin a kol., 2006). K tomu je potřeba nejen shromáždit informace o říční nivě a odebrat a analyzovat vzorky v podobě hloubkových profilů (Notebaert a kol., 2011; Nováková a kol., 2014), ale také identifikovat pravděpodobné zdroje kontaminace a takto nakonec rekonstruovat historii znečištění (Hudson-Edwards a kol., 1996; Walling a He, 1997; Matys Grygar a kol., 2013, 2014). Při hodnocení kontaminace je také důležité pochopit chování řek, především přepracovávání sedimentu (což je oblast fluvialní geomorfologie), do nichž se ukládá také znečištění (Matys Grygar a kol., 2016).

Na ukládání a šíření kontaminace se významně podílejí korytové sedimenty, které jsou důležitou složkou říčního prostředí (Faměra a kol., 2013). V závislosti na morfologii řeky a hydrologických podmínkách se mohou suspendované částice s přidruženými nečistotami setkat a usadit se podél vodního toku a stát se součástí spodních sedimentů, často mnoho kilometrů za chemickými zdroji (Odukoya a kol., 2015). Analýza těchto sedimentů může být tedy použita k odhadu současných bodových zdrojů kontaminace (Förstner, 2004).

Těžké kovy se snadno sorbují na oxidech Fe a Mn, které jsou součástí jemnější, nejčastěji jílové frakce částic sedimentů (Choe a kol., 2008; Sekabira a kol., 2010). Při vzorkování korytových sedimentů je tedy důležité vybírat právě místa v toku, kde dochází k ukládání jemného materiálu (Buňatová, 1993; Hrdoušek, 2005; Gosar a Miler 2011), tedy místa, kde je proudění vody pomalejší a jemný, nezpevněný sediment se zde alespoň po kratší dobu usadí. Autoři ale ve svých studiích znečištěných řek přesný postup odběru vzorků často ani neuvádějí (Sekabira a kol., 2010), vzorky odebírají při nízké hladině vody v korytě (Kim a kol., 1998; Swennen a Van Der Sluys, 1998; Odukoya a kol., 2015), uprostřed toku (Brandvold a McLemore 1998; Ettler a kol., 2006) nebo shromažďují dílčí vzorky (Pestana a kol., 1997), ale bez upřesnění charakteru sedimentu nebo místa odběru. Zároveň ve svých studiích využívají suchého (Swennen a Van Der Sluys, 1998; Concas a kol., 2006; Sekabira a kol., 2010) a mokrého (Pestana a kol., 1997; Ettler a kol., 2006) sítování přes síta s oky 0,063 – 2 mm pro „zkonzentrování“ právě té nejjemnější frakce, se kterou dále pracují. Ve většině studií autoři používají jen jeden rozměr síta a neuvádějí účel jeho použití, natož jaký podíl sedimentů síty prošel. To může být zavádějící a zkreslovat následné výsledky o objemové koncentraci kontaminantů v sedimentu. Hrubší, např. 2 mm (Concas a kol., 2006) nebo 0,5 mm síta (Sekabira a kol., 2010) odstraní jen nejhrubší frakce, jako jsou kamínky, hrubý písek, větvičky a listy. V případě použití jemnějších sít, nejčastěji 0,063 mm (Pestana a kol., 1997; Ettler a kol., 2006), mohou nastávat problémy. Nejen, že se tato frakce špatně separuje (tedy s malou účinností), protože část jemných částic ve formě shluků nebo povlaků zůstává na sítu, ale znečištění může být přítomno i ve frakci nad 0,063 mm, např. ve formě úlomků kovů strusek, škváry nebo oxidových či organických povlaků na jemnějším písku. V sedimentech některých řek je obsah frakce pod 0,063 mm naprosto minimální, a tedy de facto sediment nereprezentuje.

Informace o objemové koncentraci kontaminantu samy o sobě nejsou dostačující pro posouzení rizik pro životní prostředí, pro ty mohou být důležité i potenciální mobilita kontaminantů (Ettler a kol., 2006) a konkrétní mineralogické složení částic s rizikovými prvky (Hudson-Edwards a kol., 1996; Hillier a kol., 2001). Podle Matyse Grygara a Popelky (2016) je také důležité brát v úvahu litologickou variabilitu sedimentů, tedy proměnlivou zrnitost (hrubost) sedimentu, která částečně koriguje poměr koncentrací rizikového prvku k vhodnému prvku litogennímu, např. Al, Ti, Fe nebo Rb. Potřebné je i následné srovnání např. s regionálními nebo místními hodnotami pozadí (Ettler a kol., 2006; Sekabira a kol., 2010; Matys Grygar a kol., 2013), průměrným obsahem v půdách (Kim a kol., 1998) nebo průměrným geologickým podložím (Pestana a kol., 1997; Swennen a Van Der Sluys, 1998).

První dostupné studie, které se zabývaly znečištěním říčního systému Ploučnice, pochází z počátku 90. let, kdy Hanslík a kol. (1990) zpracovali zprávu, ve které popisovali kontaminaci litorálního (příbřežního) pásma Ploučnice v období let 1988–1990. Studie byla zaměřena hlavně na měření radioaktivity. O několik let později zpracovala Buňatová (1993) diplomovou práci, která byla zaměřena na systematické sledování obsahů rizikových prvků jak v říčních, tak i nivních sedimentech řeky Ploučnice. Došla k závěru, že za největší zdroje kontaminace můžeme považovat kromě uranového průmyslu i místní průmysl ve městech u řeky, například zinkovnu v Brništi, která se nachází na Panenském potoce. V roce 1996 dokončil Kühn disertační práci na téma distribuce vybraných těžkých kovů a uranu v nivních sedimentech Ploučnice. I podle Kühna byla vedle uranového průmyslu dalším pravděpodobně významným zdrojem znečištění zinkovna v Brništi na Panenském potoce. V roce 2004 vznikla diplomová práce Koláře (2004), která se zabývala znečištěním korytových sedimentů horního toku řeky Ploučnice vybranými těžkými kovy metodami celkového rozkladu i loužení směsí kyselin. Ve většině vzorků byly zjištěny zvýšené koncentrace Cd, Pb, U a Zn. Podle Koláře (2004) byly nejvýznamnějšími zdroji znečištění uranový průmysl, městské a průmyslové odpadní vody a emise ze spalovacích procesů. Výsledky porovnával s hodnotami zjištěnými v roce 1992 a došel k závěru, že na celém horním toku Ploučnice došlo ke snížení koncentrací, které bylo pravděpodobně způsobeno ukončením těžby uranu na ložisku Hamr na Jezeře a provozu zinkovny v Brništi. První práce, kde byly zahrnuty i odběry vzorků na Panenském potoce, byla v roce 2005 diplomová práce Hrdouška. Svou práci zaměřil na korytové sedimenty středního toku Ploučnice a Panenského potoka a na rizikové prvky pomocí loužení směsí kyselin a FAAS. Vysoké koncentrace těžkých kovů, hlavně Pb a Zn, zjistil pod městy Rynoltice, Jablonné v Podještědí, Mimoň a Česká Lípa, a proto je přisuzoval spíše lokálním zdrojům. Za největší kontaminanty Panenského potoka považoval v minulosti prováděné průzkumné vrty na uran z nedalekého území situovaného SV od Mimoňe, provoz zinkovny v Brništi (především v minulosti), městské a průmyslové odpadní vody z Jablonného v Podještědí, emise ze spalovacích procesů a různé lokální antropogenní kontaminace, na nejvíce znečištěné lokalitě především podnik GESTA v Rynolticích. Za nejvíce znečištěný přítok Panenského potoka lze označit Heřmanický potok, kde byly zjištěny nejvyšší koncentrace těžkých kovů (Hrdoušek, 2005). Svě výsledky porovnával také s rokem 1992 a zjistil, že došlo k výraznému snižování koncentrací těžkých kovů, což přisuzoval především ukončení těžby uranu, uzavření několika starých průmyslových podniků a ekologické zabezpečení provozoven, např. zinkovny v Brništi. Další práce, které se zabývaly analýzou znečištění sedimentů řeky Ploučnice, byly diplomové práce Hoška (2014), Slabé (2015), Tůmové (2015), Pavlase (2015) a Hrubéšové (2017). V současné době není žádná systematická studie zabývající se znečištěním sedimentů Panenského potoka, s výjimkou výše uvedeného Hrdouška (2005), který se zabýval korytovými sedimenty, a Tůmové (2015), shrnující nivní sedimenty jak Panenského potoka, tak i Ploučnice.

Cílem této práce je hlavně stanovení znečištění, ověření a identifikace možných zdrojů kontaminace Panenského potoka rizikovými prvky, jako jsou Pb a Zn, a prokázání jeho vlivu na míru znečištění Ploučnice. K hodnocení historického znečištění byly použity hloubkové profily nivních sedimentů, které byly odebrány v devíti oblastech celého toku Panenského potoka. Tyto profily jsou důležitým zdrojem informací pro rekonstrukci ukládání rizikových prvků a jejich zdrojů. Současný stav byl zkoumán pomocí odběrů a analýz korytových sedimentů odebraných podél celého toku Panenského potoka (37 vzorků) a Ploučnice (69 vzorků). Dalšími cíli bylo porovnání současného a minulého stavu znečištění korytových sedimentů, k čemuž kromě našich nových výsledků posloužily diplomové práce Buňatové (1993), Hrdouška (2005) a Hrubéšové (2017), posouzení míry změny znečištění v průběhu let a zjištění zdrojů jiných než historická těžba uranu.

1. Metodika

1.1 Zájmové území

Panenský potok je jedním z významných pravostranných přítoků řeky Ploučnice (obr. 2). Protéká severními Čechami, okresy Liberec a Česká Lípa. Délka toku je 28,8 km a plocha povodí je 133,2 km². Pramen Panenského potoka je u obce Jítrava ve výšce 505 m. n. m. na západním úbočí Vápenného vrchu (okres Liberec). Odtud teče směrem na Rynoltice, Jablonné v Podještědí, Brniště, Velký

Grunov, Pertoltice pod Ralskem a Mimoň, kde ústí ve výšce 273 m. n. m. zprava do řeky Ploučnice (Povodí Ohře 2014). Řeka Ploučnice pramení severovýchodně od obce Osečná na úpatí Ještědského hřbetu a po více jak 100 km úseku se ve městě Děčín vlévá jako pravostranný přítok do řeky Labe. Plocha povodí je 1 193,9 km².

Z geologického hlediska se řešené území nachází v severní části České křídové pánve, která je tvořena převážně svrchnokřídovými sedimenty, terciárními vulkanity a různými typy kvartérních uloženin (Slezák, 2001). V nivě Panenského potoka a Ploučnice jsou nivní sedimenty složené z hlíny, písku, štěrku (Geologická mapa 1: 50 000).

1.2 Souhrn možných zdrojů znečištění

Obec Rynoltice (obr. 1)

V obci Rynoltice je hlavně firma GESTA, a.s. (nyní Purum, s.r.o.). Její historie sahá do 80. let, kdy sloužila jako koncernový podnik Československého uranového průmyslu (Kafka a kol., 2003). Podle Hrdouška (2005) zde byl provoz na průzkum uranu. Z vyjádření žádosti o vydání integrovaného povolení (2003) je patrné, že se zde nacházelo několik průzkumných vrtů. V roce 1992 se GESTA, a.s. stala firmou na zpracování a recyklaci průmyslových odpadů.

Možným znečišťovatelem jsou zde také imise z dopravy podél silnice E442 do Liberce, která se začala stavět v 19. století (Historie obce Rynoltice, dostupné na: <http://www.rynoltice.cz/zajimavosti/historie>, 2017).

Město Jablonné v Podještědí (obr. 1)

Sklářský průmysl, a to brusírna olovnatého křišťálu Národního podniku Jablonecké bižuterie, nahradil v Jablonném v Podještědí v roce 1955 dřívější průmysl textilní. V roce 1957 se do sortimentu přidalo i broušení barevného skla. (Historie Skupiny PRECIOSA, dostupné na: <https://www.preciosa.com/cs/history>, 2017). Podle pamětníka a technologa Ing. Jiřího Kouckého, CSc. (dle ústního sdělení v Jablonci nad Nisou ze dne 26.4.2017) byla voda do závodu čerpána z místních přírodních zdrojů (potok, studny, rybník) a odpadní vody z brusírny byly odváděny do sedimentačních jímek. Následně byly kaly odváženy do Uranových dolů, kde dle výpovědi nejspíše došlo k hlubinnému ukládání do šachet, a voda byla vypouštěna zpět do recipientu. Teprve v letech 1990-1995 začala společnost řešit problematiku kalů a odpadních vod, kdy došlo k výstavbě čistírny a 90 % vody bylo recyklováno a opět použito v provozu. V povodí Železného potoka je také síť stokových systémů, která byla založena právě pro podnik Preciosa, a.s. Odpadní vody jsou jím odváděny do hlavní stoky, která ústí do Panenského potoka a odvodňuje tak vrcholovou část města (Víchová, 2012).

Zinkovna v Brništi (obr. 1)

Podle vyjádření pamětníků a vedoucího závodu byla v Brništi zinkovna přibližně od roku 1953 jako součást státního podniku Okresní podnik místního průmyslu Česká Lípa se sídlem v Mimoně (1951–1994). Tehdy prováděla žárové pozinkování mokřím způsobem především výrobků OPMP (ocelové plechové kbelíky, zemní pásky, hromosvodařina, drobné zámečnické prvky). V 70. a 80. letech prošla zinkovna rekonstrukcí a modernizací mořících lázní. V roce 1993 byla zinkovna v Brništi jako jedna z mála zinkoven v ČR bez vlastní výrobní činnosti (jednalo se pouze o komerční zinkování). Nově od roku 2003 vznikla v areálu Brniště kovovýroba, výroba ocelových konstrukcí a zámečnických prvků, a byla provedena výstavba nové chemické předúpravny. Počátkem roku 2012 začala zinkovna používat pouze způsob suchého žárového zinkování (Emailová komunikace s p. Truxou ze dne 26.2.2017).

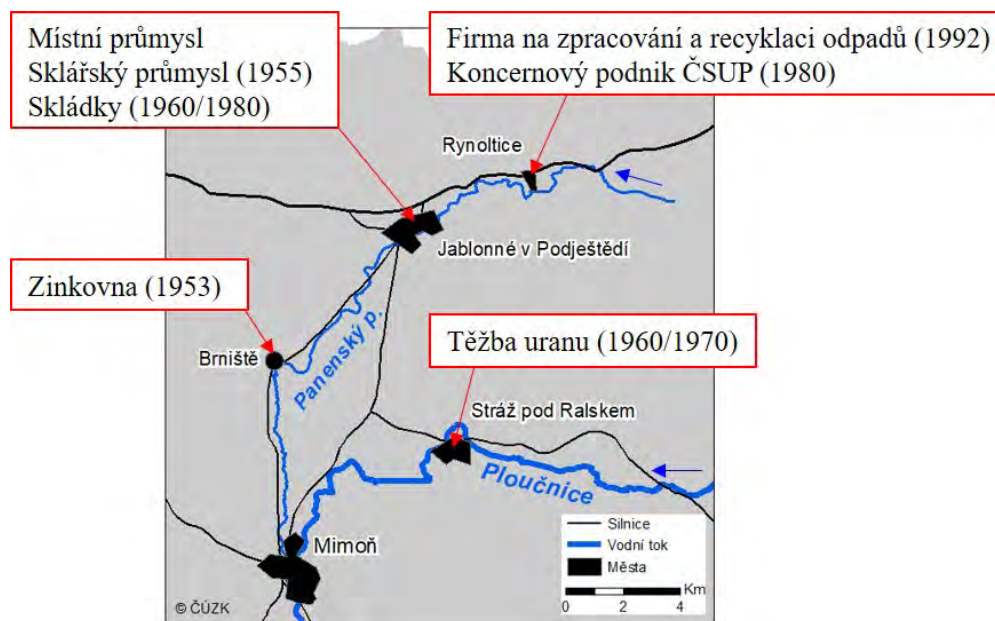
Těžba uranu (obr. 1)

Z 60. let pocházejí první zmínky o objevení ložisek uranu v oblasti Stráže pod Ralskem (Slezák, 2001; Kafka a kol., 2003). O přibližně 10 let později došlo k zahájení těžby, kdy se začaly souběžně rozvíjet dvě dobývací metody – normální hlubinná těžba a podstatně méně obvyklá metoda podzemního loužení in situ zředěným roztokem kyseliny sírové. Znečištění bylo téměř okamžité – díky převrácení původních hydraulických poměrů (Kafka a kol., 2003; Hanslík a kol., 2002) došlo v roce

1971 k průniku kyselých roztoků z podzemního loužení do šachty Hamr a havarijnímu vypouštění těchto „důlních vod“ do Ploučnice (Slezák, 2001).

Čerpané důlní vody byly největším problémem, protože obsahovaly nejen těžké kovy (Fe, Mn, Ni, U, Zn), ale také radioaktivní látky (^{226}Ra), hlinité a amonné ionty a rozpuštěné látky, hlavně síranu (Kühn, 1997; Slezák, 2001; Hanslík a kol., 2002; Kafka a kol., 2003). Čištění probíhalo pouze za pomoci roztoku chloridu barnatého, který srážel radium ve formě nerozpustného síranu, tzv. radiobarytu (Ba, Ra SO_4). Ten se tedy stával hlavním nositelem radioaktivity. V případě nedostatečného oddělení v usazovací nádrži Pustý (Kühn, 1996; Hanslík a kol., 2002) byla voda z nádrže odváděna obtokovým kanálem (v oblasti Stráže v trase bývalého mlýnského náhonu) do Ploučnice. Zvýšený přínos znečišťujících látek nastal v létě roku 1981, kdy oblast zasáhla velká povodeň (Kühn, 1996). V té době se dokončovala regulace Ploučnice mezi Stráží a Mimoní a došlo k rozvíření a odnosu znečištěného materiálu dál po proudu (Kühn, 1997; Hanslík a kol., 2002). Znečištění během těžby uranu nebylo systematicky dokumentováno, protože otázky životního prostředí byly méně relevantní než politické a ekonomické aspekty té doby (Matys Grygar a kol., 2016) a už jejich provádění by vyvolávalo obavy.

V 80. – 90. letech došlo k výstavbě a optimalizaci systému hydraulických bariér, které měly zabránit dalšímu šíření a úniku technologických roztoků z podzemního loužení (Slezák, 2001) a v roce 1989 byla dokončena stavba Centrální dekontaminační stanice na čištění důlních vod (Kühn, 1997; Slezák, 2001; Kafka a kol., 2003). Paradoxně poté, co byly takto vyřešeny hlavní environmentální problémy, byla ukončena hornická těžba (1994) i podzemní loužení (1996) (Slezák, 2001; Hanslík a kol., 2002; Kafka a kol., 2003). Následné sanace po těžbě podzemním loužením (včetně získávání uranu z podzemního loužení) probíhají dodnes.



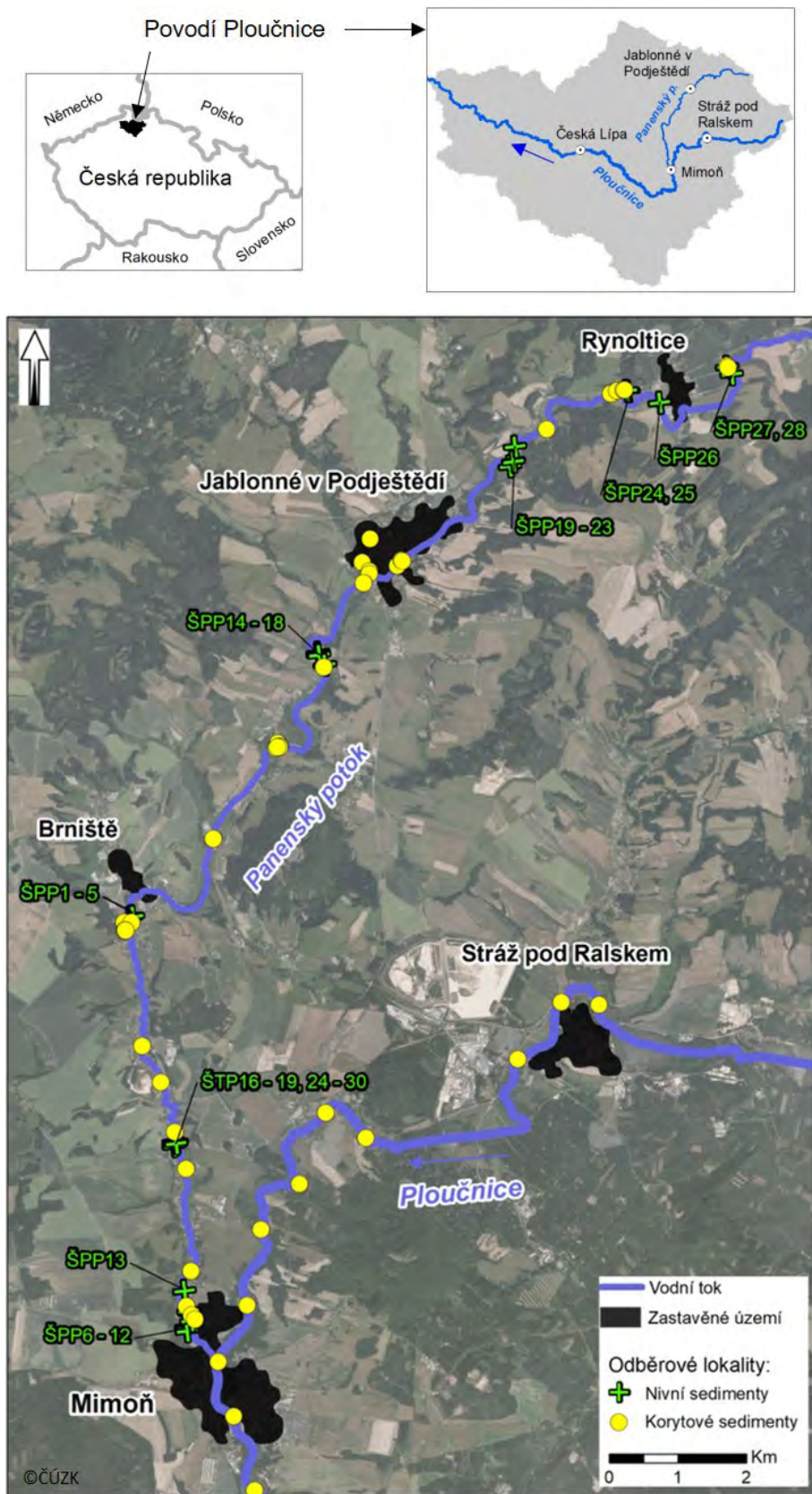
Obr. 1: Potencionální zdroje kontaminace v povodí

1.3 Vytipování míst pro vzorkování, odběr a zpracování vzorků

Na základě mapových podkladů (císařské otisky stabilního katastru z roku 1845, současné mapy, letecké snímky a digitální model terénu DMR 5G) byly vytipovány vhodné odběrové lokality pro odběr nivních sedimentů. Vybírali se lokality jak nad zdrojem kontaminace, tak pod ním. Zároveň se muselo jednat o oblast menších lidských zásahů do toku potoka. Pro srovnání byla použita data z Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (ČÚZK).

Odběr vzorků probíhal v květnu až říjnu roku 2016 a v květnu 2017, kdy byly odebrány jak nivní (28 profilů – cca 1000 vzorků), tak korytové sedimenty (37 vzorků) po celém toku Panenského poto-

ka a korytové sedimenty (69 vzorků) podél řeky Ploučnice (obr. 2). Nivní sedimenty byly odebrány ručním žlábkovým vrtákem (Eijkelkamp, Holandsko) do hloubky 1–2 m a pomocí kopaných sond do hloubky 30 cm. Vzorkování se provádělo ve 3–5 cm krocích. Vzorky byly označeny ŠPPx y, kde x značí číslo odběru a y hloubku v cm.



Obr. 2: Vymezení zájmového území a odběrové lokality nivních a korytových sedimentů

Korytové sedimenty byly odebrány pomocí odběráku na teleskopické tyči nebo ručně z povrchu říčního dna. Při odběru vzorků bylo důležité najít místa, kde dochází k ukládání jemného materiálu právě z důvodu vazby rizikových prvků. Vzorky byly též označeny ŠPPxS nebo DHPx, kdy x opět značí číslo odběru a S (stream), že se jedná o korytové sedimenty.

Následně byly všechny vzorky v laboratoři Ústavu anorganické chemie AV ČR, v.v.i., v Řeži usušeny při pokojové teplotě nebo při 60 °C a umlety v planetovém mlýnku Pulverisette 6 eClassic Line (FRITSCH, Německo) na analytickou jemnost.

1.4 Analýza a zpracování dat

Pro sedimentární analýzy a hodnocení kontaminace byla použita metodika popsána v diplomové práci (Tůmová, 2015) a publikacích Matyse Grygara a kol., (2010, 2014, 2016); Novákové a kol., (2014).

Pro prvotní zjištění obsahu kontaminace byla v laboratoři u náhodně vybraných vzorků použita prvková analýza pomocí rentgenové fluorescenční spektrometrie na přenosném přístroji Niton™ XL3t 950 GOLDD+ (Thermo-Fischer Scientific) s kalibracemi, které poskytuje výrobce. Pro následné ověření analýz byly použity certifikované referenční materiály.

Tab. 1: Odhady meze stanovení a nejistoty měření použitých přístrojů

Prvek	Niton™ XL3t 950 GOLDD+		Epsilon 3x	
	Mez stanovení (2σ)	Nejistota měření (2σ)	Mez stanovení (2σ)	Nejistota měření (2σ)
Fe (%)	0,03	± 0,19	0,04	± 0,02
Pb (ppm)	15,35	± 17,6	3,68	± 1,84
U (ppm)	14,35	–	0,72	± 0,36
Zn (ppm)	13,62	± 37,62	1,57	± 0,79
Rb (ppm)	2,18	± 2,89	2,05	± 1,03

Ke snížení meze stanovení (tab. 1) byl k další analýze sedimentů použit stolní XRF spektrometr Epsilon 3x (PANalytical, Holandsko), kterým byly následně přeměřeny všechny odebrané vzorky. Pro další zpracování dat bylo nutné provést kalibraci signálu každého prvku v c.p.s. (counts per second) s využitím výsledků ICP-MS a certifikovaných referenčních materiálů (viz. tab. 2). K eliminaci vlivu litologické variability sedimentu byla použita normalizace, tj. výpočet poměru koncentrací rizikového prvku k normalizačnímu prvku, v tomto případě bylo vybráno Fe z důvodu zhlazení výkyvů koncentrací v korytových sedimentech po proudu. Normalizace poskytuje korekci na změny zrnitosti (hrubosti) sedimentů (Matys Grygar a Popelka; 2016).

Tab. 2: Rovnice kalibračních křivek

Prvek	Měřicí podmínky	Kalibrační křivka	r ²
Fe	20 kV/15 μA, 60 s, vzduch	Fe (%) = 0,0013*Fe (c.p.s.)	0,9467
Pb	50 kV/100 μA, 600 s, vzduch	Pb (ppm) = 0,4994*Pb (c.p.s.)	0,9188
U	50 kV/100 μA, 600 s, vzduch	U (ppm) = 0,3754*U (c.p.s.)	0,9703
Zn	50 kV/100 μA, 600 s, vzduch	Zn (ppm) = 0,8362*Zn (c.p.s.)	0,8744
Rb	50 kV/100 μA, 600 s, vzduch	Rb (ppm) = 0,2012*Rb (c.p.s.)	0,9405

V přechozích pracích byl používán k vyjádření míry znečištění faktor nabohacení (EF – enrichment factor) nebo lokální faktor nabohacení (LEF – local enrichment factor). Pro tuto studii jsme využí-

li zjištění míry kontaminace pomocí porovnání koncentračních poměrů ve zkoumaných vzorcích a v průměrné svrchní pevninské zemské kůře (UCC) podle Rudnicka a Gaa (2003). Důvodem použití poměrů koncentrací rizikových prvků ke koncentraci Fe byla nemožnost zjistit litogenní pozadí z korytových sedimentů, protože dnes lze jen těžko získat neznečištěné říční sedimenty, na druhé straně bylo takto možné i přímé porovnání našich výsledků se staršími pracemi Buňatové (1993) a Hrdouška (2005), kteří rovněž uváděli koncentrace Fe v jimi zkoumaných sedimentech.

2. Výsledky

2.1 Nivní sedimenty

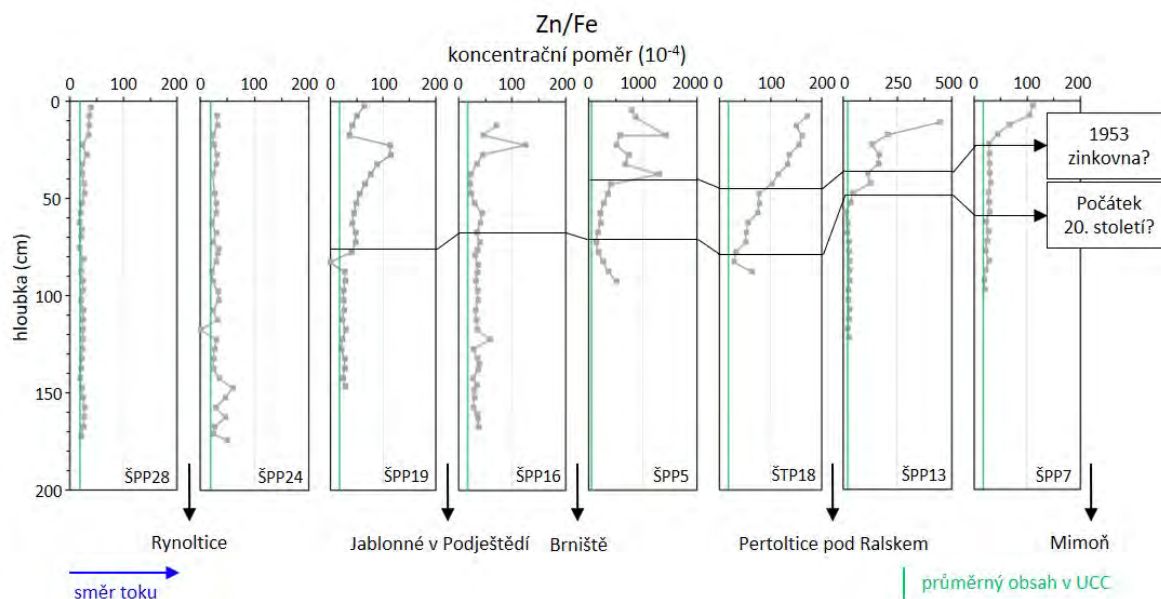
Obrázek 3 a 4 zobrazuje změny obsahu poměrů Zn/Fe (obr. 3) a Pb/Fe (obr. 4) ve vybraných nivních sedimentárních profilech podél toku Panenského potoka. Vzorky jsou seřazeny od pramene (Jítava) po ústí do řeky Ploučnice (Mimoň). V grafech je zelenou linií vyznačen koncentrační poměr podle průměrného obsahu prvků ve svrchní kontinentální zemské kůře (upper continental crust, UCC) podle Rudnicka a Gaa (2003). Podle uvedených hodnot je vypočítaný koncentrační poměr Zn/Fe v UCC $17 \cdot 10^{-4}$ a poměr Pb/Fe v UCC $4,7 \cdot 10^{-4}$. Oba poměry jsou zvýšené ve svrchních částech profilů v nivních sedimentech, hlavně po proudu pod městem Jablonné v Podještědí (Pb/Fe) a pod obcí Brniště (Zn/Fe).

Na horním toku v úseku nad a pod obcí Rynoltice (nad městem Jablonné v Podještědí) jsou poměry Zn/Fe a Pb/Fe na úrovni UCC (obr. 3, 4 - profily ŠPP28, ŠPP24). Průměrné hodnoty Zn/Fe jsou zde $27 \cdot 10^{-4}$ (v UCC $17 \cdot 10^{-4}$) a Pb/Fe $13 \cdot 10^{-4}$ (v UCC $4,7 \cdot 10^{-4}$). Zvýšené koncentrace Pb a Zn nalezneme na kaskádě rybníků – vypuštěném Pivovarském rybníce (profil ŠPP19), kde se poměry Zn/Fe pohybují v průměru okolo $45 \cdot 10^{-4}$ a Pb/Fe $26 \cdot 10^{-4}$.

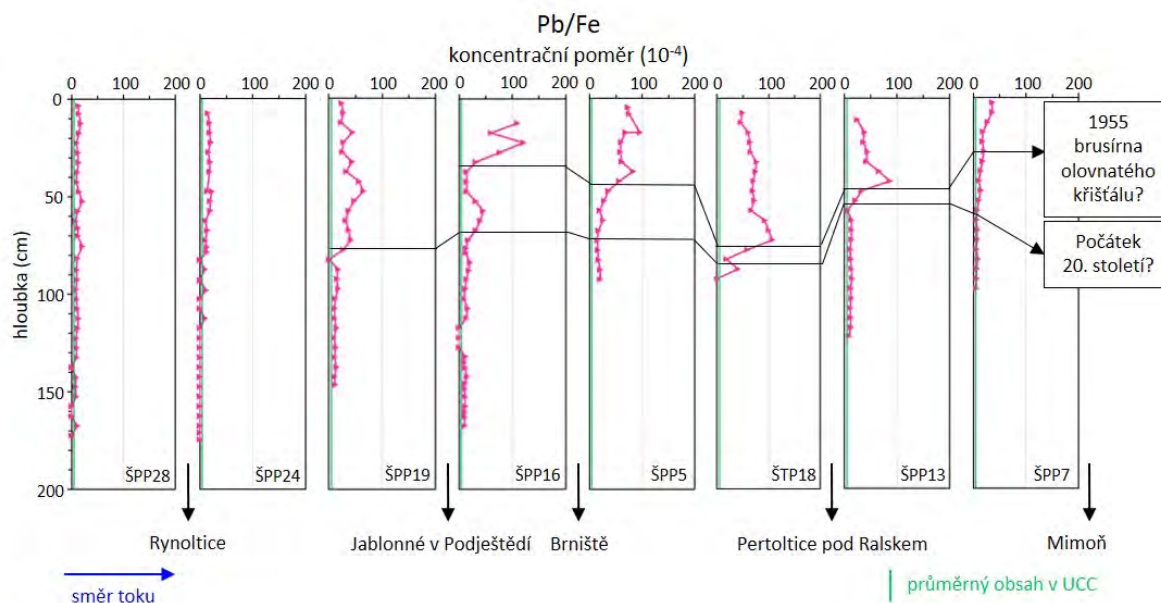
V úseku pod městem Jablonné v Podještědí (obr. 3, 4 - profil ŠPP16) je patrné značné navýšení koncentrace poměrů Pb/Fe, ale i Zn/Fe ve svrchní části nivního profilu. Maxima koncentrací Pb/Fe dosahují hodnot až $120 \cdot 10^{-4}$ (512 ppm Pb). Kontaminovaná vrstva je zde mocná několik decimetrů. Stejný hloubkový průběh má i poměr Zn/Fe (maximum $125 \cdot 10^{-4}$).

Pod zinkovnou v Brništi (obr. 3, 4) je očividný výrazný nárůst koncentrací poměru Zn/Fe, kdy přímo ve strouze vedoucí ze zinkovny (ŠPP5) bylo naměřeno v maximech $1420 \cdot 10^{-4}$ (3880 ppm Zn).

Dále po proudu směrem k Mímoni jsou patrné poměrně vysoké kontaminace jak Zn, tak i Pb (obr. 3, 4 - profily ŠTP18, ŠPP13, ŠPP7). Průměrné hodnoty poměrů Zn/Fe zde dosahují $70 \cdot 10^{-4}$ a Pb/Fe $35 \cdot 10^{-4}$. Profil ŠPP13 je odebrán v meandru odstaveném pravděpodobně v roce 1971, kdy bylo prohloubeno a narovnáno koryto Panenského potoka (Kronika Českého rybářského svazu MO Mimoň, dostupné na: <http://mocrs-mimon.webnode.cz/historie2/>, 2017). Maxima koncentrací poměrů Zn/Fe jsou tam $445 \cdot 10^{-4}$ a Pb/Fe $85 \cdot 10^{-4}$.



Obr. 3: Koncentrace poměrů Zn/Fe v nivních sedimentech Panenského potoka



Obr. 4: Koncentrace poměrů Pb/Fe v nivních sedimentech Panenského potoka

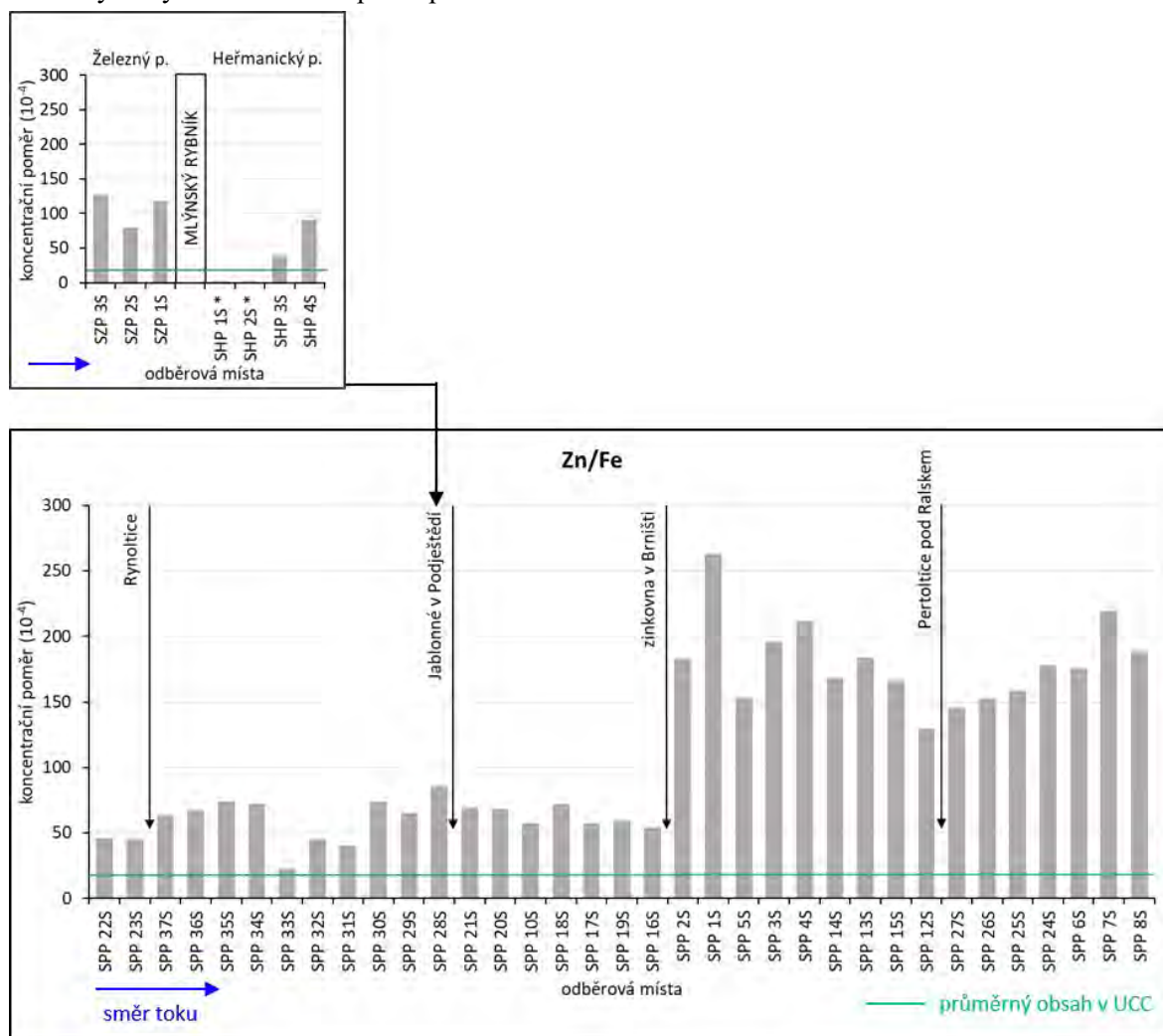
2.2 Korytové sedimenty

Obrázek 5 a 6 zobrazuje změny poměrů Zn/Fe a Pb/Fe podél toku Panenského potoka. Zjištěná kontaminace je obdobná jako u nivních sedimentů. Odběrová místa jsou opět seřazena od pramene po ústí do řeky Ploučnice. Obrázek 7 a 8 zobrazuje změny obsahu poměru Zn/Fe a Pb/Fe podél toku řeky Ploučnice (zde jsou odběrová místa seřazena od pramene po Českou Lípou). V obrázcích je zelenou linií zobrazen poměr Zn/Fe (obr. 5 a 7) a Pb/Fe (obr. 6 a 8) ve svrchní kontinentální kůře vypočítaný podle Rudnicka a Gaa (2003).

2.2.1 Obsahy Zn/Fe v sedimentech Panenského potoka

Poměr Zn/Fe je nad obcí Rynoltice (obr. 5) konstantní a pohybuje se na úrovni $45 \cdot 10^{-4}$. Pod obcí Rynoltice dochází k nárůstu poměru Zn/Fe skoro na dvojnásobek na přibližně $70 \cdot 10^{-4}$. Dále po proudu k zinkovně v Brništi jsou hodnoty poměru konstantní, v průměru $60 \cdot 10^{-4}$. K výraznému nárůstu

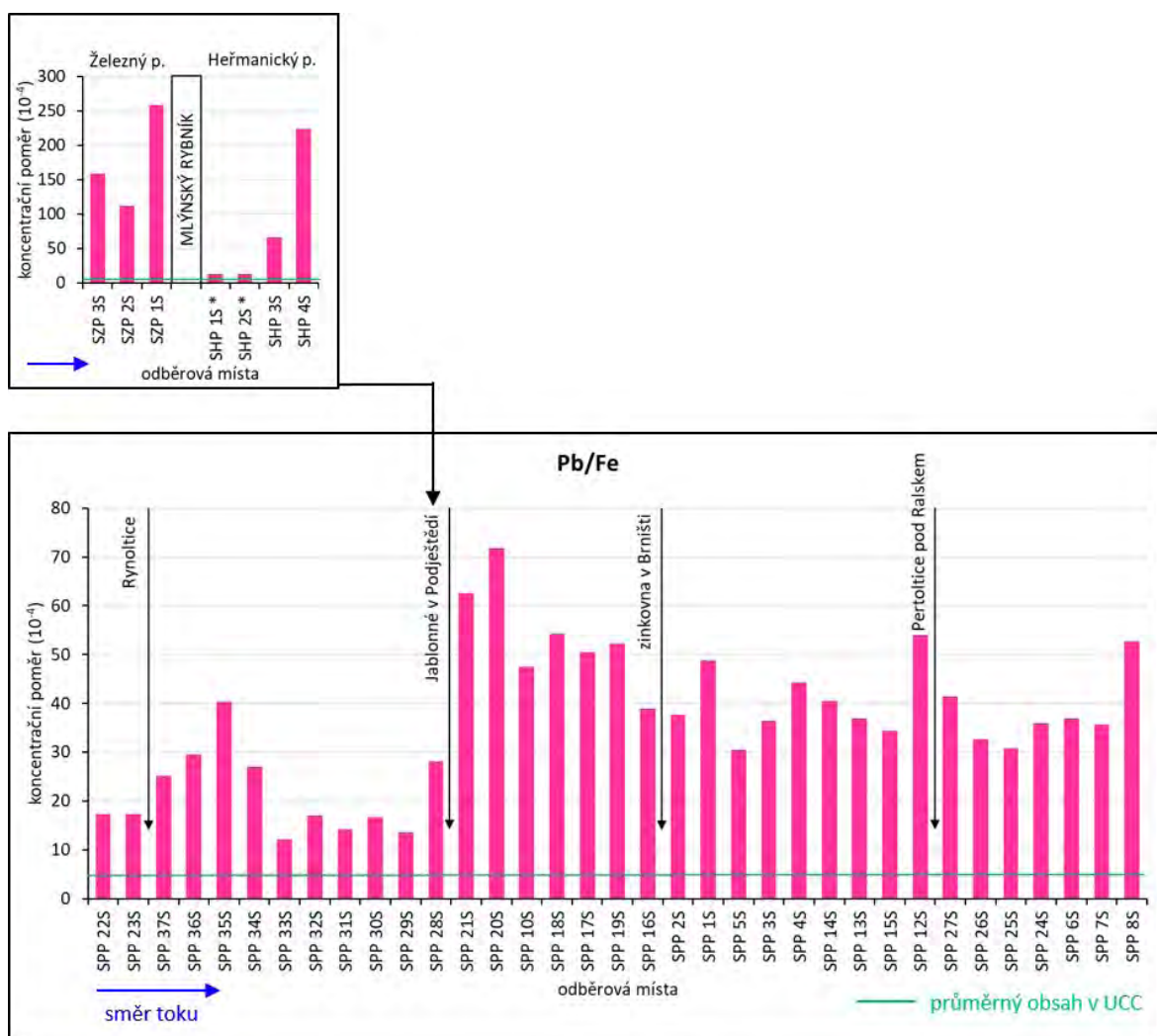
poměru Zn/Fe dochází pod zinkovnou v Brništi. Maxima Zn/Fe zde dosahují hodnot přes $260 \cdot 10^{-4}$ (odběrové místo ŠPP 1S). Níže po proudu jsou hodnoty relativně neměnné a průměrný poměr Zn/Fe je okolo $180 \cdot 10^{-4}$. Mírné kolísání můžeme pozorovat nad a pod městem Pertoltice pod Ralskem směrem k Mimonu. Je tedy patrné, že již před zinkovnou v Brništi je koncentrace Zn mírně zvýšená, avšak výrazný nárůst nastává právě pod ní.



Obr. 5: Poměr Zn/Fe v korytových sedimentech Panenského potoka

2.2.2 Obsahy Pb/Fe v sedimentech Panenského potoka

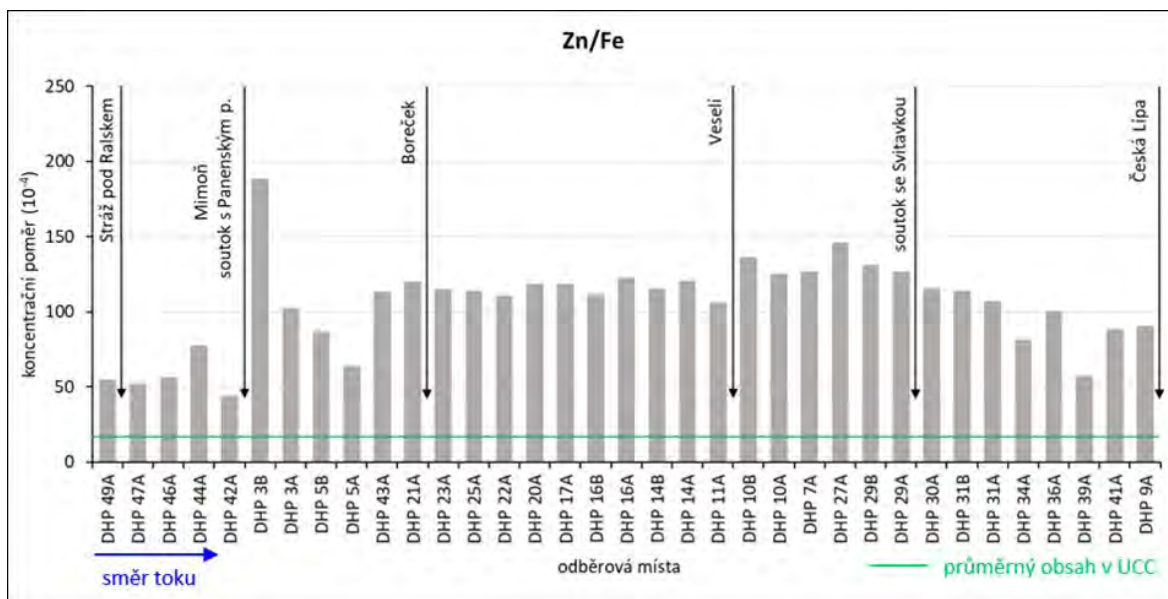
Na horním toku nad obcí Rynoltice (obr. 6) se poměr Pb/Fe pohybuje na $17 \cdot 10^{-4}$. Pod touto obcí dochází k nárůstu na průměrně $30 \cdot 10^{-4}$, maxima zde dosahují hodnot $40 \cdot 10^{-4}$ (50 ppm Pb). Následně dochází k mírnému poklesu, průměrně na $17 \cdot 10^{-4}$. Pod městem Jablonné v Podještědí, kde se vlévá Heřmanický potok (ten vytéká z Mlýnského rybníka, do kterého ústí Železný potok), je výrazná kontaminace Pb: poměr Pb/Fe je tam více než 10krát vyšší než UCC, tedy průměrně $56 \cdot 10^{-4}$, v maximu $70 \cdot 10^{-4}$. V Heřmanickém potoce je poměr Pb/Fe asi 40krát vyšší ($224 \cdot 10^{-4}$, 685 ppm Pb). Na Železném potoce nad Mlýnským rybníkem je kontaminace Pb ještě vyšší, poměr Pb/Fe zde dosahuje maxim přes $250 \cdot 10^{-4}$ - více než padesátinásobek průměru v UCC. Dále po proudu Panenského potoka (od zinkovny v Brništi po Mimon) jsou hodnoty rozkolísané a průměrný poměr Pb/Fe je asi $40 \cdot 10^{-4}$.



Obr. 6: Poměr Pb/Fe v korytových sedimentech Panenského potoka

2.2.3 Obsahy Zn/Fe v sedimentech Ploučnice

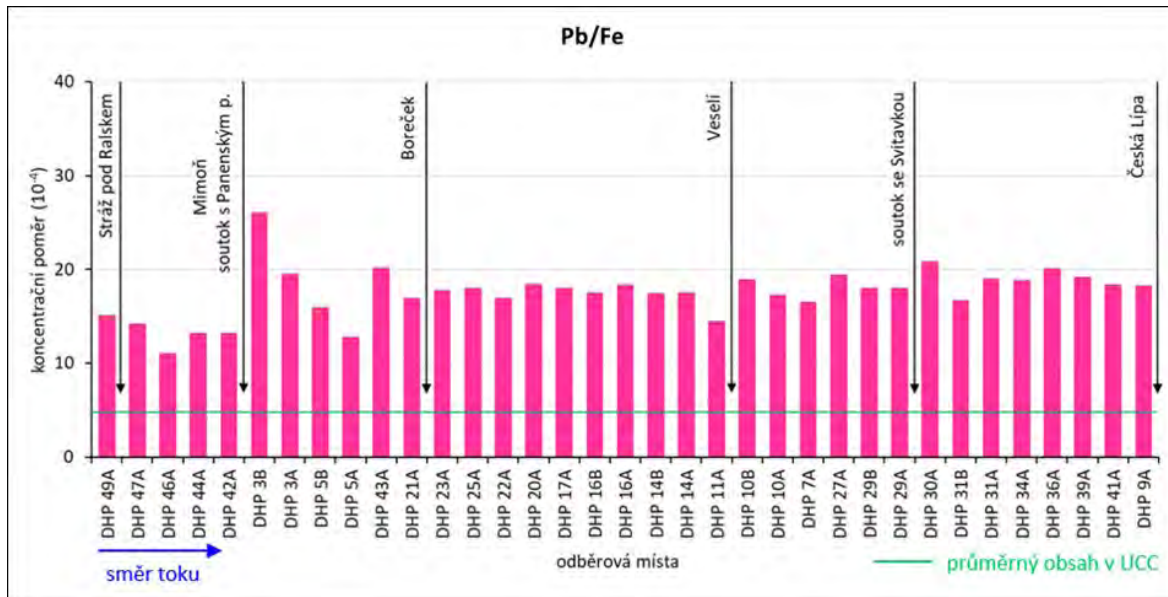
Horní tok řeky Ploučnice (nad a pod městem Stráž pod Ralskem) ukazuje poměrně konstantní hodnoty poměru Zn/Fe (obr. 7) okolo $50 \cdot 10^{-4}$ (přibližně 100 ppm Zn). Již před Mimoní dochází k mírnému zvýšení koncentrace. K výraznému nárůstu poměru Zn/Fe dochází právě pod Mimoní, kde je maximum $190 \cdot 10^{-4}$. Dále po proudu jsou hodnoty mírně rozkolísané, avšak průměrný poměr Zn/Fe je zde přibližně $120 \cdot 10^{-4}$. Směrem k České Lípě dochází k mírnému poklesu poměru Zn/Fe na průměrných $80 \cdot 10^{-4}$.



Obr. 7: Poměr Zn/Fe v korytových sedimentech Ploučnice

2.2.4 Obsahy Pb/Fe v sedimentech Ploučnice

Hodnoty poměru Pb/Fe (obr. 8) jsou v okolí Stráže pod Ralskem po Mimoň rozkolísané a pohybují se od $12 \cdot 10^{-4}$ do $15 \cdot 10^{-4}$. Přímo pod Mimoňí dochází k nárůstu poměru Pb/Fe na $25 \cdot 10^{-4}$ (58 ppm Pb). Dále po proudu směrem k České Lípě jsou hodnoty vcelku konstantní a poměr Pb/Fe je průměrně necelých $18 \cdot 10^{-4}$ (asi 40 ppm Pb).



Obr. 8: Poměr Pb/Fe v korytových sedimentech Ploučnice

3. Diskuze

3.1 Kontaminace nivních sedimentů Panenského potoka a Ploučnice

Z výsledků analýz nivních sedimentů vyplývá, že nad obcí Rynoltice nebyla uložena žádná historická kontaminace, protože se zde hodnoty poměru Zn/Fe a Pb/Fe pohybují na úrovni průměrného obsahu v zemské kůře. Nenachází se zde žádný známý zdroj znečištění.

Pod obcí Rynoltice jsou ale výsledky analýz obdobné (obsahy Pb a Zn jsou na úrovni UCC), i když se zde nachází potenciální zdroj kontaminace, a to firma na zpracování a recyklaci odpadů GESTA, a.s.. Domníváme se, že na tomto úseku pravděpodobně nedocházelo k rozlivu do nivy, protože se zde opravdu jedná o potok se šířkou koryta přibližně 50-70 cm a vysokými, strmými břehy ve tvaru „V“ (obr. 9). Břehy zde tvoří porost a kamenné paty, místy dlažby, které pochází z roku 1966 (List opatření: Revitalizace Panenského potoka po Rynoltice (OH110072), dostupné na: http://www.poh.cz/VHP/pdp/listy_opatreni/LO_pdf/OHL212062.pdf, 2017). Jemný materiál nesený potokem se tedy nejspíše ukládal až níž po proudu na kaskádě rybníků, kde na vypuštěném Pivovarském rybníce (profil ŠPP19) můžeme pozorovat nárůst koncentrací poměrů Zn/Fe a Pb/Fe. Kontaminace Zn má zde poměrně dlouhý a rostoucí nástup, kdy v hloubce 20-30 cm dosahuje poměr Zn/Fe maxim $110 \cdot 10^{-4}$ a následně dochází k prudkému poklesu koncentrací (obr. 4). Pb má poměrně rozkolísaný průběh, přesto od hloubky 15-20 cm k povrchu dochází k postupnému poklesu koncentrací (obr. 4), což je způsobeno překrytím čistším sedimentem a pravděpodobně ekologičtější přístupem firmy Purum s.r.o. (GESTA a.s.), současně to ale dokládá znečišťování v minulosti. Mezi oblastí pod obcí Rynoltice a Pivovarským rybníkem se nenachází žádný jiný známý zdroj kontaminace.



Obr. 9: Koryto pod Rynolticemi (foto Š. Tůmová 2017)

Pod městem Jablonné v Podještědí dochází k ostrému nástupu kontaminace Pb, která je pravděpodobně způsobena vlivem dřívější brusírny olovnatého křišťálu (od 50. let) (obr. 4 – profil ŠPP16).

Ve strouze vytékající ze zinkovny v Brništi jsme naměřili maxima koncentrací Zn (obr. 3 – profil ŠPP5). V hloubkovém profilu (obr. 3) jsou patrná dvě maxima. Domníváme se, že první maximum v hloubce 35-40 cm značí vrchol výroby před privatizací. Následuje opět pokles koncentrací poměru Zn/Fe, které bude patrně způsobeno novými šetrnějšími technologiemi. Otázkou je, jak docházelo k ukládání kontaminovaného sedimentu z objektu zinkovny a jaké množství kontaminace se skutečně dostalo dál do říčního systému Panenského potoka. Bohužel v roce 1971 došlo k prohloubení koryta, likvidaci meandrů a narovnání toku od Grunova až na konec Pertoltic pod Ralskem (Kronika Českého rybářského svazu MO Mimoň, dostupné na: <http://mocrs-mimon.webnode.cz/historie2/>, 2017). Následkem toho pravděpodobně došlo k zaříznutí koryta a omezení rozlivu a sedimentace v nivě (Tůmová, 2015). Koryto je na těchto místech široké cca 6 m a hluboké s poměrně vysokými ostrými břehy (obr. 10), což prakticky vylučuje existenci souvisle ukládaného sedimentárního archívu z posledních desetiletí někde v nivě.



Obr. 10: Prohloubené koryto (foto Š. Tůmová 2016, 2017)

V profilu ŠPP13 (obr. 3, 4) v tomto úseku řeky bylo proto možné zachycení kontaminace před rokem 1971. Profil totiž byl odebrán ve starém meandru, který byl toho roku odstaven. Koncentrace poměru Zn/Fe dosahují na povrchu maxim $445 \cdot 10^{-4}$ (1357 ppm Zn) a poměr Pb/Fe dosahuje maxim $85 \cdot 10^{-4}$ (203 ppm Pb) v hloubce 40-45 cm.

Směrem po proudu od zinkovny v Brništi je patrná kontaminace jak Pb, tak i Zn (obr. 3, 4 - profily ŠTP18, ŠPP13, ŠPP7). Poměry Zn/Fe mají v profilech postupný růst koncentrací směrem k povrchu, kdežto koncentrace poměru Pb/Fe mají rychlý nástup, po kterém následuje postupný pokles. Přestože zde historické koncentrace Zn a Pb nedosahují takových hodnot jako přímo pod zdroji kontaminace, tedy zinkovnou v Brništi či brusírnou v Jablonném v Podještědí, je podle našeho názoru znečištění Panenského potoka před soutokem s Ploučnicí pořád tak vysoké, že přispívalo ke kontaminaci Ploučnice.

K největšímu znečišťování říčního systému Ploučnice olovem a zinkem pod Mimoní docházelo v době vrcholu znečištění z těžby uranu (Majerová a kol., 2013; Matys Grygar a kol., 2014, 2016). Sedimentárními záznamy z tohoto období v nivě těsně pod Mimoní se zabývala Slabá (2015). Poměr Zn/Fe tam dosahuje v maximech $400 \cdot 10^{-4}$ (při asi 800 ppm Zn) a poměr Pb/Fe $46 \cdot 10^{-4}$ (při asi 70 ppm Pb). Znečištěním na Borečku, tedy dále po proudu Ploučnice se podrobně zabýval Hošek (2014), který našel ve vrstvách s maximálním znečištěním uranem také maxima poměrů Zn/Fe $300 \cdot 10^{-4}$ (400 ppm Zn) a poměr Pb/Fe necelých $50 \cdot 10^{-4}$, tedy hodnoty srovnatelné s maximy nalezenými Slabou (2015). Maximální nalezené poměry Pb/Fe a Zn/Fe v nivě na dolním toku Panenského potoka (obr. 3, 4 - profily ŠTP18, ŠPP13) jsou podobné maximům v nivě Ploučnice pod Mimoní a na Borečku. Je tedy obtížné rozlišit význam vlivu těžby uranu na Strážsku a ostatních zdrojů v povodí Panenského potoka, protože k tomu bychom museli mít bilanci toků pevných částic transportovaných oběma toky.

Jak již bylo řečeno, v obou popsáních případech v nivě Ploučnice (Slabá, 2014; Hošek, 2015) se maxima Pb a Zn nacházela ve stejných hloubkách jako maxima obsahu U, ovšem zatímco koncentrace U pak směrem k povrchu prudce klesaly, koncentrace Zn a Pb (poměry Zn/Fe a Pb/Fe) klesaly mnohem mírněji a dodnes zůstávají poměrně vysoké. Je tedy jasné, že po ukončení těžby uranu se v nivě Ploučnice, pokud jde o Pb a Zn uplatňovaly hlavně zdroje z povodí Panenského potoka.

3.2 Kontaminace korytových sedimentů

3.2.1 Kontaminace Zn

Na obrázku 11 je znázorněn poměr Zn/Fe korytových sedimentů Panenského potoka ve srovnání s korytovými sedimenty Ploučnice (Hrubešová, 2017).

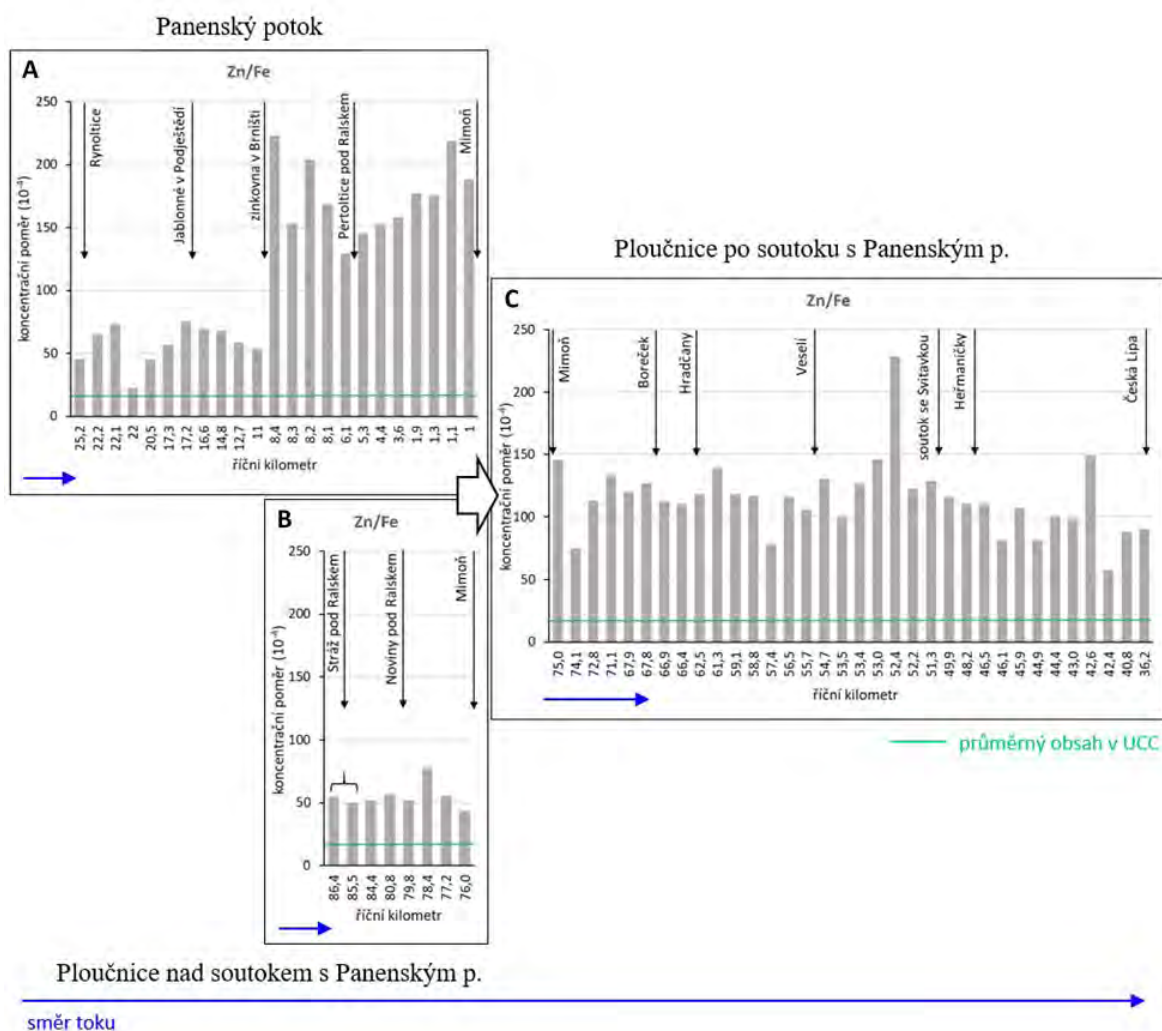
V korytových sedimentech Panenského potoka (obr. 11A), je pod obcí Rynoltice mírný nárůst – tento jev není pod městy nic neobvyklého vzhledem ke spalování uhlí, odpadů a blízkosti silnice (v tomto případě E442 do Liberce). Pravděpodobný je i zde vliv podniku na zpracování a recyklaci odpadů v Rynolticích. Výrazný nárůst koncentrací poměru Zn/Fe je vidět právě pod zinkovnou v Brništi, kde

jsou maxima poměru Zn/Fe $230 \cdot 10^{-4}$ (13x větší hodnoty než obsah ve svrchní zemské kůře). Před Mimoní, na říčním kilometru 2–1, jsou hodnoty poměru Zn/Fe v průměru $190 \cdot 10^{-4}$.

Při pohledu na koncentrace zinku v Ploučnici nad soutokem s Panenským potokem (obr. 11B) jsou zde hodnoty poměrně nízké (v porovnání s UCC i s Panenským potokem) a konstantní, v průměru $50 \cdot 10^{-4}$.

Po soutoku Ploučnice s Panenským potokem v Mimoní (obr. 11C) si lze všimnout výrazného nárůstu koncentrace poměru Zn/Fe. Hodnoty jsou zde přibližně o polovinu vyšší než nad soutokem. Poměr Zn/Fe je relativně konstantní a pohybuje se v průměru na $120 \cdot 10^{-4}$. Navýšení lze vidět hned po soutoku na 75. říčním kilometru (obr. 11C), kde koncentrace poměru Zn/Fe dosahuje $150 \cdot 10^{-4}$. Pravděpodobně se jedná o vliv čistíčky odpadních vod v Mimoní, za jejíž výpustí byl tento odběr proveden (Hrubešová, 2017). Směrem na Českou Lípu nastává mírný pokles koncentrace poměru Zn/Fe, to je s největší pravděpodobností způsobeno ředěním sedimentů břehovou erozí.

Dle výše zmíněného se domnívám, že kromě těžby uranu je hlavním zdrojem kontaminace Panenského potoka ale i Ploučnice zinkem podle všeho zinkovna v Brništi, dnes možná hlavně přepracovávání znečištěných sedimentů pod zinkovnou.



Obr. 11: Poměr Zn/Fe v korytových sedimentech Panenského potoka a Ploučnice

3.2.2 Kontaminace Pb

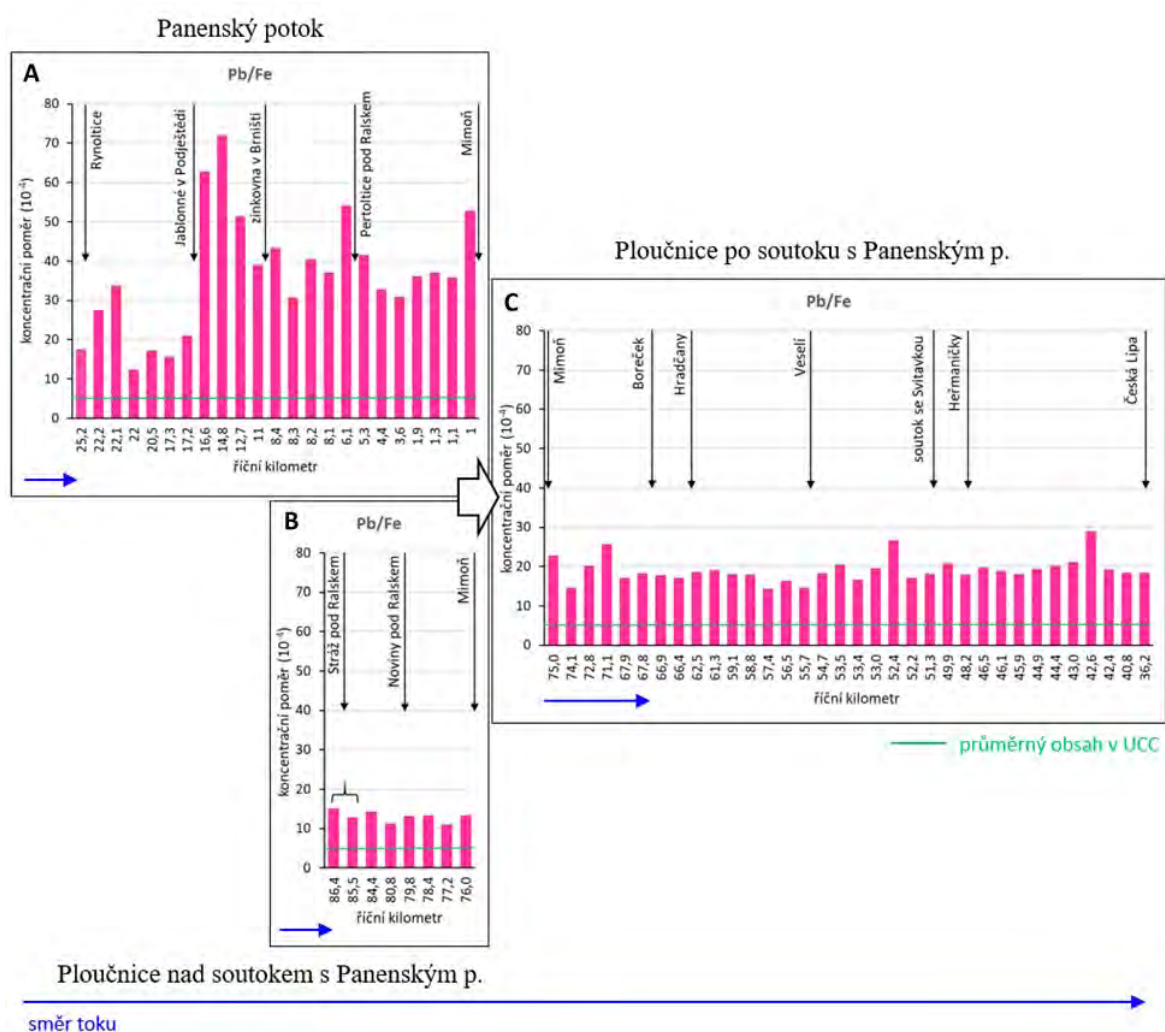
Při pohledu na poměr Pb/Fe (obr. 12A) v korytových sedimentech Panenského potoka je patrný nárůst opět pod obcí Rynoltice, kde poměr Pb/Fe dosahuje maxima $34 \cdot 10^{-4}$. Hlavní nárůst nastává právě pod městem Jablonné v Podještědí, kde se do Panenského potoka vlévá Heřmanický potok. Ten vytéká z Mlýnského rybníka, do kterého vtéká Železný potok, který odvodňuje brusírnou olovnatého

křišťálu, provozovanou od 50. let minulého století. Poměr koncentrací Pb/Fe je pod místem soutoku s Heřmanickým potokem přibližně $70 \cdot 10^{-4}$, což je 15x více než obsah ve svrchní zemské kůře. Na říčním kilometru 2–1 před soutokem s Ploučnicí v Mimoně je průměrný poměr Pb/Fe $40 \cdot 10^{-4}$.

Nad soutokem Ploučnice s Panenským potokem (obr. 12B) jsou hodnoty poměru Pb/Fe relativně konstantní, přibližně 3x vyšší než v UCC.

Pod soutokem Ploučnice s Panenským potokem (obr. 12C) lze sledovat o třetinu vyšší hodnoty poměru Pb/Fe než v Ploučnici nad soutokem. Hodnoty Pb/Fe pod soutokem jsou skoro konstantní a jejich průměr poměru Pb/Fe je $19 \cdot 10^{-4}$.

Vysoké koncentrace olova v Panenském potoce tedy vysvětlují nárůst poměru Pb/Fe v Ploučnici pod soutokem s Panenským potokem. Domnívám se, že je to právě vlivem dřívějšího sklářského průmyslu, který se jeví (vzhledem k vysokým koncentracím Pb) jako trvalý zdroj kontaminace.



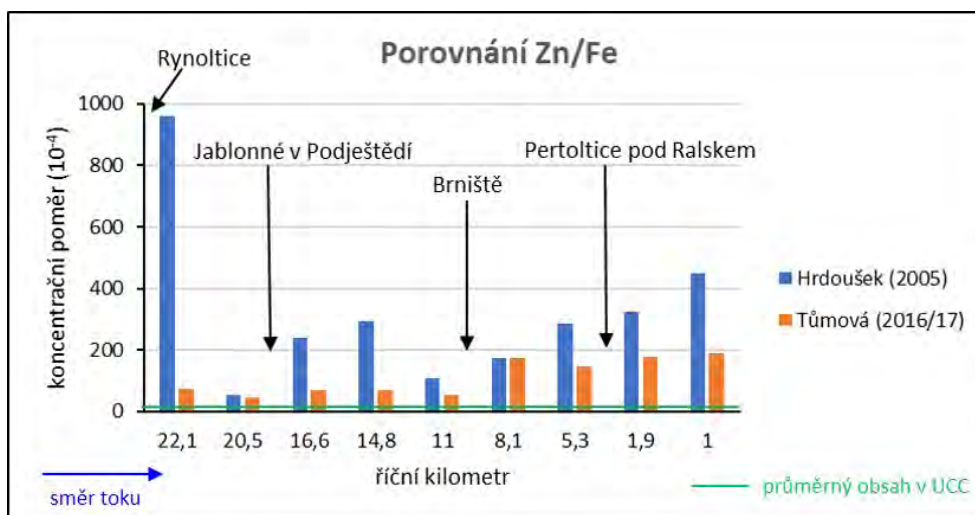
Obr. 12: Poměr Pb/Fe v korytových sedimentech Panenského potoka a Ploučnice

3.3 Porovnání vývoje znečištění korytových sedimentů v čase

Výsledky analýz korytových sedimentů Panenského potoka a také Ploučnice (Hrubešová, 2017) byly porovnány s výsledky starších analýz Buňatové (1993) a Hrdouška (2005). Tato odběrová místa byla porovnávána s místy odběru uváděných v této práci a na základě toho zvoleny přibližně odpovídající nejbližší říční kilometry.

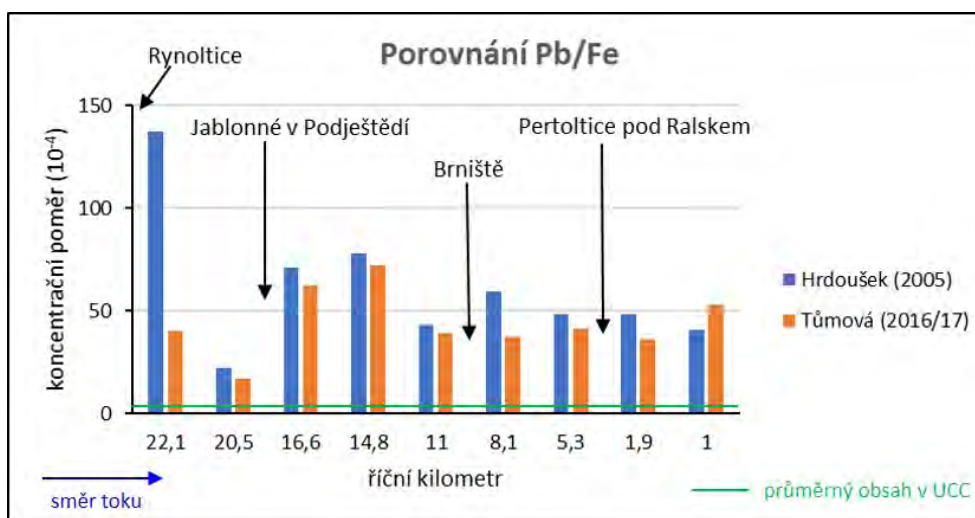
3.3.1 Panenský potok

Obrázek 13 znázorňuje změny poměru Zn/Fe v letech 2005 a 2016/17. Při srovnání poměrů Zn/Fe je patrný výrazný pokles koncentrací (u většiny minimálně na polovinu oproti roku 2005). Nejvýraznější pokles je vidět na 22,1 říčním kilometru pod obcí Rynoltice. Poměr Zn/Fe vypočtený z dat, uváděných Hrdouškem (2005), zde byl $960 \cdot 10^{-4}$ oproti současnému $73 \cdot 10^{-4}$. V průběhu zhruba jednoho desetiletí zde tedy nastal pokles o víc než jeden řád. Přesto při srovnání současného poměru Zn/Fe s UCC $17 \cdot 10^{-4}$ je i dnes v tomto úseku poměr přibližně čtyřnásobný. Je zřejmé, že před asi deseti lety byl v Rynolticích poměrně významný zdroj znečištění zinkem.



Obr. 13: Porovnání poměru Zn/Fe v roce 2005 a 2016/17

Při srovnání poměrů Pb/Fe (obr. 14) došlo v minulém desetiletí k podstatně menšímu poklesu než u Zn. Největší pokles lze opět pozorovat na 22,1 říčním kilometru (stejně jako v případě porovnání poměru Zn/Fe). Pokles není tak markantní jako v případě poměru Zn/Fe, ale přesto je dost výrazný. Koncentrace poměru Pb/Fe byla v roce 2005 $140 \cdot 10^{-4}$, nyní je kolem $40 \cdot 10^{-4}$, tedy pokles skoro na čtvrtinu.



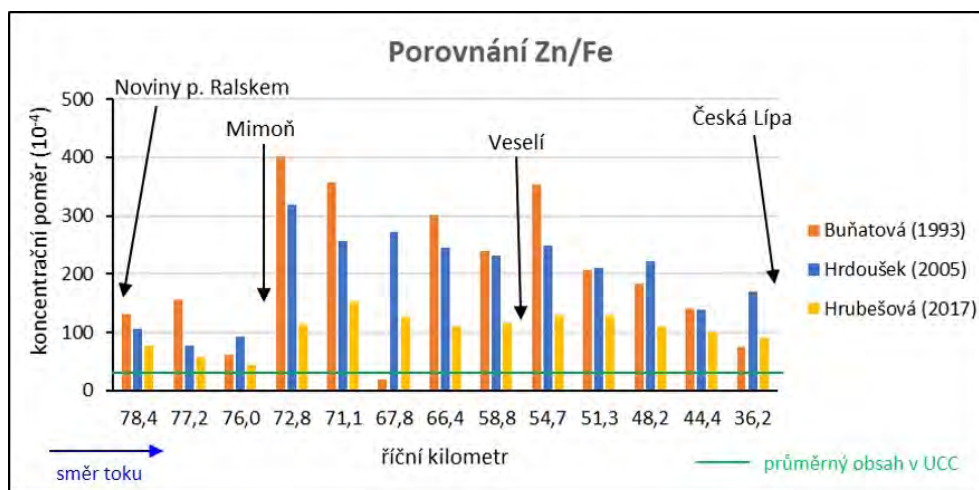
Obr. 14: Porovnání poměru Pb/Fe v roce 2005 a 2016/17

V případě tohoto vzorku z říčního kilometru 22,1 pod Rynolticemi (kde je vidět největší pokles u obou poměrů (obr. 13, 14)) je velice pravděpodobné, že tento vzorek od Hrdouška (2005) byl odebrán na ještě nerevitalizovaném úseku Panenského potoka. Revitalizace byla dokončena v roce 2015

(List opatření: Revitalizace Panenského potoka po Rynoltice, dostupné na: http://www.poh.cz/VHP/pdp/listy_opatreni/LO_pdf/OHL212062.pdf, 2017). Z této skutečnosti a vysokých historických rozdílů koncentrací jednotlivých poměrů pod obcí Rynoltice, vyplývá tedy pravděpodobný vliv podniku na zpracování a recyklaci odpadů v Rynolticích (do roku 1992 koncernový podnik Československého uranového průmyslu).

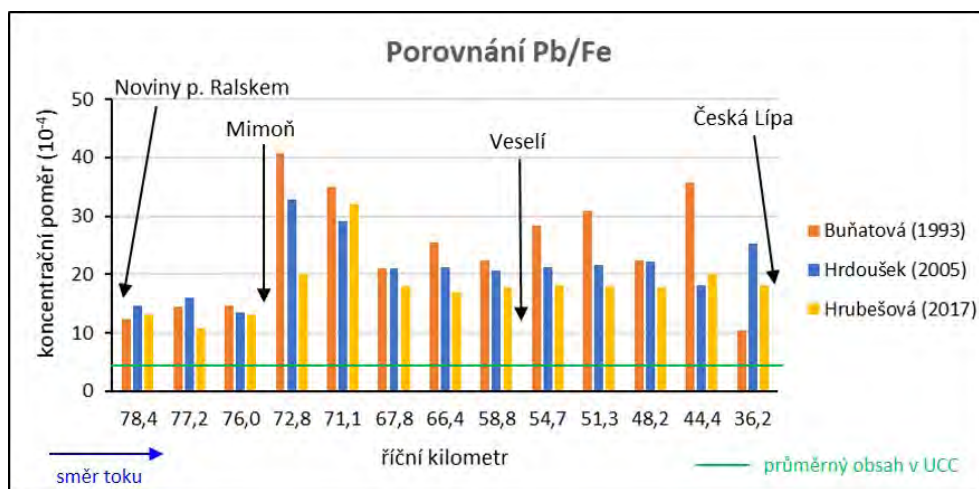
3.3.2 Ploučnice

Na obrázku 15 je pokles poměru Zn/Fe mezi lety 1993 a 2016, a to asi na polovinu. Nejvýraznější pokles koncentrací poměru Zn/Fe nastává pod Mimoní, na říčním kilometru 72,8. Ten bude pravděpodobně způsoben snížením antropogenním vlivem Mimoně (Hrubešová, 2017).



Obr. 15: Porovnání poměru Zn/Fe v letech 1993, 2005 a 2017

V případě srovnání poměrů Pb/Fe (obr. 16) z let 2005 a 2016 nastal pokles jen minimální, se dvěma výjimkami, a to pod Mimoní na říčním kilometru 72,8 a před Českou Lípou na říčním kilometru 36,2. Ovšem při porovnání koncentrací jednotlivých poměrů v roce 1993 a 2016, nastal zřetelný pokles ve většině případů přibližně o třetinu. Nejnápadnější rozdíl je opět pod Mimoní, kdy koncentrace poměru Pb/Fe z roku 1993 je $40 \cdot 10^{-4}$ a v roce 2016 o polovinu nižší, tedy $20 \cdot 10^{-4}$. Nicméně koncentrace Pb jsou stále více než čtyřnásobné oproti UCC.



Obr. 16: Porovnání poměru Pb/Fe v letech 1993, 2005 a 2017

4. Závěry

Analýzy nivních i korytových sedimentů ukazují až překvapivé znečištění Zn a Pb v současném korytě Panenského potoka. Potvrdil se vliv zinkovny v Brništi, která dnes patří k hlavním zdrojům kontaminace Zn Panenského potoka. Může při tom jít i o přepracování starších uloženin znečištěných provozem zinkovny už v minulosti. Dřívější analýzy korytových sedimentů a současná analýza starších sedimentů pod Rynolticemi (ŠPP19) ale ukazují, že v minulosti hrál roli zdroj Zn i provoz podniku GESTA a.s. nebo jeho předchůdců.

Pod městem Jablonné v Podještědí jsme našli vysoké koncentrace Pb (až 15krát vyšší, než je průměrné složení zemské kůry). Projevuje se zde výrazný vliv dřívějšího sklářského průmyslu (brusírna olovnatého křišťálu), který měl provoz na Železném potoce (přes Heřmanický potok je to přítok Panenského potoka) – v této oblasti jsou v korytových sedimentech koncentrace Pb až 50krát vyšší než obsah v zemské kůře. Vzhledem k vysokým koncentracím Pb v Panenském potoce se sklářský průmysl jeví jako trvalý zdroj kontaminace, ačkoli olovnatý křišťál se už zde nevyrobí a ani nebrousí. Někde v říčním systému Panenského potoka či jeho přítoků došlo v minulosti ke kumulaci znečištění, které se odtud pořád vyplavuje.

Současné znečištění Pb a Zn v Ploučnici už dnes tedy není hlavně důsledkem historické těžby uranu. Koncentrace Zn a Pb v Ploučnici jsou po soutoku s Panenským potokem přibližně o třetinu vyšší než před soutokem. Je tedy patrný vliv kontaminace Panenského potoka na kontaminaci Ploučnice.

Při porovnání současných analýz sedimentů s historickými výsledky získanými Buňatovou (1993) a Hrdouškem (2005) jsme zjistili, že dochází k poklesu koncentrací Zn a Pb v čase. Maximální znečištění nivních sedimentů Ploučnice zinkem ale v úseku pod Mimoní a na Borečku nastalo v době vrcholu znečišťování z těžby uranu, později pak jen velmi mírně klesalo v důsledku přetrvávajícího vlivu zdrojů v povodí Panenského potoka.

Poděkování

Práce byla vypracována na základě podpory studentského grantového projektu „Historický vývoj znečištění řeky Ploučnice“ z Univerzity Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem a projektu GAČR č. 15-00340S. Laboratorní analýzy byly provedeny v Laboratoři environmentální geochemické analýzy na ÚACH v Řeži, jmenovité poděkování patří P. Vormovi a M. Maříkové.

Seznam literatury

BRANDVOLD A. LYNN, MCLEMORE T. VIRGINIA (1998) A study of the analytical variation of sampling and analysis of stream-sediments from areas contaminated by mining and milling. *Journal of Geochemical Exploration* 64, pp. 185–196.

BUŇATOVÁ V. (1993) Kontaminace říčních a nivních sedimentů řeky Ploučnice těžkými kovy. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha.

CONCAS A., ARDAU C., CRISTINI A., ZUDDAS P., CAO G. (2006) Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere* 63, pp. 244–253.

ČESKÝ RYBÁŘSKÝ SVAZ MO MIMONĚ (2017) Vybráno z kroniky 2. část. Online na: <http://mocrs-mimon.webnode.cz/historie2/>. [cit.2017–10–06]

EMAILOVÁ KOMUNIKACE s p. Truxou z firmy Apollo Metal ze dne 26.2.2017

ETTLER V., MIHALJEVIČ M., ŠEBEK O., MOLEK M., GRYGAR T., ZEMAN J. (2006) Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. *Environmental Pollution* 142, pp. 409–417.

- FAMĚRA M., BÁBEK O., MATYS GRYGAR T., NOVÁKOVÁ T. (2013) Distribution of heavy-metal contamination in regulated river-channel deposits: a magnetic susceptibility and grainsize approach; River Morava, Czech Republic, *Water Air and Soil Pollution* 224(5), pp. 15–25.
- FÖRSTNER U. (2004) Traceability of sediment analysis. *Trends in Analytical Chemistry* 23, pp. 217–236.
- GOSAR M., MILER M. (2011) Anthropogenic metal loads and their sources in stream sediments of the Meža River catchment area (NE Slovenia). *Applied Geochemistry* 26, pp. 1855–1866.
- HANSLÍK E., MANSFELD A., JUSTÝN J., MOUCHA V., ŠIMONEK P. (2002) Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966-2000. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka Praha, str. 148, ISBN 80-85900-43-2.
- HANSLÍK E., MOUCHA V., NEZNAL M. A KOL. (1990) Kontaminace litorálního pásma Ploučnice radioaktivními látkami. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka Praha, str. 23,
- HILLIER, S., SUZUKI, K., COTTER-HOWELLS, J. (2001) Quantitative determination of cerussite (lead carbonate) by X-ray powder diffraction and interferences for lead speciation and transport in stream sediments from a former lead mining area in Scotland. *Applied Geochemistry* 16, pp. 597–608.
- HOŠEK M. (2014) Kontaminace nivy Ploučnice těžkými kovy ve vztahu k její architektuře. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha.
- HRDOUŠEK F. (2005) Těžké kovy v sedimentech Panenského potoka a středního toku Ploučnice. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha.
- HRUBEŠOVÁ D. (2017) Analýza znečištění korytových sedimentů Ploučnice. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.
- HUDSON-EDWARDS, K.A., MACKLIN, M.G., CURTIS, C.D., VAUGHAN, D.J. (1996) Processes of formation and distribution of Pb-, Zn-, Cd-, and Cu-bearing minerals in the Tyne Basin, Northeast England: implications for metalcontaminated river systems. *Environmental Science and Technology* 30, pp. 72–80.
- CHOE E., FREEK VAN DER MEER, FRANK VAN RUITENBEEK, HARALD VAN DER WERFF, BOUDEWIJN DE SMETH, KYOUNG-WOONG K. (2008) Mapping of heavy metal pollution in stream sediments using combined geochemistry, field spectroscopy, and hyperspectral remote sensing: A case study of the Rodalquilar mining area, SE Spain. *Remote Sensing of Environment* 112, pp. 3222–3233.
- KAFKA J. (editor) (2003) Rudné a uranové hornictví České republiky. Nakladatelství ANAGRAM s.r.o, DIAMO, str. 647, ISBN 80-86331-67-9.
- KIM K.-W., MYUNG J.-H., AHN J.S., CHON H.-T. (1998) Heavy metal contamination in dusts and stream sediments in the Taejon area, Korea. *Journal of Geochemical Exploration* 64, pp. 409–419.
- KOLÁŘ J. (2004) Distribuce vybraných těžkých kovů v sedimentech horního toku Ploučnice. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha.
- KÜHN J. (1996) Distribuce uranu a vybraných těžkých kovů v sedimentech údolní nivy Ploučnice. Disertační práce, Přírodovědecká fakulta, Karlova Univerzita, Praha.
- KÜHN P. (1997) Radioaktivní znečištění údolní nivy Ploučnice v bývalém VVP Ralsko. *Bezděz 5, Okresní vlastivědné museum Česká Lípa, Czech Republic*, ISBN 80-900896-4-X.
- MACKLIN M.G., BREWER P.A., HUDSON-EDWARDS K.A., BIRD G., COULTHARD T.J., DENNIS I.A., LECHLER P.J., MILLER J.R., TURNER J.N. (2006) A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining. *Geomorphology* 79, pp. 423–447.

MAJEROVÁ L., MATYS GRYGAR T., ELZNICOVÁ J. (2013) Znečištění nivních sedimentů řeky Ploučnice v oblasti Mimoně a České Lípy rizikovými prvky. *Studia OECOLOGICA* ročník VII, číslo 2, Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.

MATYS GRYGAR T., SVĚTLÍK I., LISÁ L., KOPTÍKOVÁ L., BAJER A., WRAY S.D., ETTLER V., MIHALJEVIČ M., NOVÁKOVÁ T., KOUBOVÁ M., NOVÁK J., MÁČKA Z., SMETANA M. (2010) Geochemical tools for the stratigraphic correlation of floodplain deposits of the Morava River in Strážnické Pomoraví, Czech Republic from the last millenium. *CATENA* 80, pp. 106–121.

MATYS GRYGAR T., NOVÁKOVÁ T., BÁBEK O., ELZNICOVÁ J., VADINOVÁ N. (2013) Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: A case study on the Jizera River, Czech Republic. *Science of the Total Environment* 452-453, pp. 233–245.

MATYS GRYGAR T., ELZNICOVA J., BÁBEK O., HOŠEK M. (2014) Obtaining isochrones from pollution signals in a fluvial sediment record: A case study in a uranium-polluted floodplain of the Ploučnice River, Czech Republic. *Applied Geochemistry* 48, pp. 1–15.

MATYS GRYGAR T., ELZNICOVÁ J., TŮMOVÁ Š., FAMĚRA M., KISS T. (2016) Floodplain architectures of an actively meandering river (the Ploučnice River, the Czech Republic) as revealed by the distribution of pollution and electrical resistivity tomography. *Geomorphology* 254, pp. 41–56.

MATYS GRYGAR, T., POPELKA, J. (2016) Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration* 170, pp. 39–57.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2017) Vyjádření dle § 11, odst. 2 zákona č. 76/2002 Sb. o integrované prevenci k žádosti o vydání integrovaného povolení, GESTA a.s. Rynoltice. Online na: <http://www.mzp.cz/www/ippc.nsf/> [cit.2016–14–12]

NOTEBAERT B., HOUBRECHTS G., VERSTRAETEN G., BROOThAERTS N., HAECKX J., REYNDERS M., GOVERS G., PETIT F., POESEN J. (2011) Fluvial architecture of Belgian river systems in contrasting environments: implications for reconstructing the sedimentation history. *Netherlands Journal Of Geosciences* 90-1, pp. 31–50.

NOVÁKOVÁ T., MATYS GRYGAR T., ELZNICOVÁ J. (2014) Analýza sedimentárních záznamů – hodnocení kontaminace nivních sedimentů. Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.

ODUKOYA M. ABIODUN A AKANDE OLUMUYIWA (2015) Metal contamination assessment in the urban stream sediments and tributaries of coastal area southwest Nigeria. *Chin. J. Geochem* 34(3), pp. 431–446.

PAVLAS, P. (2015) Geomorfologické sledování dílčích procesů eroze a sedimentace ve vybraném úseku přirozeně meandrujícího toku Ploučnice. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.

PESTANA M.H.D., MILTON L.L., TEIXEIRA E.C. (1997) Heavy metals in stream sediments from copper and gold mining areas in southern Brasil. *Jornal of Geochemical Exploration* 58, pp. 133–143.

POVODÍ OHŘE (2014) Dokumentace oblastí s významným povodňovým rizikem. Zpráva - Panenský potok. Online na: http://www.poh.cz/VHP/pdp/OsVPR/DOsVPR/10100181_1_POH-37_Panensky.pdf. [cit.2016–13–12]

POVODÍ OHŘE (2017) List opatření: Revitalizace Panenského potoka po Rynoltice. Online na: http://www.poh.cz/VHP/pdp/listy_opatreni/LO_pdf/OHL212062.pdf. [cit.2017–2–03]

PRECIOSA A.S. (2017) Historie skupiny PRECIOSA. Online na : <https://www.preciosa.com/cs/history> [cit.2017–10–03]

RUDNICK R., GAO, S. (2003) Composition of the continental crust. In: Rudnick, R.L., Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *The Crust Treatise on Geochemistry 3*. Elsevier–Pergamon, Oxford, pp. 1–64.

SEKABIRA K., ORYEM ORIGA H., BASAMBA T. A., MUTUMBA G., KAKUDIDI E. (2010) Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 7 (3), pp. 435–446.

Sine nomine (2017) Historie obce Rynoltice. Online na : <http://www.rynoltice.cz/zajimavosti/historie/> [cit.2017–3–02]

SLABÁ E. (2015) Posouzení navržených revitalizačních opatření řeky Ploučnice u Mimoně z hlediska remobilizace historické kontaminace. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.

SLEZÁK J. (2001) Historie těžby uranu v oblasti Stráže pod Ralskem v severočeské křídě a hydrogeologie. Sborník geologických věd – hydrogeologie, inženýrská geologie, 21, ČGÚ Praha, str. 5–36.

SWENNEN R., VAN DER SLUYS J. (1998) Zn, Pb, Cu and As distribution patterns in overbank and medium-order stream sediment samples: their use in exploration and environmental geochemistry. *Journal of Geochemical Exploration* 65, pp. 27–45.

TŮMOVÁ Š. (2015) Kontaminace nivních sedimentů řeky Ploučnice těžkými kovy a uranem. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.

ÚSTNÍ SDĚLENÍ p. Kouckého ze společnosti Preciosa a.s. v Jablonci nad Nisou ze dne 26.4.2017.

VÍCHOVÁ A. (2012) Rybníční soustava a historická vodní díla mezi Jablonným a Lemberkem. Bakalářská práce. FP-TUL. Liberec.

WALLING, D.E., HE, Q., (1997) Use of fallout Cs-137 in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains. *Catena* 29 (3–4), pp. 263–282.

VÝBĚR SIMULANTŮ BOJOVÝCH OTRAVNÝCH LÁTEK A LABORATORNÍ ZKOUŠKY JEJICH TERMICKÉ DESORPCE ZE ZASAŽENÝCH MATRIC

SELECTION OF CHEMICAL WARFARE AGENTS SURROGATES FOR LABORATORY TESTS OF ITS THERMAL DESORPTION FROM POLLUTED MATRICES

Marek ŠVÁB,¹ Barbora ŠTĚPÁNOVÁ¹, Jiří KROUŽEK², Václav DURĎÁK²

¹Dekonta a.s., Oddělení VaV, Dřetovice, Stehelčevy, 400 96, Česká republika, svab@dekonta.cz

²University of Chemistry and Technology, Technická 5, 166 28 Praha, Česká Republika

Abstrakt

Článek se zabývá použitím technologie termické desorpce při dekontaminaci tuhých matric zasažených bojovými otravnými látkami. Pro testy byly vybrány simulanty vytipovaných výše-vroucích bojových otravných látek, jejichž klíčové fyzikálně-chemické vlastnosti jsou podobné. Zvolenými látkami byl diethyl ftalát a diethyl malonát. S těmito simulanty byly provedeny laboratorní testy, kdy po řízené kontaminaci tuhých matric různého druhu, došlo k následné termické desorpci při teplotách až 300 °C s využitím duplikátorového nebo mikrovlnného ohřevu. Ačkoli rychlá hydrolyza diethylmalonátu komplikovala vyhodnocení výsledků, testy prokázaly vysokou účinnost odstranění simulantů BOL při obou způsobech ohřevu.

Abstract

The study relates to the application of thermal desorption technology for decontamination of solid matrixes exposed to chemical warfare agents. Chemical warfare agents of interest were low-volatile types and experiments were carried out by use of its simulants having similar physical-chemical properties. The selected surrogates were diethylphtalate and diethylmalonate. Experiments were carried out with model solid matrixes in laboratory apparatuses equipped by two types of the heating systems: duplicator and microwave (up to 300 °C). Although the fast diethylmalonate hydrolysis complicated the evaluation, the results proved high efficiency of simulants removal from all matrixes for both heating methods.

Klíčová slova: bojové otravné látky, simulanty, termická desorpce

Key words: chemical warfare agents, simulants, thermal desorption

Úvod

Povaha použití chemických zbraní se v posledních desetiletích výrazně transformovala. Spolu se zvyšováním úrovně prostředků individuální ochrany vojenských složek se změnila jejich cílová skupina a tyto látky bývají zneužívány k útokům na civilní obyvatelstvo. I přes Úmluvu o zákazu použití chemických zbraní, jež vstoupila v platnost v roce 1997 a kterou ratifikovala většina států, se stále objevují případy použití těchto látek např. během konfliktu v Sýrii nebo při teroristických útocích. Proto je problematika řešení následků působení chemických zbraní stále aktuální (Křížková, Vítavová 2017).

<https://dx.doi.org/10.21062/ujep/230.2019/a/1802-212X/SO/12/1/25>

Šváb, M. – Štěpánová, B. – Kroužek, J. – Durďák, V. (2018): Odstraňování simulantů bojových chemických látek za zasažených materiálů technologií termické desorpce
Studia Oecologica, 12, No. 1, pp. 25–36, ISSN: 1802-212X

Projekt „Inovativní technologie termické desorpce pro dekontaminaci chemicky a biologicky zamořených materiálů“ se zabývá vývojem technologie termické desorpce v aplikaci na bojové otravné látky (BOL). Nasazení tohoto dekontaminačního procesu předpokládá existenci zasažené tuhé matrice, ve které je konkrétní znečišťující látka relativně pevně fixována a po prvotním zásahu záchranných složek potom může představovat další riziko (suť, omítka, zemina atd.). Technika termické desorpce bude v případě potřeby nasazena zejména pro matrice zasažené takovými látkami, které jsou málo těkavé, mají vysokou teplotu varu a spíše hydrofobní charakter. Ty budou v matrici setrvávat a představovat další riziko. Ihned v počátku procesu vytipování zájmových typů BOL pro vývoj technologie tak lze vyloučit látky plynné nebo velmi těkavé s nízkou normální teplotou varu. Vyloučit tak lze například kyanovodík, chlorkyan, fosgen a perfluorizobuten, případně další plynné nebo velmi těkavé látky.

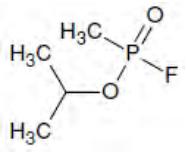
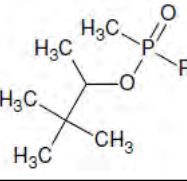
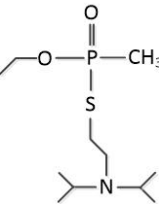
Inovovaná technologie termické desorpce však bude schopna odstranit ze znečištěných matric širokou škálu kontaminujících látek, které mohou být vneseny do prostředí například i havárií nebo živelní pohromou. Technologie, která bude schopna účinně, bezpečně a ekonomicky odstranit termickou desorpcí BOL, bude stejně využitelná i pro další toxické látky, jejichž škála je nesmírně široká.

Bojové otravné látky a jejich simulanty

Jako hlavní typ látek, na které je vhodné zaměřit při vývoji technologie pozornost, lze označit BOL ze skupiny nervově-paralytických a zpuchýřujících. Jedná se o látky s odpovídajícími fyzikálně-chemickými vlastnostmi, jejichž možný výskyt při nepředvídaných událostech je odborníky v oboru připouštěn. Ostatní BOL jsou buď nevhodné z hlediska vlastností (plynné/velmi těkavé), případně je jejich použití málo pravděpodobné (Masson 2011, Maziejuk 2015, Sawyer 2011, Vale 2016).

Tabulka 1 shrnuje nejvýznamnější BOL, které mohou být významné z pohledu aplikace termické desorpce. Výběr látek je výsledkem rešeršní práce i konzultací se specialisty v oboru ochrany před BOL (Státní úřad jaderné, chemické a biologické ochrany, vvi).

Tabulka 1: Přehled nejvýznamnějších nervově-paralytických látek z pohledu technologie termické desorpce (Ellison 2008, UA 2005, Lavoie et al. 2011, Bartel-Hunt et al. 2008, Gupta 2015)

Název/ reference	Označení	Chemické názvy	Strukturní vzorec	Skupenství 20 °C	Bod tání, °C	Bod varu, °C
sarin	GB, T-144, Trilon 46, EA 1208	O-isopropylmethyl- fluorfosfonát; iso- propylmethylfosfo- nofluoridát		bezbarvá kapalina	-56	147
soman	GD, VR-55, EA 1210	O-(3,3-dimethyl-2- butyl)-methylfluor- fosfonát; O-pinako- lylmethylfosfono- fluoridát		bezbarvá kapalina	-42	198
látka VX	VX (USA), EA 1701	O-etyl-S-(diisopro- pylaminoethyl)- methylthiofosfonát; S-[2-(diisopropyl- amino)ethyl]-O- ethylmethylfosfono- thioát		jantarově zbarvená olejovitá kapalina	-51	298 (rozklad)

Název/ reference	Označení	Chemické názvy	Strukturní vzorec	Skupenství 20 °C	Bod tání, °C	Bod varu, °C
látka Vx-1	Vx, R 33 (Rus.), Medemo, EDMM, EA1699	O-isobutyl -S-(di- isopropylamino- ethyl)-methylthio- fosfonát; S-[2-(diisopropyl- amino)ethyl]-O- iso-butylmethylfos- fonothioát		bezbarvá kapalina	Ned.	256
látka Vx-2	Vx, R 33 (Rus.), Medemo, EDMM, EA1699	O-isobutyl -S-(di-etylamo- ethyl)- methyl fos- fonothioát		bezbarvá kapalina	Ned.	323
tabun	GA, EA 1205, Trilon 83	O-ethyl-N,N- dimethylamino- kyanofosfát; ethyl dimethylfos- fordiamidokyanidát		bezbarvá nebo nahnědlá kapalina	-49	246
látka GV	GV, EA 5365	2-dimethylamino- etyl dimethylamido- fluorofosfát; 2-dimethylamino- etyl dimethylamido- fosforfluoridát		bezbarvá kapalina	-110	226
látka SMPF	GF, cyclosarin EA 1212, T-2139,	cyklohexylmethyl- fluorofosfát		bezbarvá kapalina	-30	239

Vzhledem k tomu, že není možné za běžných laboratorních podmínek provádět zkoušky přímou BOL, je třeba pro účely testování nahradit tyto látky vhodnými simulanty. Úkol vybrat vhodný simulant byl však již různými pracovišti řešen a na dané téma lze proto nalézt specializované publikace. V literatuře jsou dostupné údaje zejména o simulantech sarinu, somanu, tabunu, VX, sulfidického yperitu a lewisitu. Vzhledem k podobným vlastnostem uvažovaných BOL lze očekávat, že vybraných několik simulantů bude možné použít pro širší spektrum bojových látek. Pro prvotní výběr vhodných simulantů byly vzhledem k množství dat a posuzovaných látek zvažovány jen teploty varu za normálního tlaku, tenze par za normální teploty a rozdělovací koeficient oktanol/voda.

Na základě těchto parametrů byly vytipovány vhodné simulanty pro laboratorní a poloproduční testy, které pokrývají spektrum BOL s reálným předpokladem použití s následnou dekontaminací zasažených materiálů metodou termické desorpce. Jako vhodné simulanty označit ECA (ethylchloroacetát) nebo acetoin (sarin), DEM (diethylmalonát) (soman, lewisit), DEA (diethyladipát) (tabun), DEPh (diethylftalát) (VX) a MS (metylsalicylát) (sulfidický yperit). Vlastnosti uvažovaných simulantů vybraných BOL shrnuje Tabulka 2. Experimentální práce se z pohledu praktické aplikace technologie zaměřily na středně a výševroucí bojové látky jen velmi omezeně rozpustné ve vodě, ovšem vzhledem k nejnižší teplotě varu sarinu lze důvodně předpokládat využitelnost výsledků i pro dekontaminaci Sarinem zasažených materiálů, pokud by se to ukázalo jako potřebné.

Vzhledem k povaze plánovaných experimentů byl nakonec zredukován počet simulantů, protože například tabun lze simulovat i látkou MS, která má teplotu varu jen o 20 °C nižší, případně

Lze uvažovat o DEPh s teplotou varu o 50 °C vyšší (v tomto případě lze předpokládat, že úspěšné odstranění DEPh z kontaminované matrice bezpečně prokáže odstranění tabunu). Naopak sulfidický yperit lze nahradit i látkou DEA, která má teplotu varu o 20 °C vyšší, resp. DEM, která má teplotu varu o 20 °C nižší. Po zohlednění podobných úvah lze navrhnout simulanty DEM a DEPh, které pokrývají středně a vysokovroucí typy vybraných BOL. Zhruba pokrývají vybrané BOL také co do hodnoty rozdělovacího koeficientu oktanol/voda, resp. rozpustnosti ve vodě.

Tabulka 2: Vybrané simulanty uvažovaných BOL (Yaws 2015, Lavoie et al. 2011, Bartel-Hunt et al. 2008)

Název / Mr (g/ mol)	teplota varu, °C (101 kPa)	rozkladná teplota, °C	tenze par (Pa) (25 °C)	výparné teplo (kJ/mol)(25 °C)	log (K _{ow}) / rozpustnost ve vodě (g/l, 25°C)	Rel. hustota par (vůči vzduchu)
sarin 140,09	147	150 (2,5 hod)	330,6	48,6	0,3 / mísitelný	4,8
ECA 122,55	144,3	nedostupná	649,3	49,5	0,94 / 19,4	1,1
CEES 124,6	157	nedostupná	453,3	44,4	2,2 / 1,06	4,3
acetoin 88,11	148	nedostupná	237	48,7	-0,36 / mísitelný	3
soman 182,17	198	130-150 (4-200 hod)	53,5	55,2	1,78 / 21	6,3
lewisit 207,32	196 (trans)	<196	46,7	64,9	2,56 / 0,5	7,1
DEEP 166,16	198	270	41,6	41,6	0,66 / 1,75	5,73
DEM 160,17	200	nedostupná	36,0	64,7	0,96 / 23,2	5,52
tabun 162,1	246	150 (3,25 hod)	7,6	64,9	0,38 / 98	5,6
DEA 202,3	245	nedostupná	7,7	56,2	2,66 / 4,23	7,0
látka VX 267,37	298	250- 295 (minuty)	0,12	80,4	2,09 / 30	9,2
DEPh 222,2	295	nedostupná	0,3	82,1	2,42 / 1,08	7,7
DES 258,4	305	>307	0,07	65,1	4,36 / 0,08	>1
sulfidický yperit 159,01	216 - 224	180	14,7	62,8	2,14 / 0,61	5,4
MS 152,2	223	nedostupná	5,3	57,9	2,55 / 0,7	5,2

Termická desorpce

Jedná se o proces, který slouží k odstraňování středně i málo těkavých látek ze zasažených matic zahříváním na dostatečně vysokou teplotu. Při použití vakua lze tímto postupem odstranit i látky s vyšším bodem varu. Ohřev materiálu může být přímý nebo nepřímý, případně mikrovlnný. Doba zdržení upravovaného materiálu v zařízení závisí na charakteru kontaminantů, matici a obsahu vody. Potřebná doba se pohybuje od několika minut až po několik hodin. Výstupem z procesu je vyčištěná pevná matrice, kondenzát a odplyn.

Metodu lze úspěšně použít pro kontaminanty s bodem varu přibližně do 600 °C. Běžně se tato metoda používá k sanaci lokalit bývalých koksáren, rafinerií, plynáren a dalších lokalit s kontaminací polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU), kreozotem, fenoly a heterocyklickými sloučeninami. Metoda může být dále použita k dekontaminaci zemin a dalších materiálů kontaminovaných chloro-

vanými organickými polutanty jako jsou polychlorované bifenylly (PCB), pesticidy a polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a dibenzofurany (PCDF) (US EPA 1996, NFESC 1998).

Experimentální část

S vytipovanými simulanty DEM a DEPh byly provedeny testy termické desorpce, jejichž prvním krokem byla příprava vzorků tuhých matric se simulovanou kontaminací. Pro experimenty byly vybrány následující matrice: stavební suť (jemný recyklát suti), betonová drť, jíl, písek, zemina a antuka (cihly). Matrice v dostatečném množství byly nejprve vysušeny na vzduchu při laboratorní teplotě, jemně rozduženy podrcením, poté síťovány přes síto s velikostí oka 2 mm a důkladně homogenizovány. U každé matrice byla stanovena sušina, pH a obsah organického uhlíku jakožto důležitý zdroj sorpčních schopností matrice. Zjištěné hodnoty jsou uvedeny v Tabulce 3. Kontaminace simulanty BOL byla provedena současně pro všechny matrice a testy termické desorpce proběhly s časovým odstupem. Cílem byla jednak optimalizace prací při časově náročnější přípravě matric kontaminovaných simulanty BOL a jednak možnost posoudit stabilitu simulantů byť jen v suché matrici, což jsou důležité informace využitelné v dalších fázích experimentů.

Tabulka 3: Základní vlastnosti použitých tuhých matric

matrice	suť	beton	jíl	písek	zemina	antuka
sušina (%)	98,5	94,6	95,0	99,9	95,6	97,7
$C_{(C-org.)}$ (mg/kg)	18 200	13 200	984	< 650	86 100	< 650
pH	10,3	11,6	7,47	8,56	8,51	8,72

S přihlédnutím ke skutečnosti, že vybrané simulanty bojových látek DEM a DEPh ochotně podléhají hydrolyze, byla pro přípravu vzorků tuhých matric kontaminovaných simulanty zvolena koncentrace cca 1000 mg/kg. Předpokladem bylo, že bude k dispozici dostatečná koncentrace po případném úbytku hydrolyzou, pro následné testy termické desorpce. Vzorky jednotlivých matric bylo třeba vybranými simulanty BOL exponovat homogenně, kvantitativně a reprodukovatelně. Pro vybrané simulanty BOL bylo třeba zvolit vhodné rozpouštědlo, tak aby bylo možné tuhovou matrici exponovat malým množstvím simulantu a zároveň, aby se rozpouštědlo co nejrychleji odpařilo. Nevyhnutelné zároveň bylo minimalizovat kontakt s vodou, případně vlhkostí z důvodu hydrolyzy. Na základě těchto požadavků a vlastností simulantů byl jako rozpouštědlo zvolen hexan. Vzorky byly s hexanem důkladně promíchány do podoby suspenze a vpraven byl i malý objem hexanu s přesným obsahem obou simulantů. Poté byl hexan ponechán volně odpařit a suché matrice byly opět homogenizovány. Fotodokumentace přípravy matric je na Obrázku 1.



Obr. 1: Fotodokumentace přípravy matric uměle kontaminovaných DEM a DEPh

Stanovení přesného obsahu simulantů proběhlo jak bezprostředně po přípravě vysušeného homogenního vzorku, tak i s odstupem času během následujících testů termické desorpce. V Tabulce 4 jsou uvedeny jak koncentrace simulantů nadávkované během procesu kontaminace, tak i výsledné hodnoty zjištěné analýzami. Z výsledků je patrná nižší stabilita simulantu DEM, který se částečně rozkládá i v suchém materiálu (resp. s minimální vlhkostí), zejména pokud se jedná o matrici alkalickou, zde beton a suť. V betonu došlo k významnému snížení obsahu i jinak stabilnějšího DEPh.

Tabulka 4: Vstupní obsahy simulantů BOL v připravených maticích a koncentrace zjištěné následnými analýzami

matrice	sut [†]	beton*	jíl	písek	zemina	antuka
dávkováná koncentrace DEM (mg/kg _{sušiny})	971	1006	1010	1004	1000	1002
dávkováná koncentrace DEPh (mg/kg _{sušiny})	982	1002	944	1012	1011	1003
obsah DEM (mg/kg _{sušiny}) analýza	163	< 40	426	147	317	180
obsah DEPh (mg/kg _{sušiny}) analýza	913	542	901	810	844	819
obsah DEM (mg/kg _{sušiny}) analýza / časový odstup (týdny)	12/8	<3/14	66/11	20/18	16/11	22/14
obsah DEPh (mg/kg _{sušiny}) analýza / časový odstup (týdny)	914/8	265/14	761/11	878/18	817/11	856/14

* - s odstupem dalších 6 týdnů poklesla koncentrace DEPh v betonu na 186 mg/kg_{sušiny}

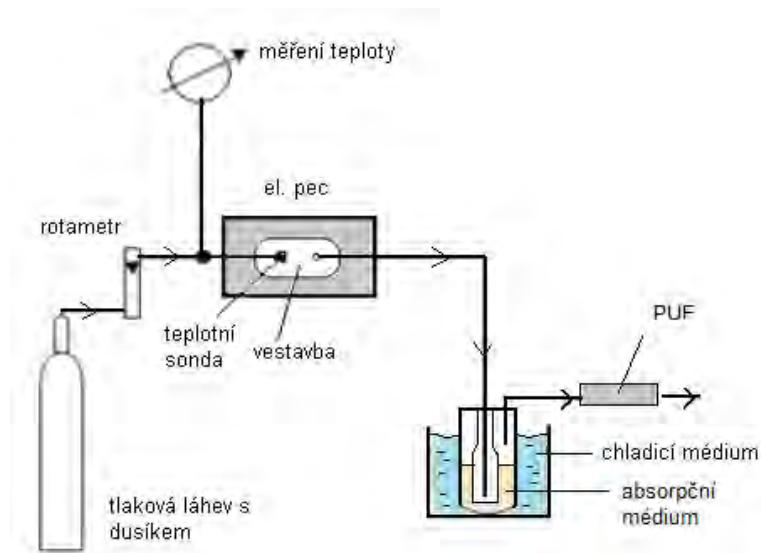
Analytické metody

Při analýze tuhých matic bylo cca 1,5 g vzorku naváženo a přidáno 10 ml směsi aceton:hexan 1:2. Vzorek byl protřepán a v ultrazvukové lázni extrahován 30 minut. Po zchlazení extraktů na laboratorní teplotu bylo cca 1 ml extraktu přefiltrováno přes PTFE membránu o porozitě 0,45 μm. Filtrovaný extrakt byl 100x ředěn a byl přidán interní standard. Následovala analytická koncovka (GC-MS).

Experimentální aparatury a podmínky testů

Pro účely realizace laboratorních zkoušek byly upraveny, doplněny a přizpůsobeny laboratorní aparatury využitelné pro testy procesu termické desorpce výševroucích kontaminantů ze znečištěných zemín a kalů. Upraven byl teplotní režim včetně regulace, inertizace trasy i tlakové poměry v plynové trase zakončené absorpční nádobkou následovanou sorpční trubičkou. Ohřev byl realizován dvěma způsoby a to duplikátorově a pomocí mikrovln generovaných magnetronem.

Nejprve byly provedeny pokusy s laboratorní aparaturou s klasickým ohřevem. Základem této aparatury byla upravená laboratorní elektrická pec se speciálně navrženou vzduchotěsnou skleněnou vestavbou, do které se vkládá testovaný materiál. Ohřev během procesu byl automaticky řízen podle odezvy termočlánku umístěného ve vnitřním prostoru pece, nicméně přesněji regulovat proces bylo možné manuálně dle teploty vsádky, která byla měřena termočlánkem vsazeným přímo v lodičce s materiálem. Skleněnou vestavbou protékal dusík coby inertní plyn, jehož průtok byl automaticky regulován. Plyn obohacený o páry desorbovaných simulantů BOL po výstupu z pece vstupoval do promývací baňky zajišťující absorpci kontaminantů do absorpčního média (voda nebo roztok hydroxidu sodného o pH = 12). V aparatuře je klíčové rozložení teplot pro zamezení kondenzace desorbovaných složek. Z toho důvodu byly vybrané části trasy vyhřívané včetně regulace nad teplotu kondenzace. Aparatura je schematicky znázorněna na Obr. 2.



Obr. 2: Zjednodušené schéma provedení laboratorních experimentů termické desorpce s duplikátorovým ohřevem

V rámci několika sérií laboratorních modelových simulací procesu byla s pomocí této aparatury testována termická desorpce různých modelových matric znečištěných simulanty BOL. Při těchto testech byla vkládána do skleněné vestavby vždy navážka 100 g testovaného materiálu ve dvou lodičkách po 50 g, kdy každá lodička byla odebírána z pece v různém časovém intervalu po dosažení definované teploty vsádky. Tímto způsobem byly provedeny experimenty se třemi různými teplotami desorpce a při různé době zdržení. Podmínky všech níže demonstrovaných experimentů jsou shrnuty v Tabulce 5. Rychlost ohřevu byla nastavena na 10 °C/min.

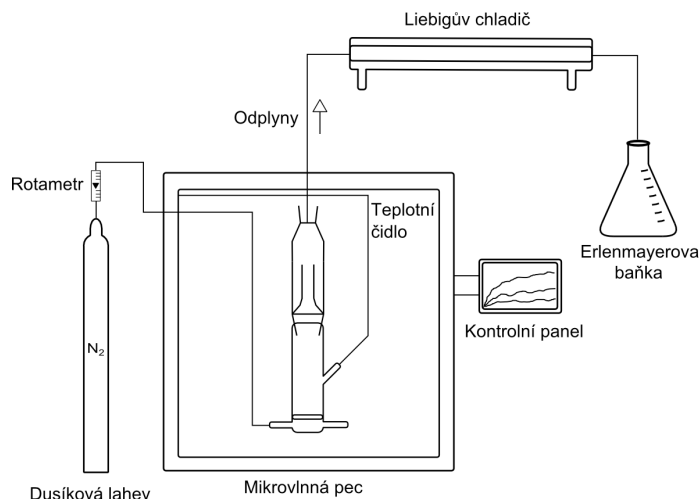
Tabulka 5: Podmínky testů termické desorpce simulantů BOL s duplikátorovým způsobem ohřevu

materiál	simulant	Teplota desorpce [°C]	Doba zdržení [min]
suť	DEPH/DEM	150/200/300	5/20
písek	DEPH/DEM	150/200/300	5/20
zemina	DEPH/DEM	100/200/300	5/20
jíl	DEPH/DEM	100/200/300	5/20
beton	DEPH/DEM	150/200/300	5/20
antuka	DEPH/DEM	100/200/300	5/20

Dekontaminační proces byl ve všech případech hodnocen na základě relativního úbytku simulantu BOL v porovnání s matricí vstupující do termického procesu. Vždy byly současně odebrány vzorky materiálu vstupující do procesu a vzorky materiálu vystupující z pece a analyzovány. Tím byla zaručena porovnatelnost výsledků mezi materiály, u nichž se lišily doba skladování či další podmínky manipulace.

Druhou použitou aparaturou byla sestava s mikrovlnným ohřevem. Základ aparatury tvořil mikrovlnný laboratorní systém MicroSYNTH Milestone. Toto zařízení umožňuje citlivou automatickou regulaci procesu ohřevu, která je založena na zpětné vazbě řízení výkonu magnetronu dle odezvy systému měření teploty založeném na senzoru z optického vlákna. Výkon mikrovln lze regulovat automaticky i manuálně pomocí dotykové obrazovky s rozlišením výkonu 1 W až do maxima 1000 W. V principu je sestava obdobná předchozí, v mikrovlnné peci je umístěna speciální skleněná vestavba, do které se vkládá na fritu vzorek materiálu (50 až 100 g dle materiálu), skrz kterou protéká dusík. Na desorbéru je vzhledem k vertikálnímu režimu procesu umístěn speciální prvek zabraňující zpětné recirkulaci kondenzujících par opouštějících materiál. Ostatní podíly kontaminantů byly zachycovány v kon-

denzačním systémem založeném na běžném laboratorním protichůdném průtočném kondenzátoru. Optické vlákno bylo během experimentů vloženo vždy doprostřed vsádky materiálu. Velikost vsádky materiálu, jakožto jeden z důležitých parametrů mikrovlnných procesů, zajišťovala vždy efektivní a přitom homogenní ohřev materiálu. Vestavba byla navíc vždy obalena vrstvou skelné tepelné izolace. Laboratorní aparatura je představena na Obr. 3 a na fotografii na Obr. 4.



Obr. 3: Schéma provedení laboratorních experimentů s mikrovlnným ohřevem



Obr. 4: Mikrovlnná laboratorní aparatura

V aparatuře je klíčové rozložení teplot pro zamezení kondenzace desorbovaných složek. Z toho důvodu byly vybrané části trasy vyhřívány včetně regulace nad teplotu kondenzace. Experimenty s mikrovlnným ohřevem ve své podstatě odpovídaly experimentům s klasickým způsobem ohřevu. Uměle kontaminovaný materiál byl vložen do desorbéru, následně byla sestavena a zatěsněna aparatura a nastaven teplotní program, který byl případně v průběhu experimentů dle aktuálních jevů upravován s ohledem na rychlost ohřevu. V kavitě pece byl v některých případech vložen susceptor mikrovln v místičce do rohu kavity. Důležitá byla cílová teplota a doba zdržení, jež se lišily od předchozích sérií experimentů. Cílové teploty byly v této sadě testů omezeny 250 °C, což je limitní teplota pro aplikaci optovlákněného senzoru, jehož struktura je tvořena teflonem. Podmínky experimentů jsou shrnuty v Tabulce 6. V případě mikrovlnného ohřevu je velmi obtížné přesně nastavit a regulovat rychlost ohřevu dané matrice, protože závisí na mnoha faktorech, které se i průběžně mění. Obecně lze však uvést, že teplota obvykle narůstala rychlostí cca 20 – 50 °C/min.

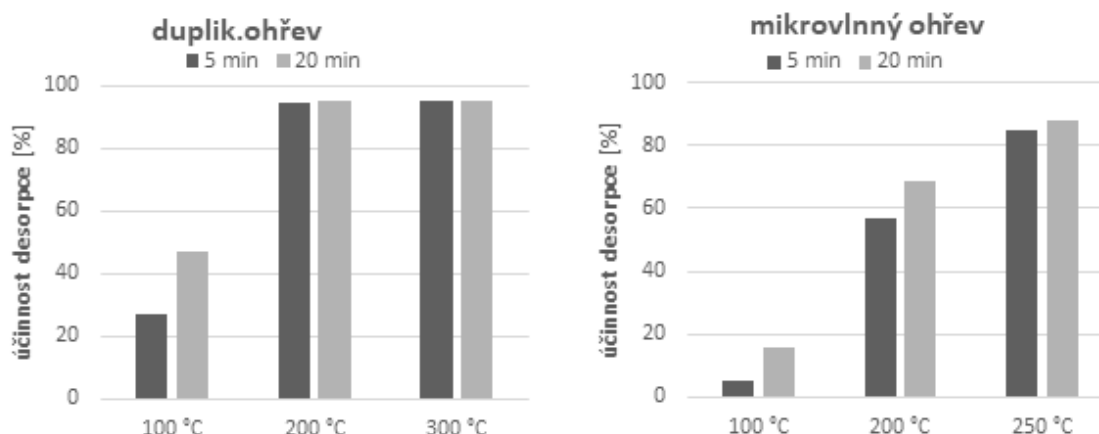
Tabulka 6: Podmínky testů termické desorpce simulantů BOL s mikrovlnným způsobem ohřevu

materiál	simulant	Teplota desorpce [°C]	Doba zdržení [min]
sůť	DEPH/DEM	100/200/250	5/20
písek	DEPH/DEM	150/200	5/20
zemina	DEPH/DEM	100/200/250	5/20
jíl	DEPH/DEM	100/200/250	5/20
beton	DEPH/DEM	150/200/250	5/20
antuka	DEPH/DEM	100/200	5/20

Výsledky a diskuse

Výsledky experimentů jsou vyjádřeny formou relativní účinnosti dekontaminace. Ačkoli byly vzorky jednotlivých matric kontaminovány DEM a DEPH stejným způsobem na úroveň kolem 1000 mg/kg, zjištěné koncentrace před vlastním testem se lišily (viz Tabulka 4). DEM obecně vykazoval ve všech matricích významný úbytek v porovnání s počátečními koncentracemi, důvodem byl časový odstup těchto analýz od přípravy vzorků a tato látka snadno hydrolyzuje. Materiály byly uchovávány v uzavřených nádobách ve tmě při okolní teplotě v suché podobě, přesto většinou zásaditější pH v dlouhodobějším časovém horizontu působí rozkladně na tento simulant. Tento jev byl již v minulosti pozorován i v případě umělé kontaminace stavebních materiálů chlorovanými pesticidy, které jsou řazeny mezi perzistentní látky. Mnohem stabilnější je simulant DEPH, kde významný úbytek v materiálu byl zaznamenán pouze u betonu, jehož pH reakce je velmi zásaditá (až 12).

Výsledky termické desorpce s oběma typy ohřevu pro kontaminaci DEM jsou v Obr.5 uvedeny pouze pro jílovou matrici, u níž byla zbytková koncentrace nejvyšší. Na Obr.6 a Obr.7 jsou shrnuta data z testů s duplikátorovým, resp. mikrovlnným ohřevem pro kontaminaci DEPH vybraných matric. Při hodnocení výsledků je nutné brát v úvahu nejistotu stanovení obou simulantů výše popsanou metodou, která činí 20 %. Po výpočtu účinnosti desorpce je potom vliv nejistoty neproporcionální i závislý na vstupní koncentraci. Např. při účinnosti 90 % je nejistota -3,3/+5 % a při účinnosti 50 % potom -16,7/+25 % (platí pro vstupní koncentraci 900 mg/kg_{sušiny}). Nejistota výsledné účinnosti tedy klesá s její vzrůstající hodnotou a při kýžených vysokých účinnostech (nad 98 %) je na úrovni do ±1 % pro všechny vstupní koncentrace, což je pro využití výsledků podstatné.

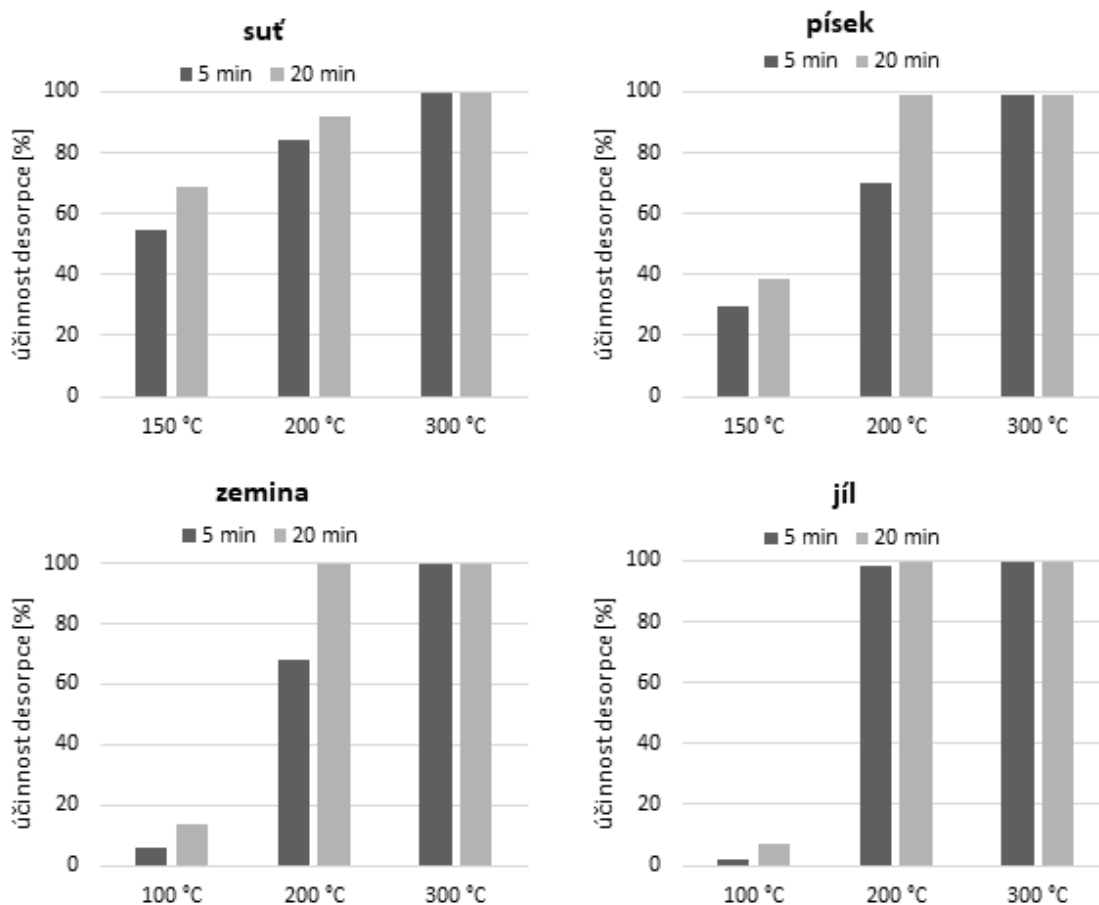


Obr. 5: Výsledky testů termické desorpce jílu kontaminovaného DEM s různými druhy ohřevu

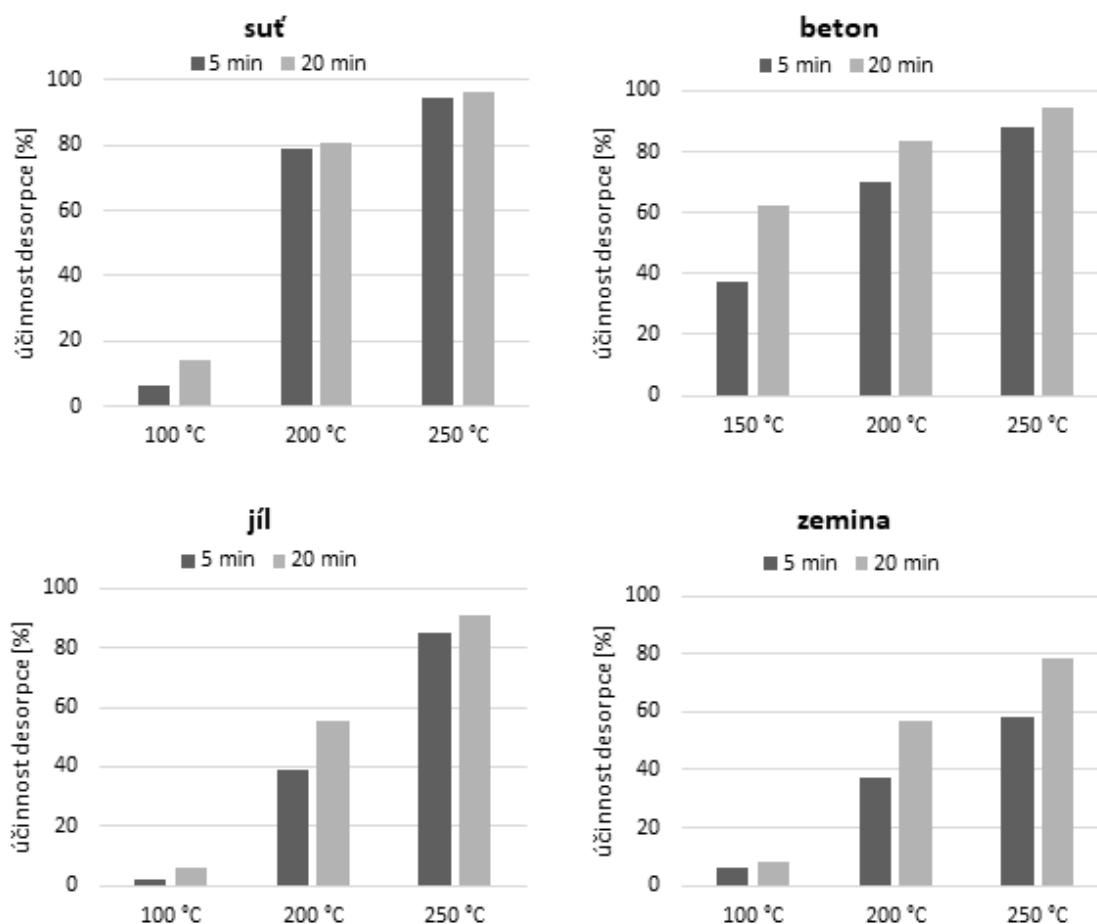
Teplota pohybující se okolo 100 °C byla pro dekontaminaci většiny matric neefektivní. Z toho důvodu byla pro druhou polovinu testů zvolena jako nejnižší teplota 150 °C. Naopak při všech testech aplikujících 300 °C bylo dosaženo kompletní dekontaminace materiálu. V chování různých matric

při termické desorpci lze pozorovat odchylky při teplotě 200 °C, kdy krátká doba zdržení v peci vedla k neúplnému odstranění DEPh, avšak po 20 minutách lépe odpovídajících reálným technologickým podmínkám termodesorpce byly materiály téměř ve všech případech vyčištěny. Lze tak předpokládat, že aplikace teploty 220 – 250 °C je pro dekontaminaci materiálů plně dostačující.

Data z aplikace mikrovlnného ohřevu výše diskutované výsledky potvrzují. Je však patrné, že při mikrovlnném ohřevu jednotlivých matric byla dosažena nižší účinnost dekontaminace, což lze přisoudit odlišnému mechanismu ohřevu v porovnání s duplikátorovým. Mikrovlnný ohřev má rychlejší průběh, tj. rychlejší dosažení cílové teploty, což může snižovat efektivitu procesu. Toto vysvětlení do jisté míry potvrzuje pozorovaný průběh všech experimentů z hlediska kinetiky procesu, kdy delší doba zdržení ve vyhřátém prostoru prokazatelně zvyšuje dekontaminační účinek, procesy transferu hmoty v systému hrají za nižší teploty důležitou roli. Mikrovlnná desorpce nebyla zcela účinná ani při nejvyšší aplikované teplotě 250 °C (vyšší teplota neumožňuje aplikaci stejného systému měření teploty založeného na optickém vláknu), pro větší měřítku lze doporučit spíše aplikaci teploty 300 °C.



Obr. 6: Výsledky testů termické desorpce s duplikátorovým ohřevem pro 4 matrice kontaminované DEPh



Obr. 7: Výsledky testů termické desorpce s mikrovlnným ohřevem pro 4 matrice kontaminované DEPh

Samostatný komentář si zaslouží otázka měření teploty při experimentech s různým způsobem ohřevu. Odlišný mechanismus ohřevu způsobuje také odlišné jevy týkající se distribuce teploty v materiálu.

Při klasickém duplikátorovém ohřevu dochází k ohřevu vsádky zvnějšku dovnitř (od horkého vzduchu v peci) a rychlost ohřevu je dle Fourierova zákona dána gradientem teploty a tepelnou vodivostí materiálu, která je pro cílové matrice velmi nízká. Pro zajištění prohřátí matrice v celé vsádce na cílovou teplotu je nutné aplikovat o 10 – 20 % vyšší teplotu v prostoru pece, čímž však dochází k dosažení teploty na povrchu vsádky vyšší než uvnitř. Z tohoto důvodu je obtížná také regulace procesu a při uvádění teploty termické desorpce je nutné mít na paměti, že se jedná o vyjádření minimální teploty vsádky, v žádném případě však o zcela přesnou teplotu reprezentující celou vsádku.

Naopak při mikrovlnném ohřevu probíhá sice ohřev v celé vsádce materiálu naráz, díky čemuž je možné dosáhnout podstatně rychlejšího dosažení cílové teploty, a použitý mikrovlnný systém navíc aplikuje za předpokladu prázdné kavity pece zcela homogenní elektromagnetické pole. Nicméně při interakci materiálu v daném prostorovém uspořádání je mikrovlnné pole různě vychylováno a dochází k některým běžným optickým jevům, jako je především odraz, lom a absorpce záření. V důsledku se tak může během procesu v určitém bodě kumulovat energie na úkor jiných bodů, proces je navíc proměnný v čase v souvislosti se změnou vlastností materiálu s rostoucí teplotou. Výsledkem je, že teplota měřená optickým čidlem v jednom bodě taktéž nemusí zcela reprezentovat průměrnou teplotu materiálu. Tento problém se zvětšuje u materiálů s větším ztrátovým faktorem a také s velikostí vsádky. Použitá velikost vsádky tyto skutečnosti zohledňuje a je kompromisem mezi požadavkem na dostatek absorbujícího materiálu a požadavkem na homogenní distribuci energie. Ze zkušeností operátorů se teplota ve vsádce v různých bodech v použitém desorbéru může rovněž lišit o 10 – 20 %.

Závěr

Výzkum prokázal účinnost termické desorpce při odstranění vybraných simulantů BOL, přičemž větší účinnost odstranění byla zjištěna u duplikátorového ohřevu. K úplné dekontaminaci tuhých matric s obsahem BOL termickou desorpcí je zapotřebí teplot 250 °C (duplikátorový ohřev) a 300 °C (mikrovlnný ohřev). Výsledky a výše uvedené poznatky z testů budou využity při konstrukci polo-provozních zařízení, která budou již plně schopna simulovat reálný dekontaminační postup. Odlišný mechanismus ohřevu způsobuje také odlišné jevy týkající se distribuce teploty v materiálu. Při klasickém duplikátorovém ohřevu dochází k ohřevu vsádky zvnějšku dovnitř (od horkého vzduchu/radiálně v peci) a rychlost ohřevu je dle Fourierova zákona dána gradientem teploty a tepelnou vodivostí materiálu, která je pro cílové matrice velmi nízká. Naopak při mikrovlnném ohřevu probíhá sice ohřev v celé vsádce materiálu naráz, díky čemuž je možné dosáhnout o poznání rychlejšího dosažení cílové teploty, ale teplota vsádky může narůstat až příliš rychle, což se nakonec může projevit snížením efektivity procesu.

Poděkování

Tato práce byla realizována s podporou Ministerstva vnitra v rámci projektu VI20162019032.

Seznam literatury

- BARTELT-HUNT S.L., KNAPPE D.R.U.K., BARLAZ M.A.: A Review of Chemical Warfare Agent Simulants for Study of Environmental Behavior, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 38 (2008), 112 – 136.
- CARL L. YAWS: *The Yaws Handbook of Physical Properties for Hydrocarbons and Chemicals*, Elsevier, Oxford, 2015, ISBN: 978-0-12-800834-8.
- GUPTA C.R.: *Handbook Of Toxicology Of Chemical Warfare Agents*, Academic press, 2015.
- ELLISON D.H.: *Handbook of Chemical and Biological Warfare Agents*, CRC Press, Boca Raton, 2000, ISBN: 0-8493-2803-9 CHAUHAN S. et al.: Chemical warfare agents, *Environmental Toxicology and Pharmacology* 26 (2008), 113–122.
- KŘÍŽKOVÁ J., VITVAROVÁ T.: 20 let úmluvy o zákazu chemických zbraní; Státní úřad pro jadernou bezpečnost, oddělení pro kontrolu zákazu chemických a biologických zbraní, *Chemické listy* (2017).
- LAVOIE J., SRINIVASAN S., NAGARAJAN r.: Using Cheminformatics to Find Simulants for Chemical Warfare Agents, *Journal of Hazardous Materials* 194 (2011), 85-91.
- MASSON P.: Evolution of and perspectives on therapeutic approaches to nerve agent poisoning, *Toxicology Letters* 206 (2011), 5-13.
- MAZIEJUK M. et al.: Identification of organophosphate nerve agents by the DMS detector, *Sensors and Actuators B: Chemical* 213 (2015), 368-374.
- SAWYER T.W.: The therapeutic use of localized cooling in the treatment of VX poisoning, *Toxicology Letters* 204 (2011), 52-56.
- VALE A., MARRS T.C., RICE P.: Chemical terrorism and nerve agents, *Medicine* 44 (2016), 106-108.
- A Citizen's Guide to Thermal Desorption, US EPA, EPA 542-F-96-005 (1996).
- Department of the Army. Potential Military Chemical/Biological Agents and Compounds.FM 3-9, NAVFAC P-467, AFR 355-7. Department of the Army, Navy and Air Force, Fort McClellan, AL, 2005.
- Overview Of Thermal Desorption Technology, Naval Facilities Engineering Service Center, Port Hueneme (USA), Contract Report CR 98.008-ENV (1998).

HODNOTENIE ENZYMATICKEJ AKTIVITY PÔD KONTAMINOVANÝCH RIZIKOVÝMI PRVKAMI V ZAŤAŽENÝCH OBLASTIACH SLOVENSKA

DETERMINATION OF SOIL ENZYMATIC ACTIVITY BY RISK ELEMENTS IN ENVIRONMENTALLY LOADED AREAS IN SLOVAKIA

Lenka BOBUŠKÁ, Jozef KOŽEJ, Lenka DEMKOVÁ

Prešovská Univerzita v Prešove, Fakulta Humanitných a Prírodných Vied, Katedra Ekológie,
ul. 17. novembra č. 1, 081 16 Prešov, Slovensko, lenka.bobulska@unipo.sk

Abstract

Pollution of soil environments by toxic substances has become a serious problem. The development and industrialization predominantly focused on mining activities have brought significant environmental issues in Slovakia. In this paper we focused on determination of heavy metals (Hg, Cu, Zn, Pb), biological (activity of enzymes – urease, acid and alkaline phosphatase), chemical (soil reaction) and physical (soil moisture) properties. The research was carried out on two sites with environmental disturbances (post-industrial area and post-mining site) in the west part of Slovakia. Extremely high and above the limit value of Pb was determined at both sampling sites. Activity of soil urease showed higher affinity to the level of heavy metal contamination and was inhibited more compared to the activity of phosphatases. Microbial characteristics such as soil enzyme activity are good indicators of heavy metal contamination in soil ecosystems and could be useful tool for monitoring changes in various ecosystems.

Key words: *heavy metals, soil enzymes, soil parameters, environmental disturbances*

Úvod

Pôda ako hlavný činiteľ ovplyvňujúci chod a ráz krajiny je pod stálym vplyvom rôznych odpadových látok, ktoré ohrozujú celistvosť a kolobeh potravinového reťazca. Každá zložka tvoriaca pôdu nie je vyčleňovaná, ale tvorí celok v ktorom má každá časť svoju charakteristickú vlastnosť, ktorá je potrebná. Takéto zložky sú ovplyvňované biotickými a abiotickými činiteľmi vytvárajúce sa spontánne, teda bez zásahu akejkoľvek činnosti človeka (Yang et al. 2007). Najväčšie riziko tvoria práve zásahy človeka, ktorými môže natrvalo zmeniť pôvodný charakter pôdy a tým ohroziť aj potravinový reťazec. Kumulujúce sa látky bez ohľadu na to či pôsobia na pôdu, vodu, ovzdušie, alebo priamo na flóru a faunu sú rizikom pre všetky organizmy. Každá neprirodzená látka v životnom prostredí sa aj tak dostáva do pôdy, kde sa akumuluje. Produktom týchto zásadných zmien sú zmeny a mutácie charakteristických pochodov, ktoré danú pôdu vyčleňujú z celku. Organizmy nachádzajúce sa v pôde, alebo organizmy ktoré využívajú pôdu ako substrát reagujú na akúkoľvek zmenu, ktorá nastane. Takouto zmenou je aj kontaminácia a zaťaženie pôdy ťažkými kovmi, na ktoré existujú ukazovatele pôsobiace ako indikátory zaťaženého prostredia (Brookes 1995, Angelovičová et al. 2015). Pri riešení otázky zaťaženia krajiny chemickými látkami a ich zlúčeninami, ktoré ohrozujú zdravie nie len človeka ale aj rastlín a živočíchov, sa považuje za najväčšie riziko nahromadenie a likvidácia odpadov z priemyselnej výroby. Kontaminácia životného prostredia je prevažne spôsobená ľudskou činnosťou

<https://dx.doi.org/10.21062/ujep/231.2019/a/1802-212X/SO/12/1/37>

Bobušká, L. – Kožej, J. – Demková, L. (2018): Hodnotenie vybraných biologických parametrov ako indikátor znečistenia pôdneho prostredia v zaťažovaných oblastiach Slovenska
Studia Oecologica, 12, No. 1, pp. 37–44, ISSN: 1802-212X

a preto sa téma kontaminácie začala v poslednej dobe riešiť a poukazovať na potrebu zníženia zaťaženia krajiny (Ďurča a Khun 2002). Vyvinuli sa metódy a opatrenia, na základe ktorých dokážeme rizikové látky determinovať a odstrániť z prostredia. Medzi najviac kontaminované územia zaradujeme lokality a regióny, v ktorých sa nachádzajú alebo nachádzali podniky, ktoré s takýmito látkami priamo manipulovali, alebo dokonca ich vyrábali. Sú to rôzne chemické závody, ťažký priemysel, baníctvo, poľnohospodárstvo a iné odvetvia ľudskej činnosti (Kakar a Jeffery 2005). Ťažké kovy menia aj pôvodný charakter pôdy a tým ohrozujú potravinový reťazec (Gray et al. 2006). Vplyv ťažkých kovov nemusí byť okamžite viditeľný. Ich inkubačná doba, respektíve ich toxický vplyv na pôdu a na organizmy na postihnutom území môže trvať niekoľko dní, ale aj niekoľko rokov, kým sa ich vplyv prejaví (Lahučký et al. 2009). Znečistenie pôdy je tým rizikovejšie, že tieto vplyvy sa prejavujú v skrytosti a môžu trvať omnoho dlhšie ako pri iných typoch kontaminácie, či už ide o kontamináciu atmosféry. V pôdnom ekosystéme sa to prejavuje prevažne znížením rýchlosti pôdnych reakcií alebo až ich úplným zastavením. Tieto vplyvy sú napríklad viditeľné na rastlinách znížením ich produkcie, alebo až zánikom samotného organizmu (Gábriš 1987). Detoxikácia ťažkých kovov z pôdy na rozdiel od atmosféry a hydrosféry je oveľa komplikovanejšia a technicky náročnejšia a preto je veľmi dôležité venovať tejto problematike zvýšenú pozornosť (Ďurča a Khun 2002, Franková et al. 2010).

Dôležitým indikátorom stavu pôdneho prostredia je biologická aktivita pôdy. Predovšetkým biologická zložka pôdy zahrňujúca korene rastlín, pôdne živočíchy a pôdne mikroorganizmy má pre pôdu a jej kvalitu zásadný význam. Pôdne mikroorganizmy sú najdôležitejšou a súčasne najpočetnejšou skupinou edafónu a plnia nezastupiteľnú funkciu v pôde (Pasternáková a Bobuľská 2016, Fazekášová a kol. 2011) a je potrebné sledovať tieto mikrobiálne parametre v pôde, pretože dokážu veľmi rýchlo reagovať na environmentálne stresy, ktoré vplývajú na kvalitu a zdravie pôdy (Demková a Bobuľská 2018, Bobuľská a kol. 2015). Dôležitosť pôdnych enzýmov akými je ureáza, kyslá a alkalická fosfatáza spočíva v transformácii rastlinných živín. Ureáza katalyzuje hydrolyzu močoviny na oxid uhličitý a amoniak, v závislosti od pôdnej reakcie a organického uhlíka (Gao a kol. 2010). Fosfatázy sú dôležité pri transformácii organického fosforu na anorganické formy prístupné pre rastliny (Cang a kol. 2008).

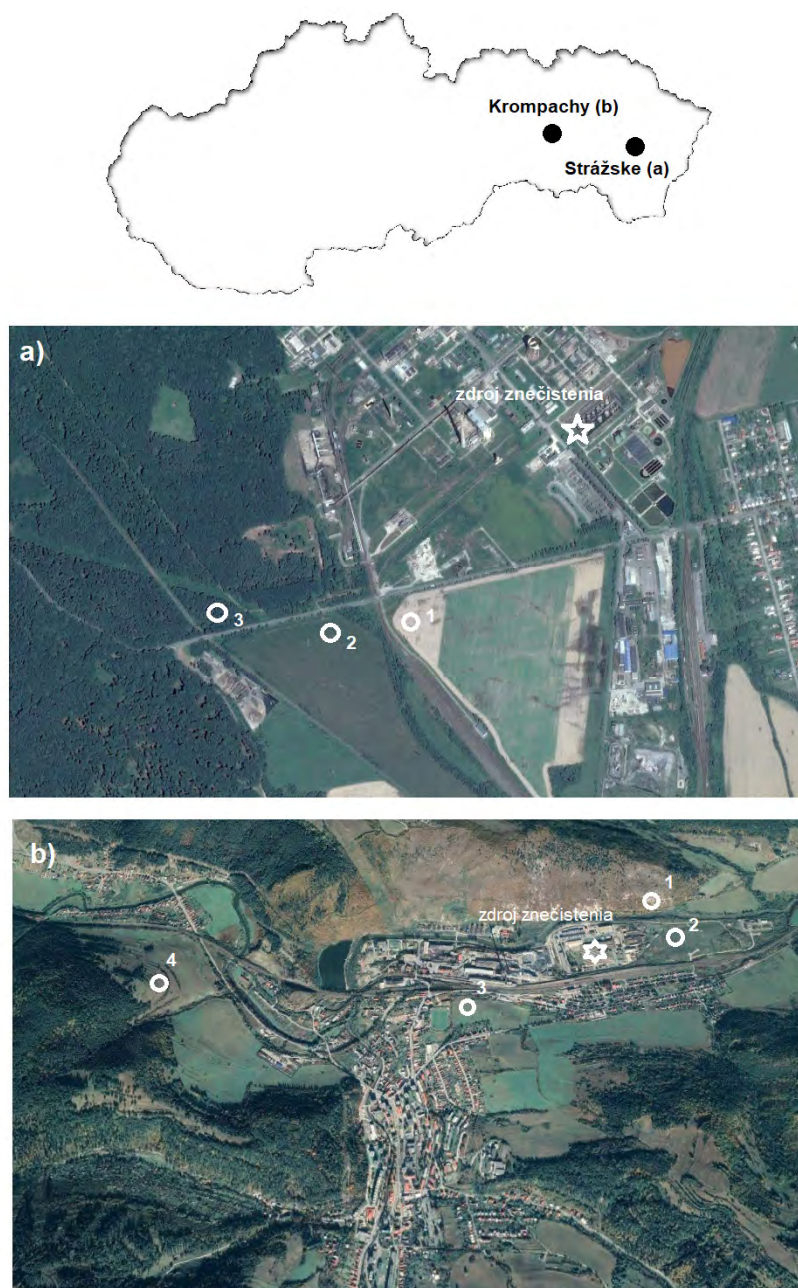
Cieľom práce je a) hodnotenie vybraných charakteristík mikrobiálnej aktivity (pôdnych enzýmov), ktoré sú považované za indikátory znečistenia prostredia a b) stanovenie obsahu a vplyvu ťažkých kovov na vybrané biologické indikátory pôdneho prostredia. Každá zaťažená oblasť tvorí riziko pre riadny chod krajiny. Výskum je zameraný na porovnanie lokalít, ktoré patria medzi najviac znečistené regióny Slovenskej republiky. Pre porovnanie boli vybrané dve lokality východného Slovenska (Strážske a Krompachy).

Materiál a metódy

Charakteristika lokalít

Výskum bol realizovaný v okolí priemyselného parku, ktorý sa nachádza na východnom Slovensku v katastri mesta Strážske [49°52'1067" S; 21°48'481" V] (Obr. 1). Lokalita je charakterizovaná teplou a veľmi suchou klímou s priemernou ročnou teplotou 9 °C (Január: -3,4 °C, Júl: 19,7 °C). Priemerný ročný úhrn zrážok je 666 mm. Typické pre túto lokalitu je prítomnosť ilimerizovaných pôd (hnedozeme a luvizeme), ktoré patria do skupiny stredne ťažkých hlinitých pôd. Chemický podnik patrila od roku 1952 medzi dlhoročných výrobcov anorganických a organických látok na Slovensku. Medzi najhoršie a najtoxickéjšie látky, ktoré chemička vyprodukovala, patria polychlorované bifenyly (PCB látky). Druhou lokalitou výskumu je okolie mesta Krompachy. Lokalita leží v Košickom kraji [48°54'741" S; 20°52'420" V] (Obr. 1). Lokalita je charakterizovaná montánnou topografiou. Priemerná ročná teplota tejto oblasti je 6,8 °C (Január: -6,2 °C, Júl: 17,0 °C), čo patrí k mierne teplému a mierne vlhkému klimatickému regiónu. Úhrn zrážok sa pohybuje od 590 do 800 mm. Veľkosť celej lokality v Krompachoch je 586 m², kde plocha lesa zaberá viac ako 70% plochy. Typický pre danú lokalitu je pôdny druh kambizemí, ktoré sú prevažne plytké a stredne ťažké hlinité pôdy. Táto oblasť v okolí mesta Krompachy je známa baníckou a hutníckou činnosťou. V tejto lokalite sa ťažili nerastné suroviny, ktorých zložkou bola hlavne meď a ortuť. Pre tieto prvky je charakteristická povrchová

ťažba, čo malo za následok vznik veľkého množstva háld v okolí riek Slovinky a Poráča. Banícka činnosť sa v priebehu viacerých rokov pozastavila, neskôr úplne zastavila pre vyčerpanosť zdrojov. Nesprávnym umiestnením háld v okolí riek z týchto háld unikajú ťažké kovy do ekosystému. Najväčším problémom je mobilita vody, ktorá ich dokáže roznieť na vzdialenosť niekoľkých metrov až kilometrov. Banícka činnosť v tejto lokalite na ťažbu ortuti a medi je pozastavená a v súčasnosti je daná lokalita pod dohľadom, sledujú sa účinky týchto ťažkých kovov na ekosystém (Angelovičová et al. 2015).



Obr. 1: Lokalizácia odberu vzoriek na lokalite pri chemickom závode Strážske (ST) a Krompachy (KR) (Slovensko)

Odber pôdnych vzoriek a použité metódy

Odber pôdnych vzoriek sa uskutočnil v priebehu jedného roka (leto 2015) za účelom stanovenia fyzikálno-chemických a biologických parametrov. Celkovo bolo odobratých 21 pôdnych vzoriek (na každom odbernom mieste boli odobraté 3 vzorky) z hĺbky 0,15-0,20 m na ornej pôde, prípadne na okraji lesa (v prípade jedného odberného miesta lokality Strážske). Vzorky pôdy boli prenesené do laboratória v plastových vreckách a časť jednotlivých vzoriek sa nechala vysušiť na stanovenie chemických vlastností pôdy a pôdnej reakcie. Vzorky pôdy na stanovovanie pôdnej vlhkosti a enzy-

matickej aktivity boli spracované v čo najkratšom čase (do 1 týždňa). Pôdna reakcia v pôde bola stanovená v suchých vzorkách v pomere 1:3 (pôda: 0.01M CaCl₂) využitím laboratórneho pH metra inoLab pH 720-WTW (WTW GmbH, Wilhelm, Germany). Obsah pôdnej vlhkosti sa stanovila štandardnou gravimetrickou metódou po vysušení pôdy do konštantnej hmotnosti v sušičke pri teplote 105 °C po 24 hodinách. Obsahy ťažkých kovov (Hg, Cu, Zn, Pb) boli stanovené metódou atómovej adsorpčnej spektroskopie (AAS) prevádzanej v akreditovanom laboratóriu. Z biologických a mikrobiálnych parametrov pôdy boli sledované aktivita kyslej a zásaditej fosfatázy podľa Chazijeva modifikovanou metódou Grejtovského (1991) a aktivita pôdnej ureázy podľa Galstjana (Chazijev 1979). Na výpočet štatistických analýz bol použitý štatistický softvér Statistica 10. Korelačné závislosti medzi pôdnymi charakteristikami boli vypočítané podľa Spearmanovho korelačného koeficientu.

Výsledky a diskusia

Okrem priemyselných oblastí, znečistenie pôdneho prostredia na Slovensku v dôsledku ťažkých kovov je zapríčinené bankskými aktivitami, ktoré v minulosti zohrávali významnú úlohu. Takéto kontaminované pôdy nie sú v súčasnosti vhodné na produkciu poľnohospodárskych plodín a stupeň disturbance prostredia je pomerne vysoký. Tabuľka 1 uvádza priemerné hodnoty toxických látok (Hg, Cu, Zn, Pb) na jednotlivých lokalitách spolu s limitnými hodnotami pre pôdy na území Slovenska definovanými v zákone NR SR 220/2004 Z.z., ktorých presiahnuté hodnoty indikujú znečistenie pôdneho prostredia.

Tabuľka 1: Priemerné hodnoty ťažkých kovov stanovené na lokalitách ST a KR

Lokalita	Hg (mg.kg ⁻¹)	Cu (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)	Pb (mg.kg ⁻¹)
ST	0.08±0.01	0.11±0.02	0.50±0.06	208.57±35.0
KR	20.35±1.16	8.83±1.9	0.82±0.27	237.53±21.6
Limitná hodnota	0.5	60	150	70

Niektorí autori preukázali, že skládky bankského odpadu obsahujú kal z produkcie medi a zinku (Michaelli a Boltiziar 2010) a tuhý odpad, ktorý obsahuje vysoké rezíduá olova, arzenu a kadmia (Klinda a kol. 2005). V našej štúdiu sa potvrdila extrémne vysoká hodnota olova, ktorá niekoľkokrát prevyšovala limitnú hodnotu. Extrémne kyslé pôdy vytvárajú prostredie pre ľahký prechod ťažkých kovov cez pôdny systém (Lahučký et al. 2009). Podľa tohto tvrdenia môžeme konštatovať, že práve hodnota pH (Tabuľka 2) mohla ovplyvniť hodnotu ťažkých kovov v odobratých vzorkách. Na lokalite v okolí priemyselného parku Strážske je dlhodobý problém práve olovo. Druhá lokalita Kropachy je územím taktiež so zvýšeným množstvom olova, ale ďalším nebezpečným prvkom je toxická a ľahko prchavá ortuť, ktorá taktiež vysoko prevyšovala povolenú limitnú hodnotu. Množstvo týchto ťažkých kovov je zapríčinené metalurgiou a bankskou činnosťou, ktorá v tejto lokalite bola intenzívna. Od 70- rokov sa začali orgány štátnej správy tejto problematike intenzívne venovať a od roku 1992 to potvrdili aj uvedením zákona o ochrane prírody a krajiny, v ktorom vymedzili lokality z najväčším rizikom tvorby a akumulácie ťažkých kovov v ekosystéme (Linkeš et al. 1997). Hronec et al. (2008) zdôraznili, že kontaminácia prostredia vplyvom ťažkých kovov nemusí byť spôsobená iba antropogénnym vplyvom, ale taktiež geochemickým vplyvom mineralizovaných zón.

Pri porovnaní oboch lokalít priemyselného parku v Strážskom (ST) a lokality Kropachy (KR) sú priemerné hodnoty jednotlivých parametrov pôdy (vybrané fyzikálne a biochemické vlastnosti) uvedené v Tabuľke 2. Hodnoty pôdnej reakcie (pH) sa pohybovali od slabo kyslej (6.0) v priemyselnom parku Strážske až po neutrálnu (7.0) v lokalite Kropachy. Aktivita pôdnych enzýmov sa efektívne využíva za účelom stanovenia stupňa pôdneho znečistenia a hodnotenia zdravia a kvality pôdneho ekosystému (Bobuľská et al. 2015). Bolo niekoľkokrát preukázané, že vysoký stupeň kontaminácie prírodného prostredia sa negatívne prejavuje aj na aktivite pôdnych enzýmov (Wang et al. 2008). Aktivita pôdnych enzýmov bola na oboch hodnotených lokalitách nízka. V porovnaní enzymatickej aktivity s inými autormi (Angelovičová a kol. 2014), ktorí sa venovali štúdiu pôdnych enzýmov na haldách a odkaliskách bankských oblastí, boli nami zistené hodnoty ureázy a fosfatáz výrazne nižšie.

šie, predovšetkým hodnota pôdných fosfatáz na lokalite priemyselného parku Strážske vykazovala extrémne nízke hodnoty. Porovnaním oboch lokalít vyplýva, že aktivita pôdných enzýmov kyslej a zásaditej fosfatázy je výrazne nižšia v priemyselnom parku Strážske (ST) v porovnaní s lokalitou Krompachy (KR). V prípade aktivity pôdneho enzýmu ureázy je tento trend opačný. Niektoré štúdie uvádzajú, že fosfatázy sa vplyvom mierne zvýšeného obsahu ťažkých kovov v pôdnom prostredí výrazne nemenia (Yeates et al. 1994), ale až výrazne vysoký obsah týchto toxických prvkov má na ich aktivitu inhibičný účinok (Brookes 1995).

Tabuľka 2: Priemerné hodnoty pôdných vybraných parametrov na lokalitách ST a KR

Lokalita	pH (CaCl ₂)	Pôdna vlhkosť (%)	Ureáza (mg NH ₄ ⁺ -Ng ⁻¹ d ⁻¹)	Kyslá fosfatáza (mg P g ⁻¹ 3hod ⁻¹)	Alkalická fosfatáza (mg P g ⁻¹ 3hod ⁻¹)
ST	6.0±1.4	8.5±0.8	0.20±0.02	0.48±0.1	0.38±0.03
KR	7.0±0.9	8.1±1.4	0.12±0.04	16.28±1.2	13.01±0.8

Výsledky štatistického testovania nepotvrdili signifikantnú závislosť ($P < 0,05$) medzi pôdnou reakciou, pôdnou vlhkosťou a mikrobiálnymi ukazovateľmi. Signifikantná pozitívna závislosť bola potvrdená medzi pôdnymi fosfatázami, s čím súvisí to, že tieto enzýmy patria do rovnakej skupiny enzýmov a ich charakter sa mení v závislosti od pH prostredia (Tabuľka 3). Taktiež sa potvrdila závislosť medzi aktivitou pôdnej ureázy a aktivitou kyslej fosfatázy, čo taktiež potvrdzujú autori Angelovičová a kol. (2014).

Tabuľka 3: Korelačné závislosti medzi pôdnymi charakteristikami

	pH (CaCl ₂)	Pôdna vlhkosť	Ureáza	Kyslá fosfatáza	Alkalická fosfatáza
pH (CaCl ₂)	-	ns	ns	ns	ns
Pôdna vlhkosť	ns	-	ns	ns	ns
Ureáza	ns	ns	-	0,89*	ns
Kyslá fosfatáza	ns	ns	0,89*	-	0,95*
Alkalická fosfatáza	ns	ns	ns	0,95*	-

** Korelácia je signifikantná na hladine 0,01

* Korelácia je signifikantná na hladine 0,05

ns- nie je signifikantná

Ťažké kovy majú komplexný vplyv na enzymatickú aktivitu, pričom rozličné enzýmy reagujú na ťažké kovy rozdielnym spôsobom (Tabuľka 4). V prípade ureázy sme zaznamenali signifikantnú negatívnu koreláciu s celkovým obsahom ortuť (P<0,01) a naše výsledky v aktivite pôdnej ureázy sa zhodujú s výsledkami, ktoré vo svojej práci uviedli Angelovičová a Fazekašová (2014). Zároveň bola zistená signifikantná negatívna korelácia medzi kyslou fosfatázou a celkovým obsahom olova, čo sa zhoduje so zisteniami Dotaniya a Pipalde (2018), ktorí taktiež potvrdili negatívny vplyv tohto ťažkého kovu na aktivitu alkalické fosfatázy. Alkalická fosfatáza bola negatívne signifikantne závislá so všetkými sledovanými ťažkými kovmi. Gülser a Erdoğan (2008) sa vo svojej štúdiu zamerali na vplyv ťažkých kovov na aktivitu alkalické fosfatázy, pričom ich zistenia, rovnako ako v našom prípade, potvrdili závislosť aktivity tohto enzýmu na všetky hodnotené kovy. Súčasne s prácami mnohých autorov (Angelovičová a kol. 2014, Ciarkowska 2018, Meng et al. 2018, Wahsha et al. 2017), ktorí realizovali výskum na rôzne zaťažených lokalitách sme zaznamenali výrazný dopad ťažkých kovov na aktivitu pôdných enzýmov.

Výsledky nášho výskumu potvrdili, že znečistené pôdy ťažkými kovmi sú schopné inhibovať aktivitu mikrobiálneho spoločenstva prostredníctvom zníženej aktivity pôdných enzýmov. Vzhľadom k tomu, že mikroorganizmy spotrebujú množstvo energie pre adaptáciu sa na kontaminované prostredie, dochádza k poklesu nielen ich aktivity, ale taktiež aj abundancii pôdnej bioty (Ranella et al. 2005, Fazekašová a Bobuľská 2012). Kandeler et al. (2000) vysvetlili vplyv toxických látok na aktivitu pôdných enzýmov tak, že kov reaguje so sulfhydrylovými skupinami enzýmov, ktoré spôsobujú inhibíciu alebo deaktiváciu enzymatickej aktivity.

Tabuľka 4: Korelačné závislosti medzi pôdnymi charakteristikami a celkovým obsahom ťažkých kovov

	Hg	Cu	Zn	Pb
pH (CaCl ₂)	-0,88*	ns	ns	-0,89*
Pôdna vlhkosť	ns	ns	ns	ns
Ureáza	-0,98**	ns	ns	ns
Kyslá fosfatáza	ns	ns	ns	-0,92*
Alkalická fosfatáza	-0,87*	-0,97**	-0,92*	-0,94*

** Korelácia je signifikantná na hladine 0,01

* Korelácia je signifikantná na hladine 0,05

ns- nie je signifikantná

Mnoho autorov využívajú aktivitu pôdných enzýmov ako bioindikačnú metódu stanovenia toxikologického vplyvu rôznych polutantov na kvalitu pôdneho ekosystému (Shen et al. 2005, Karaca et al. 2010). Yang et al. (2007) potvrdili, že inhibícia aktivity pôdných enzýmov bola spôsobená kontamináciou ťažkých kovov, čo následne viedlo k zníženej úrodnosti a kvalite pôdneho prostredia. Aktivita pôdnej ureázy bola na lokalite Krompachy výrazne nižšia v porovnaní s lokalitou priemyselného parku v Strážskom, čo potvrdzuje závislosť a vyššiu afinitu tohto enzýmu na zvýšený vplyv toxických látok, čo potvrdzuje aj práca autorov Angelovičová et al. (2015). Reakcia rôznych enzýmov na rovnaký kov môže byť variabilná a rovnaký enzým môže reagovať rozdielne na rôzne polutanty v prostredí (He et al. 2003). Qu et al. (2011) pozorovali najvyšší inhibičný efekt práve v aktivite pôdnej ureázy vplyvom ťažkých kovov v porovnaní s inými pôdnymi enzýmami, čo taktiež korešpondovalo s našimi výsledkami.

Záver

Znečistená pôda vplyvom toxických látok nie je schopná produkcie rastlinnej biomasy a správnom fungovaní pôdneho ekosystému. Aj keď väčšina ťažkých kovov sa vyskytuje prirodzene v prostredí, ľudské aktivity (priemysel, poľnohospodárske postupy, spaľovanie fosílnych palív, alebo banská činnosť) narúšajú ich prirodzenú rovnováhu v prostredí. V práci sú uvedené výsledky výskumu uskutočneného v oblastiach, ktoré sú zaťažené vplyvom ťažkých kovov. Vplyv takýchto toxických látok nepriaznivo pôsobí na funkčné vlastnosti pôd a tým priamo zasahuje do ich produkčného využitia. Namerané hodnoty ťažkých kovov preukázali vplyv na aktivitu pôdnej ureázy a fosfatáz, ktoré sa v jednotlivých lokalitách odlišovali. So zvyšujúcim sa obsahom ťažkých kovov sa znižovala aktivita vybraných pôdných enzýmov. Zaznamenali sme pozitívnu signifikantnú závislosť medzi pôdnymi fosfatázami a medzi ureázou a kyslou fosfatázou. Na oboch lokalitách sa hodnoty olova pohybovali vysoko nad limitnú hodnotu a na základe toho je potrebné konštatovať, že tieto lokality je potrebné monitorovať, zabrániť akejkoľvek ďalšej akumulácii látok a tým zaistiť zníženie rizikových faktorov ovplyvňujúcich ekosystém.

Podakovanie

Autori ďakujú agentúre VEGA č. 1/0326/18 a VEGA č.2/0013/16 za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

Použitá literatúra

ANGELOVIČOVÁ L., BOBULSKÁ L., FAZEKAŠOVÁ D. (2015) Toxicity of heavy metals to soil biological and chemical properties in conditions of environmentally polluted area Middle Spiš (Slovakia). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Studies* 10(1): 193-201.

ANGELOVIČOVÁ L., BOBULSKÁ D., FAZEKAŠOVÁ D. (2014) Chemické a biologické vlastnosti pôdy ako indikátory znečistenia pôdneho prostredia vplyvom ťažkých kovov. *Folia Oecologica* 11: 11-19.

- ANGELOVIČOVÁ L., FAZEKAŠOVÁ D. (2014) Contamination of the soil and water environment by heavy metals in the former mining area of Rudňany (Slovakia). *Soil and Water Research* 9(1): 18-24.
- BOBUĽSKÁ L., FAZEKAŠOVÁ D., ANGELOVIČOVÁ L., KOTOROVÁ D. (2015) Impact of ecological and conventional farming systems on chemical and biological soil quality indices in a cold mountain climate. *Biological Agriculture and Horticulture* 31(3): 205-218.
- BROOKES P.C. (1995) The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19: 269-279.
- CANG L., ZHOU D.M., WANG Q.Y., WU D.W. (2008) Effect of electrokinetic treatment of heavy metal contaminated soil on soil enzyme activities. *Journal of Hazardous Materials* 172: 1602-1607.
- CIARKOWSKA K. (2018) Assessment of heavy metal pollution risk and enzyme activity of meadow soils in urban area under tourist load: a case study from Zakopane (Poland). *Environmental Science and Pollution Research* 25(14): 13709-13718.
- DEM KOVÁ L., BOBUĽSKÁ L. (2018) Vplyv toxických látok na zdravie a kvalitu pôdy. *Biodiversity & Environment* 10(1): 14-21.
- DOTANIYA M.L., PIPALDE J.S. (2018) Soil enzymatic activities as influenced by lead and nickel concentration in a vertisol of Central India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 101(3): 380-385.
- ĎURTA O., KHUN M. (2002) Environmentálna geochemia niektorých ťažkých kovov. Univerzita Komenského, Bratislava, 115 s., ISBN 80-223-1657-1.
- FAZEKAŠOVÁ D., BOBUĽSKÁ L. (2012) Pôdne organizmy ako indikátor kvality a environmentálneho stresu v pôdnom ekosystéme. *Životné Prostredie* 46(2): 103-106.
- FAZEKAŠOVÁ D., MACKOVÁ D., BOBUĽSKÁ L. (2011) Biodiversity and environmental quality in the conditions of ecological farming on soil. *Növénytermelés* 60: 427-430.
- FRANKOVÁ J., KORDÍK J., SLANINKA I., JURKOVIČ L., GREIF V., ŠOTTNÍK P., DANANAJ I., MIKITA S., DERCOVÁ K., JÁNOVÁ V. (2010) Atlas sanačných metód environmentálnych záťaží. Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, 362 s., ISBN 978-80-89343-39-3.
- GAO Y., ZHOU P., MAO L., ZHI Y., SHI W. (2010) Assessment of effect of heavy metals combined pollution on soil enzyme activities and microbial community structure modified ecological dose-response model and PCR-RAPD. *Environmental Earth Science* 60(3): 603-612.
- GÁBRIŠ Ľ. (1987) Chemizácia poľnohospodárskej výroby a ochrana životného prostredia. Príroda, Bratislava, 231 s.
- GRAY C.V., DUNHMAN S.J., DENNIS P.G., ZHAO F.J., MCGRATH S.P. (2006) Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud. *Environmental Pollution* 142(3): 530-539.
- GÜLSER F., ERDOĞAN E. (2008) The effect of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 145(1-3): 127-133.
- GREJTOVSKÝ A. (1991) Vplyv zúrodňovacích opatrení na enzymatickú aktivitu ťažkej nivnej pôdy. *Rostlinná Výroba* 37: 289-295.
- HE Z.I., XU Z.H., HUGHES J. (2003) Analyses of soil fungal communities in adjacent natural forest and hoop pine plantation ecosystems as revealed by molecular approaches based on 18S rRNA genes. *FEMS Microbiology Letters* 247(1): 91-100.
- HRONEC O., VILČEK J., TÓTH T., ANDREJOVSKÝ P., et al. (2008) Heavy metals in soils and plants of contaminated area Rudňany-Gelnica. *Acta Regionalia et Environmentalica* 1:24-28.

- CHAZIJEV F. CH. (1979) Fermentativnaja aktivnost' počv. Nauka, Moskva, s. 142-150.
- KAKAR P., JEFFERY F.N. (2005) Biological markers for metal toxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 19(2): 335-349.
- KANDELER E., TSCHERKO D., BRUCE K.D., STEMMER M., HOBBS P.J., BARDGETT R.D., AMELUNG W. (2000) Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. *Biology and Fertility of Soils* 32(5): 390-400.
- KARACA A., CETIN S.C., TUGAY O.C., KIZILKAYA R. (2010) Effects of heavy metals on soil enzyme activities. In: SHERAMETI I., VARNA A. (eds.) Soil heavy metals. Springer, New York, p. 237-262.
- KLINDA J., LIESKOVSKÁ Z. A KOL. (2005) Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2004. Ministerstvo životného prostredia, Bratislava, 244 s., ISBN 80-88833-40-X.
- LAHUČKÝ L., ÁRVAY J., BYSTRICKÁ J., ČÉRY J. (2009) Obsah ťažkých kovov v poľnohospodárskej produkcii dopestovanej v metalicky zaťaženom regióne Slovenska. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)* 55(3): 156-163.
- LINKEŠ V., DOŠEKOVÁ A., KOBZA J., MAKOVNÍKOVÁ J. (1997) The natural geochemical sources of soil contamination by risk trace elements in Slovakia. Proceedings n. 20 – Vedecké práce č. 20. VÚPÚ, Bratislava.
- MENG X., AI Y., LI R., ZHANG W. (2018). Effects of heavy metal pollution on enzyme activities in railway cut slope soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 190(4): 197.
- MICHAELI E., BOLTIŽIAR M. (2010) Vybrané lokality environmentálnych záťaží v zaťažených oblastiach Slovenska. *Geografické Štúdie* 1: 18-47.
- PASTERNAKOVÁ D., BOBUŠKÁ L. (2016) Aktivita pôdneho mikrobiálneho spoločenstva vybraných invadovaných porastov. *Folia Oecologica* 8(1): 39-43.
- QU J., REN G., CHEN B., FAN J. (2011) Effects of lead and zinc mining contamination on bacterial community, diversity and enzymatic activities of vicinal cropland. *Environmental Monitoring and Assessment* 182(1-4): 597-606.
- RANELLA G., MENCH M., LADNI L., NANNIPIERI P. (2005) Microbial diversity and hydrolase synthesis in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 37(1): 133-139.
- SHEN G., GAO L., LU Y., HONG J. (2005) Influence of phenanthrene on cadmium toxicity to soil enzymes and microbial growth. *Environmental Science and Pollution Research* 12(5): 259-263.
- WAHSHA M., NADIMI-GOKI M., FORNASIER F., AL-JAWASREH R., HUSSEIN E.I., BINI C. (2017). Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soil. *Catena* 148: 40-45.
- WANG Y.P., LI Q.B., SHI J.Y., LIN Q., CHEN X.C., WU W., CHEN Y.X. (2008). Assessment of microbial activity and bacterial community composition in the rhizosphere of a copper accumulation and a non-accumulator. *Soil Biology and Biochemistry* 40(5): 1167-1177.
- YANG Y.G., SHU W.S., LAB C.Y. (2007) Heavy metal concentration and plant ability assessment of edible vegetables in Lechang lead-zinc mine area. *Metal Mine* 12: 126-127.
- YEATES G.W., ORCHAND V.A., SPEIR T.W., HUNT J.L., HERMANS M.C.C. (1994) Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biological activity. *Biology and Fertility of Soils* 18(3): 200-208.
- ZÁKON NR SR 220/2004 Z.z. Zákon o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy. 38 s.

CHANGES IN SOIL CHARACTERISTICS AS A CONSEQUENCE OF LONG-TERM SOIL IRRIGATION

Jan VOPRAVIL¹, Petr VRÁBLÍK², Tomáš KHEL¹, Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ², Eliška WILDOVÁ²

¹Research Institute for Soil and Water Conservation, Žabovřeská 250, 156 27, Prague, Czech Republic.
vopravil@vumop.cz, khel@vumop.cz

²J. E. Purkyně University in Ústí nad Labem, Faculty of the Environment, Department of Natural Sciences, Králova výšina 3132/7, 400 96, Ústí nad Labem., Czech Republic. Jaroslava.Vrablikova@ujep.cz, Petr.Vrablik@ujep.cz, Eliska.Wildova@ujep.cz

Abstract

The objective of this work was to assess the effect of the long-term irrigation of soils (arenic chernozem, modal fluvisol and modal regosol in the model area of Nedomice, Mělník district) on the profile changes in their physical and chemical characteristics. The evaluation was performed on the principle of the retrospective comparison of two sets of analytical data archive results determined in soil samples collected during hydropedological research in the year 1954 (before the realization of irrigation), and the corresponding current results of the analyses of soil samples - collected in the year 2006 - in the same, precisely focused locations, at the same collection depths and using the same analytical methods as half a century ago. The content of selected hazardous elements (As, Cd, Pb and Zn) in these long-term irrigated soils was also monitored, and it demonstrated their increased concentration (particularly cadmium and zinc), but it was not possible to prove that it was caused exclusively by irrigation.

Key words: irrigation, physical/chemical soil characteristics, hazardous elements, Mělník district

Introduction

The contribution is focused primarily on influencing the values of physical soil indicators (porosity P, bulk density p_z , reduced bulk density RBD and maximum capillary water capacity MCWC); of the pedochemical indicators, changes in pH/KCl exchange soil reaction values were compared. The evaluation was performed on the principle of the retrospective comparison of two sets of analytical data: archive results determined in soil samples collected during hydropedological research in the year 1954 (before the realization of irrigation), and the corresponding current results of the analyses of soil samples - collected in the year 2006 - in the same, precisely focused locations, at the same collection depths and using the same analytical methods as half a century ago. The results are processed in the Access database program, and statistically evaluated using a paired t-test at a significance level of $\alpha_{0,05}$ or $\alpha_{0,1}$ in the Unistat program. Even at the time of collection of the samples, significant solidification manifested itself in the topsoil horizon. No demonstrable change occurred in the exchange soil reaction as a result of long-term irrigation in any of the monitored soils. Acidification, which logically comes about as a consequence of calcium loss by leaching, was evidently suppressed or even eliminated by systematic organic and mineral fertilization (including fertilization with calcic manure, or liming) and the decrease in calcium was thereby compensated. On the contrary, in each of the observed soil types, long-term irrigation manifested itself by significant changes in the monitored physical properties: in black earth modal topsoil, a decrease in the maximum capillary water capacity value occurred, while in the subsoil there was a statistically demonstrated reduction in porosity, and

<https://dx.doi.org/10.21062/ujep/232.2019/a/1802-212X/SO/12/1/45>

Vopravil, J. – Vráblík, P. – Khel, T. – Vráblíková, J. – Wildová, E. (2018): Changes in soil characteristics as a consequence of long-term soil irrigation
Studia Oecologica, 12, No. 1, pp. 45–53, ISSN: 1802-212X

at the same time an increase in reduced bulk density. All of these changes indicate solidification of the subsoil, and reduced aeration and permeability of the soil horizon. The rinsing regimen of the irrigated soils brings about the settling of soil particles as a consequence of the disruption of an unstable structure. Technogenic degradation caused by the movement of agricultural machinery enhances the adverse impacts of irrigation on the soil structure. Similar statistically demonstrable changes in physical characteristics also came about in samples of modal fluvisol: a reduction in the level of porosity and maximum capillary water capacity, and on the contrary an increase in reduced bulk density; in the subsoil, there was a small but demonstrable increase in bulk density and a reduction in the MCWC level. Likewise, in exponents of modal regosol, a demonstrable growth of reduced bulk density and bulk density, and at the same a reduction in the level of porosity and the maximum capillary water capacity values, was recorded. All of these adverse changes in physical characteristics in the topsoil of long-term irrigated regosols document that significant compacting has also affected these soils - in spite of their light texture. In general, the rule applies that light soils resist the compacting process better than soils with a heavier texture.

Irrigation systems have always been constructed primarily for the purpose of a positive effect on moisture conditions in soils, which are one of the main requirements for the growth and development of plants, and the increase of production yield and quality. The moisture requirements of cultivated plants cannot be adequately satisfied, always and everywhere, from natural sources, i.e. by atmospheric precipitation and the capillary rise of water from soil reserves. Jensen and Allen (2016) defines irrigation as an activity during which additional water is applied to the soil, which together with the water which is already naturally present in the soil enables, or at least supports, plant production. This activity has been intrinsic to humankind since times of old; in particular, it was already widespread in ancient Egypt in the 3rd millennium BC (Hillel, 1994). Even in those times, in some parts of the world irrigation not only had a decisive significance for feeding humankind and farm animals, but it also had other impacts, connections and direct and indirect social consequences, and was often also connected with political and cultural-religious aspects. The importance of irrigation is evident from the fact that, at present, almost an entire third of global agricultural production was cultivated on a mere four percent of the global expanse of agricultural soil suitable for harvesting, using intensive irrigation (Jensen and Allen, 2016). According to Bauder et al (2011) an irrigated area produces a 2 - 2.5 x higher average yield; if we also take into consideration the higher quality of production on irrigated soil, then the effectiveness of irrigation is as much as triple that of unirrigated soil. According to FAO materials (2000), we would have to obtain around an extra 250 million hectares of new production areas if we were to do without irrigation (and this is even under the assumption of non-declining, permanently sustainable soil fertility). On the other hand, under certain conditions, the systematic irrigation of soils can mean a significant risk for soil quality (unfortunately quite frequently, and moreover with considerable intensity) and can subsequently reduce its production capability, not only by the significant deterioration of physical soil characteristics (wetting, muddying, loss or damage of soil structure, flushing out of soil particles), but in a number of cases also by salinization and solidification (particularly in the arid localities of the Middle East - in Mesopotamia, large areas of Iraq, Syria etc.), or soil contamination by heavy metals and other, for example organic pollutants from industrial waste and sewage, and last but not least by pesticides and other pollution sources (Kabata-Pendias, 2011). Unfortunately, these and other signs of soil degradation can already be easily identified on enormous expanses of irrigated soils; globally, we are talking about millions, or even tens of millions of hectares (Rengasamy, 2006). In addition to this, erosion and sedimentation in canals and reservoirs in older irrigation systems limits their lifespan (Jensen and Allen, 2016). This however also relates to modern water reservoirs, dams etc. Of course, it is evident that the persistent growth in the world population cannot endure without the further development of irrigation; we can even count on the fact that, in the effort to increase the efficiency of plant production, supplemental irrigation will have to be developed more and more - even in humid conditions (Hoffman, 2007). It will probably be increasingly necessary to use decontaminated and sanitary water from industrial and municipal waste water, because the global irrigation industry is more and more restricted by the limited sources of quality surface water. Of course, the necessary further development of the irrigation industry anticipates the purposeful and adequate intensification of agricultural and water management research - particularly which focused on the increased protection of soil against the probable

negative effects or irrigation. Evidently, the systematic monitoring of the expected deterioration of some physical and chemical soil properties will have to be developed. Designers and development workers are expected to strive to accelerate the development of ever more modern technical irrigation equipment - precise, automated, economical, focusing on scientifically managed systems with the most efficient use possible of irrigation water, central pivot irrigation, capillary irrigation and micro irrigation. In case of doubts regarding efficiency, or when comparing the benefits of irrigation with the costs of the elimination of the consequences of its harmful effects, we should be aware that the existing contamination of surface runoff as a consequence of irrigation would have to be as much as tripled for the costs of its elimination to exceed the effect of irrigation management (Hoffman, 2007). If, therefore, the maintenance of the level and quality of food production is inconceivable without irrigation, then it is all the more necessary to thoroughly utilize the obtained findings, and develop adequate permanently sustainable irrigation system technology, so that the damage to the environment and soil fertility can gradually be annulled or at least minimized.

Materials and methods

The objective of the work is to define, monitor and describe the chemical and physical changes which occur in soils as a consequence of both drainage and irrigation. This contribution is aimed at influencing the values of selected indicators brought about by long-term soil irrigation in the most significant soil exponents of the Nedomice model area, namely in arenic black earth, modal regosol and modal fluvisol. The evaluation was performed on the principle of the retrospective comparison of two sets of data: the results of selected archive physical, and to a lesser extent also chemical analyses (pH /KCl) performed during hydropedological research before the realization of irrigation in the year 1954, and the corresponding paired results of the analyses of soil samples collected in the year 2006 in identical, precisely focused locations, at the same collection depths and using the same determination methods as half a century ago. The results were processed in the Access database program, and statistically evaluated using a paired t-test at a significance level of $\alpha_{0,05}$ or $\alpha_{0,1}$ in the Unistat program.

Of the total 20 excavated probes, 212 soils samples were collected from the upper two to three horizons to monitor changes in the values of the most important indicators in topsoil and subsoil: in the case of arenic black earth, 6 probes were excavated, while 7 probes were excavated from fluvisol and modal regosol.

Nedomice model area

Located in the Mělník district, north-west of Brandýs nad Labem, the area of interest falls climatically within a dry, warm region with mild winters, with average total precipitation of 527 mm and an average annual temperature of 8⁰ C; the duration of the vegetation period was 176 days (from the 19th of April to the 12th of October) with an average temperature of 15⁰ C. Various types of vegetables, early potatoes and other crops have long been cultivated in the area of interest using irrigation. Geologically, this area falls within the middle Polabí [Elbe Lowlands] region (in the Czech table system); it has a flat character with an average altitude of 170 m above sea level, with the terrain broken up by the low peak of Cecemín (height 238 m above sea level). Most of the area of interest is formed by the diluvial and aluvial deposits of the Elbe river; these river terraces date back to from the cool Pleistocene periods. Regosols, and arenic black earths, have developed on them. Soils formed on sandy gravel are typically light, often with a low humus content, and permeable for both air and water, so they are usually dry if the groundwater level is low. The sandy and sandy gravel deposits of diluvial terraces and the soils of flooded valleys spread over both sides of the Cecemín peak, formed by a highly calcic chalk marlite which affects the adjacent areas. Non-carbon alluvial clays with light to medium-heavy textures are usually present on the sandy gravel terraces in the lower positions, while north-west of Nedomice there are alluvial deposits: modal fluvisols have developed on both of these substrates. In the south, the boundary of the area of interest is formed by the regulated flow of the Elbe river, with former meanders and blind shoulders. A higher groundwater level, contingent on the fluctuation of the level of the river, occurs naturally in the areas along the Elbe.

Collection and analysis of samples

The collection of soil samples confirmed the solidification of the soil - often already beginning with the topsoil horizon - manifesting itself by increasing plow resistance, and therefore requiring ever stronger (and unfortunately also heavier) tractors, whose movements solidify the soil even more. All of the monitored soils were characterized by being not very stable, and with a rather weakly developed structure - primarily board-like, cloddy, and prone to falling apart easily. Essentially, even the irrigation itself has a negative effect on soil structure, as the kinetic energy of the falling drops of water often disrupts soil aggregates. As the hydrological research of the 1950s was focused on researching the possibilities of constructing irrigation systems, it prioritized the determination of the soil texture, and physical indicators before pedochemical ones. In this model area's soils, the determination of chemical properties was limited to the pH / KCl exchange soil reaction (while in the case of soil samples from other model areas, other chemical indicators were also determined as standard). Moreover, in collections from selected probes in the year 2006, the content of hazardous elements (As, Cd, Pb, Zn) in a 2M extract with nitric acid was also monitored.

Of the physical soil characteristics, the following were determined:

- porosity P (amount of pores in soil volume);
- bulk density ρ_z (weight of dried sample without pores to unitary soil volume)
- reduced bulk density RBD (weight of dry sample in natural position - with pores - to unitary soil volume)
- maximum capillary water capacity MCWC (expresses the soil's ability to attract water using capillary forces).

Results and discussion

Soil properties and their changes in individual soils types in the area of interest

1. Chernozem

In the Nedomice model area, it has developed mostly on calcic sands on river terraces at an altitude of around 170 m above seal level; the groundwater level fluctuated at a depth of 110 - 120 cm beneath the terrain. The fields are intensively cultivated; the profile is revived, with a high occurrence of roots. The topsoils have a granularity which is light (sandy to aluminous sandy) but also medium-heavy (sandy aluminous to aluminous), with a medium developed structure which is usually lumpy, cloddy or, in exceptional cases, polyhedral. The consistency is moist and cohesive, in two cases with carbon pseudomycelium; in one probe, solidification was already discovered in the topsoil. Of the chemical properties, only the exchange soil reaction was monitored: it is favorable, fluctuating among neutral to weakly alkalic values - in the case of the carbon-free probe, the increase in pH/KCl is the consequence of the use of calcic fertilizers. The soils mostly have high pufration ability, so they withstand the effects of acidification relatively easily. In the entire data set, no demonstrable change in the exchange soil reaction was discovered in the topsoil or the subsoil (Tab. 1). Only exceptionally, in a sample collected from subsoil in a single probe in the year 2006, was a reduction in the pH value to the level of a weakly acidic reaction discovered: this is a probe whose profile does not contain carbons, and is poorly saturated in terms of sorption. Its subsoil is not affected by liming to the same extent as the topsoil, so the effect of continuing irrigation logically leads to the flushing out of calcium ions and their loss from the sorption complex, or to their replacement by hydrogen ions. In addition to this, irrigation resulted in the reduction of the sorption capacity by the partial depletion of the finest dispersion particles-

Physical properties: of the monitored characteristics, a statistically demonstrable change (reduction in values) was only discovered in black earth topsoils in the case of maximum capillary water capacity MCWC (at a significance level of $\alpha_{0,1}$); compared to the situation before irrigation, a considerable reduction occurred (by approximately 18%). In terms of the soil structure, the cloddy, relatively compact type prevails; it seems therefore that during long-term cultivation, including irrigation, mineral

fertilization and intensive mechanization, a more closely packed deposition of particles occurred - creating larger, firmly connected soil aggregates, which cannot be completely pulverized even by fall plowing. From the perspective of granularity, the subsoil did not differ from the topsoil (with the exception of a single probe, which collected lighter, aluminous sandy subsoil. The structure is mainly medium-developed, predominantly lumpy to indicative of lumps, while in a smaller number of cases it is only weakly developed. The subsoil was mostly revived, with a high occurrence of roots. Over approximately fifty years, a demonstrable change occurred here in the porosity value P ($\alpha_{0.05}$) and simultaneously a demonstrable increase ($\alpha_{0.1}$) in the reduced bulk density (RBD) value. In soils with lighter granularity, this reduction in porosity P attained a proportion of approximately 11% (see table 1). In subsoil, the increase in the RBD value is relatively significant, and attests to the significant compacting of the subsoil horizon of systematically irrigated black earths. Similarly, the increased bulk density values (ρ_z), even when their growth is not statistically demonstrable, also confirm an increase in the compacting of the black earth subsoil horizon.

Table 1: Statistical evaluation of changes in pedophysical and pedochemical indicators in arenic black earth as a consequence of long-term irrigation

CHERNOZEM	topsoil		average	change	subsoil		average	change
significance level	$\alpha_{0.05}$	$\alpha_{0.1}$	old samples	(%)	$\alpha_{0.1}$	$\alpha_{0.05}$	old samples	(%)
pH/KCl	±	±			±	±		
P	±	±			>		43.3	11.0
p _z	±	±			±	±		
RBD	±	±			±	<	1.5	6.1
MCWC	±	>	35.0	18.0	±	±		

± – inconclusive development
 > – demonstrable reduction
 < – demonstrable increase

2. Fluvisol

In the area of interest, it has developed on non-calcic alluvial deposits with a lighter to medium-heavy texture, mostly on lowlands, with a groundwater level of under 120 cm. They are intensively cultivated (growing of vegetables before irrigation). They are significantly endangered by wind erosion. In individual probes, the fluvisol topsoils have variously developed structures - from weakly to distinctively developed, according to cloddy, lumpy and polyhedral types (Tab. 2).

Table 2: Statistical evaluation of changes in physical and chemical soil indicators in modal fluvisol as a consequence of long-term irrigation

FLUVISOL	topsoil		average	change	subsoil		average	change
significance level	$\alpha_{0.05}$	$\alpha_{0.1}$	old samples	(%)	$\alpha_{0.05}$	$\alpha_{0.1}$	old samples	(%)
pH/KCl	±	±			±	±		
P	>		44.2	26.0	±	±		
p _z	±	±			<		2.61	1.2
RBD	<		1.46	21.8	±	±		
MCWC	>		36.7	33.5	±	>	33.3	24.1

± – inconclusive development
 > – demonstrable reduction
 < – demonstrable increase

Even at a depth of 10-20 cm beneath the surface, the soil in all of the probes was solidified. According to the clay particle content more than half of the fluvisol probes (4 out of 7) fall within the category of light soils. The subsoil has a weakly to medium-developed structure - similarly to the topsoil; it is revived, with a high occurrence of roots. As a consequence of irrigation, a change of texture occurred

in about a third of the soil probes - from the heavier granularity category to aluminous sandy granularity, mainly in the subsoil. No statistically significant soil reaction change occurred as a consequence of irrigation (table no. 2) demonstrated in the fluvisol topsoils or subsoils, even though there was in fact a reduction in the pH/KCl level in most probes, to the level of medium to strong acidity; on the contrary, however, the effect of the use of calcic fertilizers prevailed in one probe, so in fact the opposite trend occurred - in both the topsoil and the subsoil. Unlike the statistically insignificant soil reaction changes, very demonstrable changes were discovered in the values of some of the physical characteristics in the fluvisol soil profile: as a consequence of long-term irrigation, a reduction in the level of porosity P and maximum capillary water capacity MCWC values occurred in the topsoil, while the reduced bulk density RBD values increased (Tab. 2). In all of the fluvisol probes' profiles, it was discovered that compacting began just a few centimeters beneath the surface. The effect of intensive irrigation and the movement of cultivation and harvesting machinery leads to a reduction in porosity and a connected increase in reduced bulk density RBD; similarly, the bulk density values p_z also increased, but their growth trend is inconclusive. The decrease in the MCWC level is probably connected with the formation of coarser, non-capillary pores between the soil aggregates, which in fact are larger or smaller lumps created during fall plowing by the disruption of the compact surface solidified by both irrigation and the movement of machinery. It is interesting that, in sandy aluminous fluvisol topsoil, a noticeable change in the proportion of clay particles did not occur, while in the subsoil all of these probes show a considerable loss thereof - on average of as much as a quarter - while, in the third horizon, their proportion actually increased. It is therefore evident that intensive irrigation leads to their shifting within the soil profile. It is interesting that in topsoil - unlike in subsoil - their content did not decrease during irrigation. We can explain this by the fact that, for one, the quantity of clay particles is partially replenished by organic fertilization, and also that some of them are carried to the topsoil directly with irrigation water, in which clay particles are dispersed as opacity. We can also observe a similar profile movement of fine soil particles in aluminous sandy soils, but the reduction in the proportion of clay particles in the subsoil is not as significant as in heavier soils. A statistically demonstrable increase in bulk density z, p at a significance level of $\alpha_{0.05}$, as well as a reduction in the MCWC level at a significance level of $\alpha_{0.1}$ was found in fluvisol subsoil. Here, the changes in the physical indicator values also confirm that solidification processes are taking place in the soil - as a consequence of the rinsing of the soil profile over many years of irrigation.

3. Regosol

In the Nedomice model area, it has developed on sands. With the exception of two probes, which are in sandy aluminous topsoil, these are usually light, aluminous sandy soils, whose upper dark horizon changes quickly to a soil-forming substrate; the groundwater level was not ascertained in any of the excavated probes. Almost half of these probes are endangered by wind erosion. The structure in the topsoil is mostly medium-developed, and very variable - from finely crumbly, cloddy, lumpy or grainy to polyhedral. In the 2nd evaluated horizon, which is formed by the mother substrate itself, no statistically demonstrable changes in soil properties were recorded, which is why we limited ourselves to an evaluation of the topsoil horizon (Tab. 3).

Table 3: Statistical evaluation of time changes in soil characteristics in modal regosol as a consequence of long-term irrigation

REGOSOL	topsoil		average	change	subsoil		average	change
	$\alpha_{0.05}$	$\alpha_{0.1}$	old samples	(%)	$\alpha_{0.05}$	$\alpha_{0.1}$	old samples	(%)
pH/KCl	±	±			±	±		
P	>	±	38.2	16.4	±	±		
p_z	±	<	2.65	4.0	±	±		
RBD	<	±			±	±		
MCWC	>		26.6	21.9	±	±		

± – inconclusive development
 > – demonstrable reduction
 < – demonstrable increase

With the exception of a single probe, the effect of intensive irrigation led to a reduction in the soil reaction, or more precisely to an increase in acidity; in some cases even below the threshold of strong acidity (pH /KCl <5) - such a significant decrease is probably the consequence of not only systematic irrigation (flushing out of Ca²⁺ - ions from the topsoil), but in this case evidently also mineral fertilization inadequately compensated by liming. On the other hand, an inverse shift occurred in one probe (an increase in the pH value) so, overall, we cannot confirm a statistically demonstrable reduction in pH /KCl values (Tab. 3). However, in the topsoil of long-term irrigated regosols, we demonstrated statistically significant changes in some physical characteristics: at a significance level of $\alpha_{0,05}$, it is possible to demonstrate that an appreciable reduction in porosity P and maximum capillary water capacity MCWC occurred (Tab. 3). On the contrary, the reduced bulk density RBD value increased, and bulk density z also rose somewhat p (at a significance level of $\alpha_{0,1}$). From these changes in physical characteristics, it is evident that solidification occurred in the regosol topsoil - mainly due to the effect of the irrigation itself. It is not possible to exclude the adverse effect of the pressure exerted by the movement of machinery, but in soils with such light granularity this reason for the compacting of the soil is usually not as significant as in the case of heavier soils. The reason for the low stability of the structure in the regosol is the very low proportion of the finest soil particles (I. granularity category) and the low proportion of humus (and therefore also a low level of CWC sorption capacity); the insufficiency of both of these cementing components (and moreover a decreasing concentration of calcium ions) adversely affects the formation and stability of the structure of these soils. During irrigation, the soil structure in regosols is very significantly disrupted by the kinetic energy of the falling drops of water; a part is also played by the constant rinsing of the soil profile, and depletion of clay particles together with nutrients - including calcium ions. Apart from this - given the intensive cultivation of vegetables on these irrigated areas - we must expect more frequent cultivation and the movement of machinery. From a pedochemical perspective - given the light texture of these soils - the intensive mineralization of the supplied organic material and its rapid decomposition easily occur, so in this case the effect of organic fertilization does not persist in a longer term. Nevertheless, it applies that organic fertilization is absolutely essential for efficient agricultural production on these soils. Compacting after irrigation is truly also a major problem in these soils, and the afore-mentioned changes in physical indicators are characteristic for them.

To conclude, therefore, we can state that, in the soil profile of chernozem, irrigation led to significant changes in porosity, reduced bulk density and maximum capillary water capacity; in fluvisols, we registered a significant increase in RBD and a reduction in porosity, particularly in the subsoil, while the bulk density value increased significantly in the subsoil - while the MCWC simultaneously decreased. In regosols, essentially similar quantitative shifts occurred, but first and foremost the bulk density increased.

Risky element contents in long-term irrigated soils

Risky elements - namely heavy metals - mainly enter soil via anthropic activity, such as the admixture of industrial fertilizers (e.g. cadmium together with phosphates), from organic waste (cleaning plant waste, manure etc.), from atmospheric industrial pollutants, and last but not least from irrigation water of unsuitable quality (for example from polluted river water). Their mobilization in the soil usually occurs during acidification, but in a number of cases they mobilize, on the contrary, in an alkaline environment. Heavy metals are hazardous in that they often undesirably affect microbial life, mainly respiration, nitrification, mineralization, the activity of certain enzymes etc. (Novák, 2002).

From Table 4, it is evident that in some irrigated soils, namely in modal fluvisol, there is a relatively high concentration of risky elements; mainly cadmium, but also zinc. However, it is difficult to assess whether these high concentrations are the result of irrigation, because we do not have the results of the determination of these values in samples collected in the 1950s at our disposal. In addition to this, it is known that fluvisols (even unirrigated) are often highly burdened by risky elements (Vácha, 2003). Although we can reasonably believe that their high content, or even - in the case of cadmium - the exceeding of the limits of these hazardous substances was truly caused mainly by long-term irrigation, it is not possible to prove it. After all, cadmium can enter soil to a large extent as an undesirable admixture in some lower-quality phosphorus fertilizers.

Table 4: Risky element content in irrigated soils in the Nedomice model area (topsoil)

description of monitored soils			risky element content in 2M HNO ₃ (mg / kg)			
soil type	subtype	granularity	As	Cd	Pb	Zn
black earth	arenic	sandy aluminous	1.5	0.2	12.6	22.1
black earth	arenic	sandy	0.7	0.1	7.6	13.4
black earth	arenic	aluminous sandy	1.4	0.1	10.7	9.2
fluvisol	modal	sandy aluminous	1.4	0.6	21.8	41.5
fluvisol	modal	sandy aluminous	2.5	0.2	14.9	21.2
fluvisol	modal	aluminous sandy	1.5	0.5	16.4	34.7
fluvisol	modal	aluminous sandy	1.4	0.1	18.5	11.8

To assess soil contamination, we have included an abbreviated table (Tab. 5) of admissible values of selected risky elements - arsenic, cadmium, lead and zinc (mg/kg) stipulated in 2M HNO₃. The limit values are listed separately for light soils (a more stricter norm) and for other soils.

Table 5: Maximum admissible risky element concentrations in soil stipulated in 2M HNO₃ (mg / kg) as per Decree no. 13/1994 Coll

soil type:	As	Cd	Pb	Zn
light soils	4.5	0.4	50.0	50.0
other soils	4.5	1.0	70.0	100.0

Conclusions

The results of our observation have led to the following findings: in the soil profile of arenic black earth, irrigation led to a significant decrease in porosity and maximum capillary water capacity, while in the subsoil it led to an increase in reduced bulk density; in the case of modal fluvisol, we registered a significant increase in the RBD level (in the topsoil) and bulk density (mainly in the subsoil), while the MCWC value in both the topsoil and the subsoil decreased significantly; in the topsoil, porosity also decreased demonstrably. In modal regosol topsoil, a statistically demonstrable reduction in both porosity and MCWC values occurred, with a simultaneous considerably increase in RBD and bulk density values. All of these changes confirm a significant compacting in the profile (including the topsoil) of the monitored soils as a consequence of long-term irrigation. From monitoring the risky element content in soil samples collected in the year 2016, it is evident that their concentration (particularly that of cadmium and zinc) is relatively high; in some cases, it even exceeds the limit values. However, as the paired analyses from the 1950s are not available, it is not possible to prove the extent to which long-term irrigation is responsible for their high content.

Acknowledgments

This study presents the results of a research project NAZV QJ1520026 (10%) entitled “Optimizing the Use of Agricultural Land to Support Infiltration and Water Retention with Impact on Prediction of Droughts and Floods in the Czech Republic.” The remainder of this research was supported by project QJ1520307, entitled “Sustainable Forms of Management in an Anthropogenically Burdened Region.” Both projects were carried out with financial support from the state budget resources through the program “Comprehensive Sustainable Farming Systems 2012 – 2018 (KUS)” as a part of the Ministry of Agriculture of the Czech Republic.

References

- BAUDER, T. A., WASKOM, R. M., SUTHERLAND, P. L. AND DAVIS, J. G. (2011) *Irrigation Water Quality Criteria*. Fact Sheet No. 0.506, Crop Series, Colorado State University, 4 p.
- FAO-Food and Agriculture Organization: FAOSTAT-Agric. Data (2000) *FAO-On Line Database*.
- HILLEL, D. (1994) *Rivers of Eden - The struggle for Water and the Quest for Peace in the Middle East*. Oxford University Press, New York, pg 355.
- HOFFMAN, G.J., EVANS, R. G., JENSEN, M. E., MARTIN, D. L., ELLIOT, R. L. (2007) *Design and Operation of Farm Irrigation Systems*, 2nd edition. American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- JENSEN, M. E., ALLEN, R. G. (2016) *Evaporation, Evapotranspiration, and Irrigation Water Requirements*. Task Committee on Revision of Manual 70, American Society of Civil Engineers, Reston.
- KABATA-PENDIAS, A (2011) *Trace elements in soil and plants.*, Fourth edn. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington.
- NOVÁK, P. et al. (2002) *Contemporary state, soil evolution processes and their categorization from the point of view of both production and extraproduction function and vulnerability*. Research Report Nr. MZe-M 07-99-01-02, Prague (in Czech language).
- RENGASAMY, P. (2006) *World salinization with emphasis on Australia*. *Journal of Experimental Botany*, Volume 57, Issue 5. pp. 1017 – 1023.
- VÁCHA, R., POLÁČEK, O., HORVÁTHOVÁ, V. (2003). *The agricultural use of the soils in lowlands from the point of view of soil hygiene*. Pedological days, Brno p. 42-48; (in Czech language).

STAV FLÓRY A POROSTŮ JAKO VÝSLEDEK REKULTIVACE JEZERA MOST

THE STATE OF FLORA AND VEGATION OF LAKE MOST AS A RESULT OF ECOLOGICAL RESTORATION

Iva MACHOVÁ¹, Karel KUBÁT², Ladislava FILIPOVÁ³, Petr NOVÁK¹,
Michal ŘEHOŘ¹

¹Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96, Česká republika, iva.machova@ujep.cz, petr.novak@ujep.cz

²Univerzita J. E. Purkyně, Přírodovědecká fakulta, Za Válcovnou 8, Ústí nad Labem 400 96, Česká republika

³Oblastní muzeum Litoměřice, 412 01, filipoval@centrum.cz

Abstrakt

Cílem práce je popsat flóru a porosty vodní nádrže Most a jejího blízkého okolí. Současný stav je výsledkem technických a biologických rekultivací a spontánní sukcese na území zcela změněných povrchovou těžbou uhlí (lom Ležáky - Most) Zaplavením části bývalého lomu vznikla vodní nádrž „jezero“ Most. Porosty byly podle svého charakteru rozděleny do devíti typů, některé představují jen krátkodobé fáze sukcese. V práci je zaznamenáno 301 druhů rostlin, které zde byly zaznamenány během let 2010 – 2015. Součástí charakteristik jsou i vybrané pedologické parametry a mineralogické složení substrátů. Z hlediska biodiverzity a ochrany přírody je zajímavá přítomnost termofilních, halofilních a hygrofilních druhů. V závěru je stručně upozorněno na změny, ke kterým v území došlo v období 2015 – 2018.

Abstract

The aim of this paper is to describe the flora and vegetation of Most lake and its vicinity. The current state resulted from the technical and biological restoration, as well as from the spontaneous succession in this area, which had been completely changed by the surface mining (Ležáky mine). The flooding of the former mine resulted in the artificial reservoir “Most lake”. The occurring vegetation was divided into nine types, some of which represents only the short-term phases of succession. In this paper, we recorded 301 species of plants, which were found between 2010 and 2015. From the perspective of biodiversity and nature preservation, interesting is the presence of thermophilous, halophytic and hydrophilous species. The part of the characteristics are selected pedological parameters and mineralogical composition of substrates. In the conclusion, we also briefly draw attention to the changes, which has been happening between 2015 and 2018.

Klíčová slova: jezero Most, důl Ležáky, flóra, sukcese, rekultivace

Key words: Lake Most, Ležáky mine, flora, succession, ecological restoration

Úvod

Práce zachycuje stav flóry a typy porostů v době dokončování rekultivací a napouštění jezera Most. Přínosné je především sledování sukcese a vlivů výsadby na relativně velkém, uměle vytvořeném území.

Těžba uhlí v dolu Ležáky skončila v roce 1999. Území bývalého lomu o ploše 1264 ha je rekultivováno. Byla použita hydrická forma rekultivace, při které bylo dno jámy lomu zatopeno za vzniku nádrže o ploše 309,4 ha a maximální hloubce ca 75 m. Napouštění bylo ukončeno v září roku 2014 na úrovni hladiny v nadmořské výšce 199 m. Kolem jezera je vybudována zpevněná břehová linie a břehová komunikace délky 9 380 m (Dvořák et Švec 2009). V současnosti jsou dokončovány výsadby dřevin, probíhá údržba stávajících porostů, dochází ke stavbě silnice Most – Mariánské Radčice a je doplňována síť místních komunikací. Výstavba probíhá i na jižní straně nádrže, kde budou rekreační prostory a pláže.

Metodika

Během vegetační sezony 2010 až 2015 byl proveden floristický inventarizační průzkum v různých typech porostů na území bývalého lomu Ležáky. V roce 2018 byl stav aktualizován. Názvosloví rostlin je podle Kubát a kol. (2002). Životní formy byly určeny dle Ellenberga a kol. (1992). V tabulkách a grafech jsou použity symboly P – phanerofyt, N – nanophanerofyt, H – hemikrypto-fyt, Ch – chamaefyt, A – hydrofyt, T – terofyt a G – geofyt.

Podle podobnosti porostu (pokryvnosti, výšky porostu, přítomnosti dominant, managementu, výsadby, přítomnosti vodní plochy, převládající formy narušování) bylo charakterizováno devět typů: I. počáteční stádium sukcese, II. opuštěná místa bez rekultivace (na vnějším obvodu lomové jámy), III. starší sukcesní stádium s dominancí trav, IV. místa bez vegetace či s nízkou pokryvností rostlin, V. břehové porosty mělkých vodních nádrží (v jv. části jámy), VI. území rekultivovaná výsadbou dřevin, VII. břehy vodní nádrže jezera Most, VIII. bylinné porosty s halofyty, IX. okraje zpevněných komunikací. Drobným písmem jsou uvedeny fytoecologické snímky. Lokalizace snímku je zakreslena v mapě.

Na vybraných stanovištích byly odebrány půdní vzorky, které byly následně analyzovány. Výsledky půdních rozborů jsou uvedeny dle Řehoře (2012). Formou tabulky jsou uvedeny půdní parametry: celkový dusík (Nc) /%, oxidovatelné organické látky /%, obsah uhličitane vápenatého /%, půdní reakce potenciální výměnná (pH/ KCL), přijatelné živiny: fosfor (P), draslík (K), hořčík (Mg), sorpční schopnost: momentální obsah výměnných bazí (S) /mmol/100g), maximální sorpční kapacita půdy (T) /mmol/100g/, stupeň nasycení půdních koloidů bazemi (V) /%. U každého typu je uvedena charakteristika porostu, půdy a případné umístění na území bývalého lomu.

Území leží ve fytoecografickém okrese 3. Podkrušnohorská pánev. Většina patří do kvadrantu 5447d střeoevropského síťového mapování, jen nejsevernější část (severně od rovnoběžky 50°33', která probíhá asi 160 m jižně od severního břehu vodní nádrže) je v kvadrantu 5447b.

Výsledky

Typy porostů

I. - počáteční stádium sukcese

Porosty s nízkou pokryvností, obvykle méně než 30 (50) % pokryvnosti ve fytoecologickém snímku. Bylo zjištěno 147 druhů bylin a semenáčků dřevin. Vzdálenosti mezi jedinci v populacích různých druhů v řídkých porostech se liší, pravděpodobně v souvislosti s životními nároky a způsoby šíření druhů. Chybějí dominanty, porost je druhově pestrý, větší podíl tvoří jednoleté a dvouleté druhy. Z fytoecologického hlediska je místy blízký společenstvům sv. *Dauco-Melilotion*. Při porovnání výsledků sledování v letech 2011 a 2014 je patrné zvětšování pokryvnosti a úbytek jednoletých druhů. Vstupují semenáčky dřevin, především *Acer negundo*. Na podmáčených sníženinách se objevuje i *Schoenoplectus tabaernaemontani*. Zajímavější porost byl zjištěn (v r. 2014) v s. části, kde je porost s vysokou pokryvností a dominancí *Conium maculatum* a *Rumex obtusifolius* (snímek II/4). Ve všech typech porostů převládají hemikrypto-fyty, tuto životní formu má více než 50 % zjištěných druhů. Téměř 1/3 druhů jsou terofyty a asi 10% tvoří geofyty.

Analýzou půdního vzorku (I.) odebraného nedaleko bývalé vrátnice na jz. straně bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o hnědý jíl, vulkanit, vypálený jíl, uhelnou hmotu, antropogenní materiál (směsný vzorek). Mineralogické složení vzorku: křemen, kaolinit, příměs illitu a amorfní hmoty. Půdní reakci [pH (KCl)] hodnotíme jako neutrální. Podle obsahu karbonátů je půda slabě vápnitá. Obsah fosforu je nízký, draslíku je vyhovující až dobrý a hořčíku je velmi vysoký.

Tabulka 1: Základní pedologické parametry vzorků

Stanoviště (dle čísla porostu)	Nc (%)	org. látky Cox (%)	CaCO ₃ (%)	pH KCl	přijatelné živiny (mg.kg ⁻¹)			sorpční schopnost		
					P	K	Mg	S	T	V (%)
								mmol/100 g		
I.	0,04	1,9	1,3	6,6	2	233	618	14	14	100
III.	0,05	2,1	1,5	7,0	2	291	775	15	15	100
IV a.	0	4,5	0,2	3,9	0	88	123	5	25	20
IVb.	0	0	0,3	7,3	0	95	188	3	3	100
IV c.	0,01	0,2	0,4	7,3	1	105	223	5	5	100
Va.	0,07	2,2	1,1	6,7	2	233	668	15	15	100
Vb.	0,04	1,9	0,7	6,5	2	286	653	13	13	100
Vc.	0,06	2,1	1,3	6,8	3	296	745	15	15	100
VI.	0,08	2,8	2,1	6,9	3	296	723	15	15	100
VIIIa.	0,06	2,1	2,9	7,2	2	285	690	14	14	100
VIIIb.	0,04	1,9	3,0	7,2	2	245	664	14	14	100



Obr 1.: Neuzavřený porost s *Hordeum jubatum*

Porost byl zjištěn na jihozápadní a severní straně lomové jámy v místech, kde neproběhla výsadba. V obou případech hrála významnou roli krátká doba od ukončení zemních prací. V jz. části území byla použita drť ze stavebního materiálu, a proto nelze vyloučit vnášení diaspor druhů. V roce 2018 byl zjištěn posun sukcese k typu porostu s vyšší pokryvností a vyšším podílem trav. V území však dochází k opětovnému narušování stanovišť např. v souvislosti se stavbami komunikací a sítí, proto tento typ porostu opětovně vzniká na jiných místech.

I/1 Fytocenologický snímek (31.5.2012)

Lokalizace: na navážce v jz. části lomu, rovina na úrovni horní hrany lomové jámy; 50° 31' 51,3 x 13° 37' 57,0; 234 m n. m.

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 65 %

Bunias orientalis +, *Bromus hordeaceus* 1, *Alopecurus aequalis* r, *Bromus sterilis* 1, *Bromus tectorum* +, *Medicago lupulina* +, *Poa compressa* 1, *Hordeum jubatum* +, *Melilotus officinalis* +, *Silene latifolia* subsp. *alba* 1, *Trifolium campestre* r, *Capsella bursa-pastoris* r, *Tanacetum vulgare* 1, *Galium album* 1, *Tripleurospermum inodorum* 1, *Erigeron canadensis* 1, *Rumex crispus* 1, *Elytrigia repens* r, *Plantago major* +, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* r, *Cirsium arvense* 2, *Securigera varia* +, *Potentilla reptans* r, *Vicia hirsuta* r, *Linaria vulgaris* r, *Daucus carota* r, *Saponaria officinalis* r, *Cirsium vulgare* +, *Persicaria amphibia* r, *Poa angustifolia* r, *Picris hieracioides* r, *Urtica dioica* r, *Sisymbrium loeselii* +, *Reynoutria sachalinensis* r.

I/2 Fytocenologický snímek (6.5.2014)

Lokalizace: v jz. části lomu, 50° 31' 52,2 x 13° 37' 55,2

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 20 %

Alopecurus aequalis 2m, *Schoenoplectus tabernaemontani* +, *Eleocharis mamillata* 1, *Rumex crispus* r, *Typha latifolia* r, *Acer negundo* juv. +

I/3 Fytocenologický snímek (sv. Dauco-Melilotion) (18.7.2011)

Lokalizace: svah s mírným sklonem ca 10°, orientace na sever, jílovitý charakter půdy

Plocha: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 100 %

Melilotus albus 5, *Melilotus officinalis* +, *Daucus carota* 3, *Tripleurospermum inodorum* 2, *Cirsium arvense* 1, *Calamagrostis epigejos* 1, *Hordeum jubatum* 1, *Arctium lappa* +, *A. tomentosum* × *lappa*, *Artemisia vulgaris* +, *Trifolium pratense* +, *Tussilago farfara* 1, *Lotus corniculatus* +, *Elytrigia repens* +, *Carduus acanthoides* r

I/4 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: v severní části lomu; 50° 33' 12,6 x 13° 39' 29,9

Plocha: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 90 %

Rumex obtusifolius 3, *Conium maculatum* 3, *Bromus sterilis* 1, *Myosoton aquaticum* 1, *Carduus crispus* 1, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* 2a, *Lolium multiflorum* 1, *Tripleurospermum inodorum* r, *Sonchus asper* r, *Poa palustris* 1, *Plantago lanceolata* r

I/5 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: v severní části lomu; 50° 33' 13,5 x 13° 39' 27,9

Plocha: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 100 %

Conium maculatum 5, *Cirsium arvense* +, *Sisymbrium loeselii* 1, *Tripleurospermum inodorum* 1, *Lolium multiflorum* +, *Arctium tomentosum* +

II. – opuštěná místa bez rekultivace

Do tohoto typu řadíme porosty na opuštěných místech, kde neproběhly cílené terénní úpravy ani výsadby. Předpokládáme, že typ porostu je důsledkem déle trvající sukcese či přetrvání porostů z doby před dokončením těžby.

Bylo zjištěno 72 druhů, které tvoří druhově chudé bylinné patro nebo se uplatňují jako nálet rychle rostoucích dřevin. Pokryvnost bylinného patra může být snížena v důsledku zástínu vyšších pater.

Převládají vysoké a vytrvalé druhy bylin a semenáčky dřevin. Místy je možné bylinný porost přiřadit do tř. *Galio-Urticetea*. Převládají hemikryptofyty (40 %) a četné jsou i dřeviny (fanerofyty a nanofanerofyty).

Nacházejí se v lemech lomové jámy a výjimečně na malých plochách uvnitř lomu např. jz. od nádrže (50° 31' 44,2 x 13° 31' 58,4).

II/1 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: na horní hraně lomové jámy (na původní výškové úrovni), v náletových porostech; 50° 32' 00,2 x 13° 37' 53,6

Plocha: 20 x 20 m

Pokryvnost: E₃: 60%: *Pyrus nivalis* 35%, *Acer negundo* 40%, *Populus tremula* 15%, *Prunus insititia* 5%, *Acer platanoides* 5%,

E₂ = 80%: *Sambucus nigra* 50%, *Lonicera tatarica* 25%, *Rosa canina* 15%, *Pyrus nivalis* 5%, *Humulus lupulus* 5%

E₁: 60%: *Rubus* sp., 2, *Dactylis glomerata* +, *Elytrigia repens* +, *Poa angustifolia* +, *Arrhenatherum elatius* 1, *Bromus hordeaceus* +, *Chelidonium majus* 2, *Urtica dioica* 1, *Galium aparine* 1, *Bromus sterilis* +, *Poa compressa* r, *Potentilla argentea* r, *Chaerophyllum temulum* +, *Tanacetum vulgare* r, *Humulus lupulus* +, *Geum urbanum* r

II/2 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: vnější lem lomové jámy; 50° 32' 04,2 x 13° 37' 52,3

Plocha snímku: 20 x 20 m

Pokryvnost: E₃ = 40 %: *Betula pendula* 20 %, *Prunus insititia* 40 %, *Pyrus communis* 30 %, *Malus domestica* 5 %, *Acer negundo* 5 %,

E₂ = 40 %: *Rosa canina* 15 %, *Sambucus nigra* 5 %, *Acer pseudoplatanus* 5 %, *Acer negundo* 5 %, *Robinia pseudacacia* 5 %, *Humulus lupulus* 30 %, *Rubus* sp. 25 %, *Prunus spinosa* 5 %, *Ulmus glabra* 5 %

E₁: 40 %: *Dactylis glomerata* 1, *Arrhenatherum elatius* 2, *Elytrigia repens* 1, *Urtica dioica* 1, *Tanacetum vulgare* 1, *Bunias orientalis* 2, *Echinops sphaerocephalus* 1, *Galium aparine* +, *Myosotis arvensis* r, *Securigera varia* r, *Vicia tenuifolia* +, *Daucus carota* r, *Falcaria vulgaris* r, *Poa nemoralis* r, *Ballota nigra* +, *Geum urbanum* r, *Helianthus tuberosus* r, *Centaurea jacea* r, *Poa pratensis* +, *Sisymbrium loeselii* +

II/3 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: dřeviny tvořící plášť lomu u Celia; 50° 33' 10,5 x 13° 38' 18,1

Plocha snímku: 20 x 20 m

E₃=80 %: *Salix alba* 100 %

E₂=30 %: *Rubus* sp. 70 %, *Humulus lupulus* 10 %, *Salix* cf. *aurita* 20 %,

E₁=70 %: *Calamagrostis epigejos* 2, *Rubus* sp. 2, *Cirsium vulgare* +, *Elytrigia repens* 1, *Tanacetum vulgare* 1, *Phragmites australis* 2, *Hypericum perforatum* 1, *Poa trivialis* 1, *Galium aparine* 1

III. – pokročilé sukcesní stádium s dominancí trav

Jedná se o stádium, kde delší doba sukcese vedla k posunu od jednoletých a dvouletých druhů k vytrvalým druhům s dominujícími travami. Pokryvnost bylin vzrostla. V porostu jsou přítomny druhy předcházející fáze sukcese. Tomu odpovídá i podobné zastoupení životních forem. Více než polovinu tvoří hemikryptofyty následované terofyty a geofyty. Podíl terofytů však klesá a geofytů roste. Stádium vzniká sukcesí i výsevem. Porosty jsou druhově chudé, 134 nalezených druhů je důsledkem rozšíření porostů na velké plochy. V rámci lomu se jedná o plošně největší porosty, které se vyskytují ve všech částech bývalého lomu. V xerické řadě dominuje *Calamagrostis epigejos* a v hydrické řadě *Phragmites australis*. Jednotlivá místa se liší přítomností doplňkových druhů, včetně náletových dřevin.

Analýzou půdního vzorku (III.) bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o hnědý jíl. Mineralogické složení vzorku: křemen, kaolinit, illit. Měření pH (KCl) ukazuje na neutrální půdní reakce. Dle ob-

sahu karbonátů je půda slabě vápnatá. Obsah fosforu je nízký, draslíku je dobrý až vysoký a hořčíku je velmi vysoký.

III/1 Fytcenologický snímek s velkou plochou invazního druhu *Reynoutria sachalinensis* (31.5.2013)

Lokalizace: na svahu mezi bývalou vrátnicí a dolní obvodovou komunikací, pod nátrží ; 50° 31' 51,6 x 13° 38' 01,0, 230 m n. m.

Plocha snímku: 5 x 5 m

Pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 5 %: *Rosa canina* 100 %,

E₁ = 80 %: *Reynoutria sachalinensis* 3, *Cirsium arvense* 2, *Tanacetum vulgare* 2, *Potentilla reptans* 1, *Arctium minus* 1, *Dipsacus fullonum* +, *Ballota nigra* r, *Oenothera* sp. r, *Phragmites australis* 1, *Bromus sterilis* r, *Equisetum arvense* 1, *Tussilago farfara* 2, *Dactylis glomerata* 1, *Trifolium arvense* r, *Hordeum jubatum* r, *Daucus carota* r, *Trifolium repens* 1, *Achillea millefolium* +, *Artemisia vulgaris* +, *Calamagrostis epigejos* 1, *Acer negundo* juv. r., *Eupatorium cannabinum* +, *Sisymbrium loeselii* r, *Sanguisorba minor* r, *Conyza canadensis* +, *Picris hieracioides* r, *Rumex crispus* r, *Trifolium campestre* +, *Bromus tectorum* r.

III/2 Fytcenologický snímek (18.7.2011)

Lokalizace: ve v. části lomu na svahu západní orientace (za přístavištěm): 50° 31' 50,5 x 13° 39' 05,0; 204 m n. m.

Plocha snímku: 5 x 5 m, sklon svahu: 35°

Pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 75 %

Lotus corniculatus 3, *Daucus carota* 1, *Picris hieracioides* 2, *Cirsium arvense* 1, *Tussilago farfara* +, *Hordeum jubatum* r, *Festuca arundinacea* 1, *Trifolium pratense* +, *Artemisia vulgaris* r, *Tripleurospermum inodorum* +, *Phleum pratense* r, *Agrostis capillaris* r, *Melilotus officinalis* +, *Poa pratensis* +, *Festuca rubra* 1

III/3 Fytcenologický snímek (18.8.2011)

Lokalizace: svah severní orientace, sklon 10°; 50° 32' 30,7 x 13° 39' 37,9; 205 m n. m.

Plocha snímku: 5 x 5 m ; pokryvnost E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 100 %

Calamagrostis epigejos 5, *Tanacetum vulgare* 1, *Cirsium arvense* 2, *Saponaria officinalis* +, *Rubus* sp. +, *Elytrigia repens* +, *Artemisia vulgaris* +, *Tripleurospermum inodorum* r, *Carduus acanthoides* r, *Linaria vulgaris* r, *Erysimum durum* r, *Galium aparine* r, *Persicaria amphibia* +, *Rosa canina* juv. r

III/4 Fytcenologický snímek (31.5.2012)

Lokalizace: v s. části jámy, na zvětralinách z fonolitů; 50° 32' 30,0 x 13° 39' 23,0; 207 m n. m.

Plocha snímku: 5 x 5 m

E₃ = 0, E₂ = 10 %, *Sambucus nigra* 100 %; E₁ = 55 %

Calamagrostis epigejos 3, *Senecio viscosus* +, *Cardaria draba* r, *Silene latifolia* subsp. *alba* r, *Tanacetum vulgare* +, *Acer negundo* juv., +, *Cirsium arvense* r

III/5 Fytcenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: výsev, u cesty na s. straně lomové jámy; 50° 33' 11,3 x 13° 39' 31,1

Plocha snímku: 5 x 5 m; E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 80 %

Dactylis glomerata 3, *Trifolium pratense* 1, *Cirsium oleraceum* 2, *Cirsium vulgare* 1, *Tripleurospermum inodorum* +, *Cardaria draba* +, *Daucus carota* +, *Plantago lanceolata* +, *Echium vulgare* +, *Elytrigia repens* +, *Festuca pratensis* +, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* +, *Arctium tomentosum* +, *Capsella bursa-pastoris* r, *Festuca rubra* agg. r, *Lolium multiflorum* r

III/6 Fytcenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: nedaleko Celia a.s.; 50° 33' 10,2 x 13° 38' 18,7

Plocha: 5 x 5 m; E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 100 %

Phragmites australis 2, *Phalaris arundinacea* 4, *Carex otrubae* 1, *Poa palustris* +, *Juncus inflexus* +, *Scrophularia nodosa* r, *Rubus* sp. +, *Galium mollugo* s. str. r, *Lycopus europaeus* r

IV. - místa s nízkou pokryvností či s absencí porostu

Mozaikovitě a většinou maloplošně se vyskytují místa bez porostu nebo s jeho velmi nízkou pokryvností. Při studii bylo zjištěno 70 druhů rostlin. Tento relativně vysoký počet je důsledkem zaměření na stanoviště s omezeným rozvojem porostu. Životní forma hemikryptofyt byla zjištěna u 54 % druhů a četné je i zastoupení terofytů (20 %).

Povrch bývá pokryt zbytky rozpadajícího se uhlí či materiálem, který je pravděpodobně fyto toxický (půdní vzorek IVa). Větší plochy bez vegetace byly zjištěny v oblasti tzv. Kočičího vrchu na sv. bývalého lomu (půdní vzorek IVb. a IVc.).

Analýzou půdního vzorku IVa. bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o směs prachovitěho jílovce a uhelné hmoty. Mineralogické složení vzorku je následující: křemen, kaolinit, illit, amorfni hmota, příměs sideritu. pH(KCl) má 3,9, což ukazuje silně kyselou půdní reakci a tomu odpovídá i bezkarbonátová zemina.

Analýzou půdního vzorku IVb. a IVc. bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o částečně až silně zvětralý fonolit. Mineralogické složení vzorků IVb. sanidin, egirín amfibol a IVc. sanidin, egirín amfibol, kaolinit. pH (KCl) je 7,3 což je alkalická půdní reakce a vzorky jsou slabě vápnité. Nízký obsah fosforu, nízký obsah draslíku a obsah hořčíku je vyhovující až dobrý.

V roce 2018 bylo zjištěno, že některé plošky v jv. části byly zlikvidovány při terénních úpravách. Pro okolí Kočičího vrchu je nadále typické plochy bez porostu. Pouze na úpatí a terasách dochází ke zvyšování pokryvnosti porostů včetně náletu dřevin.



Obr 2.: Edaficky blokována sukcese.

Plochy bez rostlin na zvětralinách fonolitu tzv. Kočičího vrchu

IV/1 Fyto cenologický snímek (31.5.2012)

Lokalizace: 50° 31' 47,7" x 13° 39' 10"

Plocha snímku: 2 x 2 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 5$ %: *Symphoricarpos albus* 100 %

$E_1 = 10$ %: *Echinops sphaerocephalus* +, *Calamagrostis epigejos* 1, *Cardaria draba* +, *Elytrigia repens* 1, *Daucus carota* r, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* r, *Tilia* sp. +, *Rosa canina* +, *Cirsium arvense* r

IV/2 Fytocenologický snímek (10.9. 2013)

Lokalizace: fonolitový vrch na s. straně lomové jámy, tzv. Kočičí vrch, sklon 10°

Plocha: 3 x 3 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 10$ %

Filago arvensis +, *Echium vulgare* 2m, *Elytrigia repens* 1, *Daucus carota* 1, *Picris hieracioides* +, *Melilotus albus* +, *Coryza canadensis* +, *Centaurea stoebe* +, *Senecio viscosus* +, *Atriplex sagittata* +, *Populus tremula* juv. +, *Tussilago farfara* +, *Poa compressa* +, *Artemisia vulgaris* r, *Agrostis gigantea* r, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* r

IV/3 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: na fonolitových zvětralinách tzv. Kočičího vrchu, 50° 33' 10,7 x 13° 39' 31,9

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 10$ %

Echium vulgare +, *Tragopogon dubium* +, *Elytrigia repens* 1, *Poa compressa* +, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* 1, *Lepidium campestre* 2m, *Echinops sphaerocephalus* r, *Hieracium bauhini* r

IV/5 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: s. od jezera, materiál vzniklý rozpadem fonolitu, svah sklonu asi 35°, z. orientace; 50° 33' 10 x 13° 39' 32;

Plocha snímku: 5 x 2 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 8$ %

Cardaria draba 1, *Lepidium campestre* +, *Reseda lutea* r, *Arrhenatherum elatius* r, *Calamagrostis epigejos* +

IV/6 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: s. od jezera, materiál vzniklý rozpadem fonolitu, sklon ca 5°, s. orientace, pod svahem vhodnější podmínky (více živin a vlhkosti); 50° 33' 10 x 13° 39' 32

Plocha snímku: 5 x 2 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 60$ %

Calamagrostis epigejos 1, *Arrhenatherum elatius* 1, *Rosa canina* juv. +, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* 1, *Picris hieracioides* 1, *Tussilago farfara* 2, *Lotus corniculatus* r, *Daucus carota* r, *Echinops sphaerocephalus* 2, *Cirsium eriophorum* +, *Tragopogon dubium* +, *Cardaria draba* 1, *Hieracium* sp. +, *Elytrigia repens* 1

IV/7 Fytocenologický snímek (7. 6. 2015)

Lokalizace: s. od jezera, materiál vzniklý rozpadem fonolitu sklon ca 5°, pod svahem možná více živin a vlhkosti, orientace sz.; 50° 33' 12 x 13° 39' 33

Plocha snímku: 3 x 3 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 40$ %

Cirsium arvense r, *Plantago lanceolata* 1, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* 1, *Festuca arundinacea* 2, *Centaurea stoebe* +, *Crataegus* sp. r, *Cichorium intybus* +, *Daucus carota* r, *Festuca rubra* agg. 1, *Tragopogon dubium* r, *Echinops sphaerocephalus* r, *Galium album* r, *Cerastium holosteoides* r, *Lotus corniculatus* r, *Lepidium campestre* 1, *Tussilago farfara* r, *Arctium* sp. r, *Medicago lupulina* r

IV/8 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: s. od jezera, materiál vzniklý rozpadem fonolitu, na úpatí vrchu, strouha s vodou u cesty; 50° 33' 06 x 13° 39' 22

Plocha snímku: 2 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 80$ %

Phragmites australis 4, *Calamagrostis epigejos* 1, *Tussilago farfara* +, *Cirsium arvense* +

IV/9 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: s. od jezera, materiál vzniklý rozpadem fonolitu, na úpatí vrchu, strouha s vodou u cesty; 50° 33' 06 x 13° 39' 23; Plocha snímku: 2 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 20$ %

Juncus effusus 2, *Oenothera* sp. +, *Calamagrostis epigejos* 1, *Tussilago farfara* +, *Typha latifolia* r

IV/10 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: s. od jezera, materiál vzniklý rozpadem fonolitu, sklon 25°, z. orientace; 50° 33' 04 x 13° 39' 10

Plocha snímku: 3 x 3 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 30$ %

Centaurea stoebe 2, *Tanacetum vulgare* 1, *Tussilago farfara* +, *Populus* sp. juv. r, *Artemisia vulgaris* 1, *Oenothera* sp. +, *Echinops sphaerocephalus* r, *Elytrigia repens* 2, *Triplerospermum inodorum* r, *Cardaria draba* +, *Xanthium albinum* +, *Convolvulus arvensis* r

IV/11 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: v horní části svahu Kočičího vrchu, sklon 30°, sz. orientace

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 15$ %

Sisymbrium loeseli 2, *Cardaria draba* +, *Capsela bursa-pastoris* +, *Carduus acanthoides* r, *Centaurea stoebe* +, *Betula pendula* juv. 1, *Tussilago farfara* +

IV/12 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: v horní části Kočičího vrchu, sklon 30°, sz. orientace

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 5$ %, E_2 : *Betula pendula* 100% , $E_1 = 50$ %

E_1 : *Medicago sativa* 1, *Sisymbrium loeselii* 1, *Cardaria draba* 2, *Centaurea stoebe* 2, *Tanacetum vulgare* 1, *Carduus acanthoides* r, *Cerastium holosteoides* 1, *Poa compressa* 1, *Tragopogon dubium* r, *Echium vulgare* 2, *Daucus carota* r, *Tussilago farfara* 1, *Silene latifolia* subsp. *alba* r, *Calamagrostis epigejos* 1, *Taraxacum officinale* r, *Tetragonolobus maritimus* +

IV/13 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: Kočičí vrch

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 50$ %

Sisymbrium loeseli +, *Poa compressa* 2, *Dactylis glomerata* +, *Arrhenatherum elatius* r, *Rumex acetosella* 2, *Centaurea stoebe* 2, *Scleranthus annuus* r, *Cerastium holosteoides* +, *Medicago lupulina* +, *Reseda lutea* r, *Vicia angustifolia* 1, *Daucus carota* r, *Filago* sp. +, *Tripleurospermum inodorum*, *Lolium perenne* r

IV/14 Fytocenologický snímek (7.6.2015)

Lokalizace: Kočičí vrch, sklon svahu 45°, orientace na západ

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 50$ %

Bromus japonicus +, *Bromus tectorum* +, *Trifolium arvense* +, *Potentilla argentea* r, *Vulpia myuros* 2, *Vicia hirsuta* r, *Potentilla argentea* +, *Medicago lupulina* +, *Rumex acetosella* 1, *Poa compressa* 1, *Tussilago farfara* 1, *Echium vulgare* r, *Scleranthus annuus* r, *Quercus robur* +, *Rubus* sp. +, *Agrostis capillaris* +, *Hypericum perforatum* r

V. - mělké vodní nádrže

Na jv. straně bývalého lomu se nacházely malé mělké vodní plochy. Většina snímků zaznamenává břehové porosty v období maximálního rozvoje v roce 2012. V následujících letech 2013 a 2014 některé vodní plochy vyschly a další se spojily s jezerem při jeho napouštění. V roce 2018 zde zůstala jedna vodní plocha a další jsou patrné jako příbřežní součásti jezera Most. Pokračující sukcese vede ke vzniku druhově chudých rákosin. Výrazný, omezující vliv má pastva vodního ptactva. Druh *Schoenoplectus tabaernaemontani* se spíše šíří a odolává konkurenci rákosu i spásání. Na tomto malém a specifickém území bylo nalezeno 48 druhů rostlin. Co se životních forem týče převládají hemikryptofyty (46%), uplatní se i hydrofyty (21%). Významný počet mají terofyty a geofyty.

Analýzou půdního vzorku (Va.) odebraného u nejvýchodněji ležící vodní plochy bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o hnědočerný jílovitý sediment. Mineralogické složení vzorku je následující: křemen, kaolinit, illit. Vzorek označený jako V b. byl odebrán na břehu druhé vodní plochy (počítáno od kostela). Makroskopicky jde o hnědošedý jílovitý sediment, poněkud hrubozrnnější, s mineralogickým složením křemen, kaolinit, illit. Vzorek označený jako Vc. byl odebrán ve vysychající vodní nádrži (nejdále položené od kostela). Makroskopický popis vzorku: typické šedý, rybníční sediment; mineralogické složení vzorku: křemen, kaolinit, illit. pH (KCl) ukazuje slabě kyselou až neutrální půdní reakci. Z hlediska obsahu karbonátů jsou všechny půdní vzorky slabě vápnité. Velmi nízký je obsah fosforu, dobrý je obsah draslíku a velmi vysoký hořčíku.



Obr 3.: Břehový porost u malých vodních nádrží v jv. části se *Schoenoplectus tabernaemontani*

V/1 Fytcenologický snímek (31.5.2012)

Lokalizace: břeh vodní plochy nejbližší kostelu (místo odběru pedologického vzorku Va),
50 31 47,0 x 13 34 09,0; 201 m n. m.

Plocha: 10 x 2,5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 40\%$

Typha latifolia 1, *Alisma plantago-aquatica* 1, *Phragmites australis* 2, *Tussilago farfara* 2, *Ranunculus sceleratus* 1, *Juncus bufonius* 1, *Eleocharis* sp. 1, *Myriophyllum spicatum* +, *Hordeum jubatum* +, *Festuca arundinacea* +, *Festuca pratensis* r, *Juncus articulatus* r

V/2 Fytocenologický snímek s *Schoenoplectus tabernaemontani* (31.5.2012)

Lokalizace: u 3. rybníčka od kostela; 50° 31' 47,1 x 13° 39' 09,9; 201 m n. m.

Plocha snímku: 6 x 2 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 70 %

Schoenoplectus tabernaemontani 2, *Calamagrostis epigejos* 3, *Typha latifolia* 2, *Typha angustifolia* 1, *Alisma plantago-aquatica* 1, *Ranunculus sceleratus* +, *Phragmites australis* 2

V/3 Fytocenologický snímek (31.5.2012)

Lokalizace: u 2. rybníčka od kostela, (místo odběru pedologického vzorku Vb.)

Plocha snímku: 10 x 2,5 m, pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 80 %

Lycopus europaeus 2, *Ranunculus sceleratus* 2, *Myriophyllum spicatum* 2, *Epilobium* sp. r, *Rumex crispus* r, *Elytrigia repens* 1, *Alisma plantago-aquatica* +, *Cirsium arvense* 1, *Typha latifolia* 1, *Phragmites australis* 1

V/4 Fytocenologický snímek (25.8.2011)

Lokalizace: na dně vysychajícího rybníčku nejdále od kostela (v místě odběru pedologického vzorku č. Vb); 50° 31' 57,5 x 13 39° 02,5

Plocha snímku: 5 x 4 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 90 %

Typha latifolia 1, *Phragmites australis* 2, *Schoenoplectus tabernaemontani* 3, *Eleocharis mamillata* 3, *Juncus articulatus* +, *Rumex maritimus* r, *Lycopus europaeus* r, *Alisma plantago-aquatica* +

V/5 Fytocenologický snímek (16.9.2012)

Lokalizace: vysychající rybníček

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 70 %

Schoenoplectus tabernaemontani 3, *Phragmites australis* 2m, *Eleocharis mamillata* 3, *Xanthium albinum* +, *Salix alba* juv. 1, *Potamogeton natans* r

V/6 Fytocenologický snímek (16.9.2012)

Lokalizace: j. okraj doposud existujícího rybníčku 50° 31' 44,3 x 13° 39' 05,5; 203 m n.m.

Plocha: 4 x 2 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 80 %

Schoenoplectus tabernaemontani 4, *Typha latifolia* 1, *Agrostis gigantea* +, *Phragmites australis* 1

V/7 Fytocenologický snímek (16.9.2012)

Lokalizace: na j. okraji doposud existujícího rybníčku, hloubka vody ca 30 cm; 50° 31' 44,3 x 13° 39' 05,5; 203 m n.m.

Plocha: 2 x 5m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 60 %

Schoenoplectus tabernaemontani 3, *Phragmites australis* 1

V/8 Fytocenologický snímek (16.9.2012)

Lokalizace: j. okraj vodní plochy s dominantní *Typha laxmannii*

Plocha snímku: 7 x 2 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 80 %

Typha laxmannii 3, *Typha latifolia* 2, *Phragmites australis* 2m, *Schoenoplectus tabernaemontani* +, *Tussilago farfara* 1, *Agrostis gigantea* +, *Calamagrostis epigejos* +, *Juncus articulatus* +, *Tripleurospermum inodorum* r, *Hordeum jubatum* r

V/9 Fytocenologický snímek (16.9.2012)

Lokalizace na sz. břehu vodní plochy; 50° 31' 46,8 x 13° 39' 06,3; 202 m n. m.

Plocha 5 x 3 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 80 %

Schoenoplectus tabernaemontani 2b, *Phragmites australis* 2b, *Typha latifolia* 2, *Hordeum jubatum* 1, *Calamagrostis epigejos* +, *Alisma plantago-aquatica* +, *Tussilago farfara* +, *Potentilla reptans* r

V/10 Fytocenologický snímek (1. 8. 2012)

Lokalizace: nad jezerem na j. konci, pod rybníčkem s uschlými stromy; 50° 31' 36,5, x 13° 39' 9, 218 m n. m.

Plocha: 3 x 2 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 60\%$

Typha laxmannii 1, *Typha latifolia* 3, *Schoenoplectus tabernaemontani* 1, *Hordeum jubatum* +, *Festuca pratensis* 1, *Phragmites australis* +, *Agrostis gigantea* 2

V/11 Fytocenologický snímek (1. 8. 2012)

Lokalizace: na j. konci, pod rybníčkem s uschlými stromy; 50° 31' 40,1 x 13° 38' 92,6, 220 m n. m.

Plocha 3 x 2 m, pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 70\%$

Typha latifolia 1, *Schoenoplectus tabernaemontani* 2, *Hordeum jubatum* +, *Calamagrostis epigejos* +, *Phragmites australis* 1, *Eleocharis palustris* 3, *Agrostis gigantea* +

V/12 Fytocenologický snímek (1.8.2013)

Nedaleko od snímku č. V/11., rybníček západně od doposud existujícího rybníčku: 50° 31' 45,0 x 13° 39' 00,9

Plocha snímku: 2 x 2 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 90\%$

Schoenoplectus tabernaemontani 5

VI. - plochy s výsadbou dřevin

V současnosti pokrývají velkou část bývalého lomu plochy rekultivované výsadbou dřevin. Tyto výsadby probíhají ve více etapách od roku 1998 do současnosti (2018). Podrobnosti k charakteru výsadby jsou v dokumentaci (Soková, Kotrba 1998; Moučka 2002; Boršiová 2003; Wimperová 2015), uložené na PKÚ v Mariánských Radčicích. Podle stáří porostu dosahují dřeviny v nejstarší výsadbě výšky až 10 m a souvislý zápoj korun. Cílem výsadby na některých lokalitách je lesní porost, v jiných částech rozptýlená zeleň formou skupinové výsadby. Porosty dřevin nemají v současnosti nikde lesní charakter. Mezi stromy je bylinný podrost, který je výše uveden jako sukcesní stádium s vysokým podílem trav. Bylo zjištěno 113 druhů, z nich je 50% hemikryptofytů a téměř 25% dřevin (fanerofytů a nanofanerofytů).

Analýzou půdního vzorku VI., který byl odebrán na tzv. Pařidelském laloku v místě aplikace organických hmot z papíren ve Štětí, bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o hnědý jíl, bez makroskopicky patrné organické hmoty. Mineralogické složení vzorku je následující: křemen, kaolinit, illit. Podle hodnot pH (KCl) je půdní reakce neutrální, podle obsahu karbonátů je půda jen slabě vápnatá. Obsah fosforu je nízký, obsah draslíku vysoký a obsah hořčíku velmi vysoký.

VI/1 Fytocenologický snímek (31.5.2012)

Lokalizace: Pařidelský lalok, svah západní orientace, sklon 10°

Plocha snímku: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$

$E_2 = 10\%$, *Tilia* sp. 30%, *Populus* sp. 30 %, *Salix caprea* 10 %, *Viburnum lantana* 30 %

$E_1 = 70\%$ *Cirsium arvense* 1, *Festuca rubra* 2, *Festuca arundinacea* 1, *Poa pratensis* 1, *Lotus corniculatus* 1, *Achillea millefolium* +, *Cardaria draba* +, *Lathyrus tuberosus* +, *Calamagrostis epigejos* +, *Carduus acanthoides* +, *Elytrigia repens* 3, *Festuca pratensis* +

VI/2 Fytocenologický snímek (25.8.2014)

Lokalizace: výsadba na jižní části jámy; 50° 31' 37,0 x 13° 14' 37,5

Plocha: 10 x 10 m; pokryvnost: $E_3 = 0$

$E_2 = 50\%$: *Quercus robur* 50%, *Betula pendula* 20 %, *Robinia pseudacacia* 10 %, *Alnus glutinosa* 10 %, *Populus tremula* 10%

$E_1 = 40\%$: *Calamagrostis epigejos* 2m, *Daucus carota* r, *Agrostis gigantea* 2, *Hieracium sabaudum* r, *Tanacetum vulgare* r, *Betula pendula* juv. +, *Phragmites australis* 1, *Achillea millefolium* r

VI/3 Fytocenologický snímek (25.7. 2014)

Lokalizace: výsadba na j. straně lomu, 50° 31' 36,6 x 13° 38' 02

Plocha: 5 x 5 m; pokryvnost: E₃ = 80 % *Acer pseudoplatanus* 100 %

E₂ = 0, E₁ = 60 %

Crepis biennis 1, *Tussilago farfara* 1, *Melilotus albus* r, *Tripleurospermum inodorum* 1, *Achillea millefolium* +, *Cirsium arvense* 1, *Picris hieracioides* +, *Elytrigia repens* +, *Agrostis gigantea* +, *Ballota nigra* +, *Taraxacum sect. Ruderalia* 1, *Festuca* sp. +, *Quercus rubra* juv. r., *Geum urbanum* r, *Poa compressa* +

VI/4 Fytocenologický snímek (25.7.2014)

Lokalizace: jv. strana bývalého lomu 50° 31' 58 x 13° 39' 06

Plocha snímku: 5 x 5 m; E₃ = 0, E₂ = 70% *Ligustrum vulgare* 100%, E₁ = 50 %

Calamagrostis epigejos 2b, *Picris hieracioides* 1 *Silene latifolia* subsp. *alba* +, *Daucus carota* 1, *Matricaria recutita* r, *Centaurea stoebe* r, *Carduus acanthoides* r

VI/5 Fytocenologický snímek (25.7.2014)

Lokalizace: jv. strana jámy; 50° 31' 43 x 13° 39' 13

Plocha: 10 x 10 m; pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 80 %: *Tilia cordata* 10 %, *Quercus petraea* 20 %, *Acer pseudo-platanus* 60 %, *Betula pendula* 10 %

E₁ = 70 %: *Calamagrostis epigejos* 3, *Tussilago farfara* 2, *Cirsium arvense* 1, *Rubus* sp. +, *Rosa canina* juv. +, *Senecio jacobaea* +

VII. - břehy vodní nádrže jezera Most

Břehové porosty v období napouštění jezera měly nízkou pokryvnost (méně než 10 %). Bylo zjištěno 39 druhů rostlin, které patřily mezi mokřadní a vodní druhy. V důsledku zvedání vodní hladiny byly zaplavené i stromy, které zde vyrostly v době před zaplavováním. V okolí vodní plochy přetrvávají i druhy, které náleží spíše na suchá stanoviště. Technický charakter břehů zpevněných kamenitým záhozem nevytváří podmínky vhodné pro mokřadní druhy. Popsané poměry se po napouštění jezera zlepšily. Břehy jsou místy lemovány porostem rákosin doplněných orobincem a na více místech i *Schoenoplectus tabernaemontani*.

VII/1 Fytocenologický snímek (25.7.2014)

Lokalizace: břeh vodní nádrže na jz. straně, hloubka vody 20 – 30 cm; 50° 31' 42,0 x 13° 38' 23,6

Plocha: 5 x 5 m, pokryvnost: E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 10 %

Schoenoplectus tabernaemontani 1, *Typha latifolia* +, *Calamagrostis epigejos* 2 m

VII/2 Fytocenologický snímek (25.8.2014)

Lokalizace: jižní strana vodní nádrže

Plocha snímku: 10 x 5 m; pokryvnost E₃ = 0, E₂ = 0, E₁ = 40 %

Typha angustifolia 2, *Salix* sp. +, *Phragmites australis* 2m, *Typha latifolia* +, *Lemna minor* r

VIII. - bylinné porosty s halofyty

Tento typ porostu se vyskytoval na stanovištích suchých i na mokřinách typu svahová prameniště a příkopy. Podmínkou přiřazení k tomuto typu porostu byla přítomnost halofilních druhů. V porostech s halofyty bylo zjištěno celkem 66 druhů. Tento typ porostu byl rozšířen mozaikovitě především nedaleko Celia, na sz. straně jámy a to mezi dolní obvodou cestou a horním okrajem jámy (např. 50° 33' 10,1 x 13° 30' 39,3). V současnosti se jedná o nejvíce ohrožený typ porostu. Mokřadní prameniště zarůstají rákosinami, jiné lokality zanikly v rámci stavby silnice Most – Mariánské Radčice a také úpravami terén u a důslednou rekultivací osázením dřevinami.

Analýzou půdního vzorků VIIa., odebraného nedaleko Celia na vlhčím místě s výskytem halofytů, bylo zjištěno, že makroskopicky se jedná o mokřý hnědý jíl. Mineralogické složení vzorku je následující: křemen, kaolinit, illit, příměs kalcitu, stopy sádrovce. Analýzou půdního vzorku VIII b., ode-

braného nedaleko obvodové komunikace v místě výskytu *Salsola kali*, bylo zjištěno, že se makroskopicky jedná o písčito-prachovitý jílovec, patrně tufitický, se zvětřeným vulkanitem. Mineralogické složení vzorku je křemen, kaolinit, illit, příměs kalcitu, stopy sádrovce. pH (KCl) je slabě alkalická až neutrální půdní reakce. Z hlediska obsahu karbonátů je půda slabě vápnitá. Nízký obsah fosforu, dobrý obsah draslíku a velmi vysoký obsah hořčíku.

VIII/1 Fytocenologický snímek (22. 6. 2012)

Plocha 5 x 5m; pokryvnost $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 90$ %

Schoenoplectus tabernaemontani 1, *Phalaris arundinacea* 1, *Phragmites australis* 2, *Calamagrostis epigejos* +, *Carex secalina* 2, *Bolboschoenus maritimus* 3, *Populus* sp. 2, *Hordeum jubatum* +, *Cirsium arvense* r, *Salix alba* juv. 3, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* 1, *Plantago uliginosa* 1, *Trifolium pratense* +, *Medicago lupulina* +, *Trifolium repens* 2, *Alopecurus aequalis* +, *Poa compressa* r, *Poa palustris* 1, *Carex otrubae* r, *Trifolium hybridum* r

VIII/2 Fytocenologický snímek (22. 6. 2012)

Lokalizace: plošina poblíž parkoviště CELIO a obslužné komunikace při sv. hranici zájmového území

Plocha: 5 x 5 m; pokryvnost $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 80$ %

Carex secalina 2b, *Phragmites australis* 2, *Tussilago farfara* 2, *Bolboschoenus* cf. *koshewnikowii* 1, *Plantago uliginosa* 1, *Potentilla anserina* 1, *Carex otrubae* 1, *Salix* sp. juv. 1, *Salix alba* juv. 1, *Phalaris arundinacea* 1, *Typha latifolia* 1, *Poa palustris* +, *Tripleurospermum inodorum* +, *Lolium multiflorum* +, *Juncus articulatus* +, *Juncus inflexus* +, *Vicia tetrasperma* +, *Calamagrostis epigejos* +, *Cirsium arvense* r, *Populus* sp. juv. r

VIII/3 Fytocenologický snímek (21.8.2012)

Lokalizace: svah mezi Celiem a vrátnicí, 50° 32' 25,1 x 13° 38' 03,3

Plocha snímku: 3 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 40$ %

Puccinellia distans 2, *Hordeum jubatum* 1, *Polygonum aviculare* 2, *Tripleurospermum inodorum* 1, *Lolium multiflorum* +, *Cirsium arvense* 1, *Sonchus oleraceus* 2, *Echinochloa crus-galli* r, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* +, *Erigeron canadensis* +, *Poa compressa* +, *Convolvulus arvensis* +

VIII/4 Fytocenologický snímek (21. 8. 2012)

Lokalizace: mezi dolní a horní obslužnou komunikací na západní straně, 50° 32' 21.7 x 13° 38' 07

Plocha snímku: 6 x 3 m, sklon 3°, orientace ssv. ; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 40$ %

Puccinellia distans 2, *Polygonum arenastrum* 2, *Hordeum jubatum* 1, *Tripleurospermum inodorum* 1, *Cirsium arvense* 1, *Lolium multiflorum* +, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* +, *Coryza canadensis* +, *Poa compressa* +, *Sisymbrium loeselii* +, *Echinochloa crus-galli* r, *Sonchus oleraceus* r

VIII/5 Fytocenologický snímek (21.8.2012)

Lokalizace: střední část v. svahu lomu, 50° 32' 31,0 x 13° 37' 55,5

Plocha 2 x 2 m, pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 50$ %

Schoenoplectus tabernaemontani 2b, *Alisma plantago-aquatica* 1, *Alisma lanceolatum* 1, *Typha latifolia* 1, *Typha angustifolia* 1, *Rumex aquaticus* 1, *Phragmites australis* 1, *Echinochloa crus-galli* +, *Juncus articulatus* +, *Ranunculus sceleratus* r, *Calamagrostis epigejos* r

VIII/6 Fytocenologický snímek (25.8.2011)

Lokalizace: mokřiny na z. straně; 50° 32' 20,3 x 13° 37' 53,4; 234 m n.m.

Plocha snímku: 5 x 4 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 40$ %

Phragmites australis 2, *Schoenoplectus tabernaemontani* 2, *Hordeum jubatum* 1, *Juncus conglomeratus* +, *Tussilago farfara* +, *Typha latifolia* +, *Poa compressa* +, *Juncus bufonius* +, *Daucus carota* r, *Puccinellia distans* 1, *Bidens frondosa* r, *Xanthium albinum* +

VIII/7 Fytocenologický snímek (31.5.2014)

Lokalizace: sz. část lomu, svah jižní orientace, sklon ca 5°; 50° 33' 10,0 x 13° 38' 39,4; 221m n. m.

Plocha: 5 x 5 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 80$ %

Phragmites australis 3, *Carex secalina* +, *Tussilago farfara* 2, *Potentilla anserina* 2, *Cirsium arvense* 1, *Calamagrostis epigejos* +, *Picris hieracioides* r, *Medicago lupulina* +, *Plantago lanceolata* r, *Echinops sphaerocephalus* r, *Festuca rubra* r, *Carpinus betulus* juv.+, *Echium vulgare* r, *Plantago uliginosa* r, *Daucus carota* 1, *Potentilla reptans* +, *Sonchus arvensis* r, *Lolium perenne* r, *Sinapis arvensis* r, *Stachys palustris* r, *Silene latifolia* subsp. *alba* r

VIII/8 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: 50° 33' 08,9 x 13 38° 19,6

Plocha snímku: 2 x 2 m; pokryvnost $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 80$ %

Tussilago farfara 2, *Cirsium arvense* 2, *Elytrigia repens* 1, *Bolboschoenus maritimus* 1, *Lathyrus hirsutus* +, *Potentilla anserina* +, *Calamagrostis epigejos* +, *Melilotus officinalis* r, *Tanacetum vulgare* +, *Festuca arundinacea* 1

IX. - okraje zpevněných komunikací

V současnosti je v bývalém lomu nová asfaltová komunikace na obvodu vodní plochy a budovaná silnice Most – Mariánské Radčice. Další komunikace jsou ve střední části svahů a různě se vzájemně propojují. Specifické druhy teplých stanovišť byly zjištěny na okrajích štěrkových cest. Celkem bylo zjištěno 41 druhů bylin. Část cest a tedy stanovišť byla vyasfaltována, ale zároveň vznikla stanoviště další, kde je pravděpodobné nové osídlení druhy s podobnými nároky. Kromě předpokládaného vysokého zastoupení hemikryptofytů (56%) tvoří 30% terofyty.

Okraje komunikací jsou zpevněny kamenem navezeným z lomů v Českém středohoří.

IX/1 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: na s. straně; 50° 33' 06,0 x 13° 39' 14,2

Plocha snímku: 3 x 3 m; pokryvnost: $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 25$ %

Isatis tinctoria +, *Calamagrostis epigejos* 1, *Tanacetum vulgare* +, *Centaurea stoebe* +, *Cirsium arvense* 1, *Lactuca serriola* +, *Sisymbrium loeselii* r, *Cardaria draba* 1, *Daucus carota* r, *Polygonum aviculare* agg., r, *Picris hieracioides* r, *Capsella bursa-patoris* r, *Senecio vulgaris* r, *Galium aparine* +, *Artemisia vulgaris* +

IX/2 Fytocenologický snímek (19.6.2014)

Lokalizace: na j. straně podél cesty

Plocha snímku: 3 x 3 m; pokryvnost $E_3 = 0$, $E_2 = 0$, $E_1 = 20$ %

Hordeum jubatum 1, *Carduus acanthoides* 1, *Tripleurospermum inodorum* +, *Lolium perenne* +, *Daucus carota* +

Diskuse a závěr

Předmětem botanického zájmu bylo území bývalého povrchového lomu Ležáky o ploše 1264 ha. V době výzkumu bylo možno sledovat velké plochy, na kterých probíhala biologická rekultivace a menší plochy, kde probíhala spontánní sukcese. Podle převládajícího charakteru stanoviště a podobného charakteru porostu jsme rozlišili na území bývalého lomu devět typů porostů. Jako první typ jsme označili iniciální stadium sukcese, které vznikalo na místech právě dokončované technické rekultivace. Přestože se jednalo o relativně malé území, byl zjištěn velký počet druhů s vysokým podílem terofytů. Typická byla i nízká pokryvnost vegetace. Obdobně břehové porosty jezera (VII. typ) v důsledku zvedající se hladiny při probíhajícím napouštění a okraje zpevněných cest (IX. typ) můžeme řadit k iniciální fázi sukcese. Délku této fáze sukcese v kamenolomech uvádí Novák (2006) 1 – 3 roky.

Většina ploch v bývalém lomu je pokryta trvalými travními porosty, které vznikaly kombinací výsevu jetelotravních směsí a sukcesí. Starší fáze sukcese, jejíž dobu trvání udává Prach a kol. (2008) v rozmezí 5 – 15 let, jsou typické přítomností širokolistých bylin (*Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris*) a zástupci čeledi *Poaceae* (např. *Elytrigia repens*, *Calamagrostis epigejos*, *Arrhenatherum elatius*). Ve studovaném území odpovídá sukcesnímu stádiu s dominancí trav (III. typ). Ve všech typech porostů v bývalém lomu je přítomna a na sušších místech je dominantní *Calamagrostis epi-*

gejos, kterou Kovář (2006) udává jako hlavní dominantu na různých kulturních deponiích v krajině. Úspěšnost šíření *Calamagrostis epigejos* spočívá i ve využívání různé strategie šíření a schopnosti uchytit se v různých typech porostů. Trvalé travní porosty jsou v rámci rekultivačních opatření udržovány kosením.

Největší část lomu zaujímá cílová výsadba dřevin (VI. typ). Jsou zde vysázeny původní i nepůvodní druhy dřevin do řad a v podrostu jsou druhy trvalých travních porostů. S rostoucím stářím porostů dřevin klesá v důsledku konkurence pokrývnost bylinného patra. Na části plochy lomu má být jako cílový lesní porost a na části rozptýlená zeleň, ale tuto představu zatím současné porosty nesplňují.

Maloplošná a specifická jsou stanoviště na okrajích lomu či v okolí bývalých staveb (II. typ). Jedná se opuštěná místa, která byla již před těžbou antropicky silně ovlivněna, ale neproběhla zde rekultivace.

Některé porosty můžeme označit jako edaficky blokováno sukcesní stadium (IV. typ). Jedná se především o mozaikovitě rozšířené malé plošky s absencí porostu či s porostem s nízkou pokrývností. Trvalou existenci takových ploch můžeme předpokládat v sz. části lomu na tzv. Kočičím vrchu.

Specifická jsou místa se substráty s větším podílem solí, na kterých se vyskytly významnější halofilní druhy (VIII. typ) *Carex secalina*, *Tetragonolobus maritimus*, *Salsola kali* subsp. *rosacea*, *Puccinellia distans* (rostoucí mimo komunikace) Tyto porosty vzniklé sukcesí byly následně v rámci rekultivací a stavby infrastruktury po roce 2015 zlikvidovány. Ztrátou jsou především svahová prameniště v ssz. části území, jejichž kvalita se mohla zhoršit i suchem v roce 2018. Z významnějších druhů tam rostly např. *Typha laxmannii* a *Schoenoplectus tabernaemontanii*.

Obdobně břehové porosty mělkých vodních nádrží (V. typ) na jv. bývalého lomu zanikly při napouštění jezera, neboť s ním splynuly. Vyskytovaly se zde zajímavé druhy *Bolboschoenus maritimus* s. lat., *Typha laxmannii*, *Schoenoplectus tabernaemontanii*. Ukazuje se však, že populace těchto druhů obohatily břehové porosty jezera Most.

Je škoda, že některé části území nebyly ponechány spontánní sukcesi. Specifické pedologické podmínky a charakter území dávaly dobrý předpoklad vzniku méně častých typů porostů. Na stanovištích chudých živinami můžeme očekávat jako výsledek sukcese kvalitní porosty. V příznivých podmínkách po 20 letech sukcese vznikne porost tvořený mozaikou druhů s dominantními dřevinami a suchomilnými bylinami, který je v suchém a teplém klimatu poměrně stabilní (Řehounek, Řehouňková, et Prach (2010). Naše výsledky potvrzují názor Hodačové (2002), která pro rekultivace považuje za vhodné kombinovat biologickou rekultivaci (výsadba dřevin dubo-habrových hájů) na vnější straně výsypky s přirozenou sukcesí na vnitřní straně výsypky. Porosty vzniklé samovolnou sukcesí se dokonce ukazují jako druhově bohatší.

Mostecko je specifické výskytem halofytů (Kubát 1987; Sládek 1988). Naše studie ukázala schopnost halofytů osídlit i specifická stanoviště v území bývalého lomu Most. Počáteční narušení po ukončení těžby vytvořila i vhodné podmínky pro ruderalní druhy. Zde můžeme porovnávat ruderalní flóru s výsledky studie Domina (1904), který uvádí zástupce čeledi *Chenopodiaceae* z Mostecka. Postupující sukcese i rekultivace však účinně omezují většinou krátkověké ruderalní druhy. Přehled vácných druhů nalezených na lokalitě je v práci Filipová, Kubát et Machová (2014).

Území bývalého lomu je z pedologického hlediska typické. Většina zemin je produktem jezerní sedimentace a z hlediska kvality se blíží skrývkovým zeminám lomů Libouš a ČSA. Většinu plochy (až 95 % břehu a svahů včetně Pařidelského laloku) tvoří rekultivačně vhodné kaoliniticko illitické hnědé jíly. Zeminy jsou jemnozrné (zjištěno při odběru vzorků z kopaných sond), mají příznivé mineralogické složení, neutrální až slabě zásaditou půdní reakci, nižší obsahy kalcitu a oxidovatelného uhlíku, dobré zásoby přijatelných živin a dobré sorpční schopnosti. Jde o rekultivačně velmi vhodnou zeminu. V oblasti se místně, velmi omezeně objevují velmi malé oblasti bez vegetace. Příčinou je zpravidla výskyt fytotoxických kyselých zemin uhelné sloje (vzorek IVa.).

Výjimku (cca 5 % břehu) tvoří bývalá těžebna kameniva (fonolitu) Kočičí vrch. Je tvořena různě zvětralými bělavými fonolity, od prakticky pevného štěrku po kaoliniticky zvětralou zeminu. Tyto zeminy jsou proto extrémně hrubozrné až mírně jemnozrné dle míry zvětrání (zjištěno při odběru vzorků z kopaných sond), mají dosti nepříznivé mineralogické složení, slabě zásaditou půdní reakci, minimální obsahy kalcitu a oxidovatelného uhlíku, minimální zásoby přijatelných živin a špatné

sorpční schopnosti (vzorky IVb. a IVc.). Rekultivačně jsou tyto zeminy zcela nevhodné, z hlediska krajiny však tvoří bývalý lom zajímavý fenomén, který je doporučeno ponechat řízené sukcesí. Celkově lze oblast břehu a svahů jezera Most hodnotit jako pedologicky příznivou a vhodnou pro rekultivační využití včetně plochy pro řízenou sukcesí.

Poděkování

Předkládané výsledky vznikly jako součást projektu TAČR „Dopady na mikroklima, kvalitu ovzduší, ekosystémy vody a půdy v rámci hydrické rekultivace hnědouhelných lomů“ v letech 2010–2014 (č. p. 01020592). Článek je součástí práce na projektu „Ochrana a zachování vybraných biotopů vzniklých historickou hornickou činností a zemědělským využíváním Krušných hor“ (2018–2020).

Literatura

- BORŠIOVÁ (2003): Lom Most – Pařidelský lalok – pěstební péče 2003–2011. – Ms. (Depon. in PKÚ Mariánské Radčice).
- DOMIN K. (1904): České středohoří. Studie fyto geografická. – Praha.
- DVOŘÁK P., ŠVEC J. (2009): Napouštění zbytkové jámy lomu Most – Ležáky. – Vesmír, Praha, 88: 46 p.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULISSEN D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scr. Geobot. 18: 1–258.
- FILIPOVÁ L., KUBÁT K. ET MACHOVÁ I. (2014): Vzácné a ohrozené druhy rostlin na výsypkách a hydricky rekultivovaných plochách v okolí Mostu. - Severočes. Přír., Ústí n. L. 46: 83 – 89.
- HODAČOVÁ D. (2002): Spontánní sukcese vs. technická rekultivace na mosteckých výsypkách. – Ms. (Dipl. pr., Jihočeská univerzita, České Budějovice).
- KOVÁŘ P. (2006): Ekologie obnovy poškozené krajiny. – Zpr. Čes. Bot. Společ., Praha, 41, Materiály 21: 23 – 38.
- KUBÁT K. (1987): Příspěvek k rozšíření některých subhalofilních a mokřadních rostlin v dolním Poohří. – Sborn. Severočes. Muz. Liberec, Ser. Natur., 16: 5– 65.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J., ŠTĚPÁNEK J. / EDS./ (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha, 928 pp.
- KUBÁT K., MACHOVÁ I. (2014): Floristické poměry vodní nádrže Milada u Chabařovic. – Severočes. Přír., Ústí n. L., 45:63 – 68.
- MOUČKA V. (2002): Rekultivace Střimické výsypky. V. etapa, pěstební péče na r. 2003 – 2005. – Ms. (Depon. in PKÚ Mariánské Radčice).
- PRACH K., BASTL M., KONVALINKOVÁ P., KOVÁŘ P., NOVÁK J., PYŠEK P., ŘEHOUNKOVÁ K., SÁDLO J. (2008): Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stádií. – Příroda, Praha 26: 5 - 26 .
- ŘEHOŘ M. (2012): Dopady na mikroklima, kvalitu ovzduší, ekosystémy vody a půdy v rámci hydrické rekultivace hnědouhelných lomů č 01020592. Pedologické hodnocení zemin oblasti jezera Most. – Ms. (Průběžná zpráva k projektu, depon. in VÚHU Most). 20 pp.
- ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., PRACH K. /EDS./ (2010): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. – Calla, České Budějovice, 172 pp.
- SLÁDEK J. (1988): Současný stav slanobytné vegetace na Mostecku. – Sborn. Okres. Muz. Most, ser. natur., 10: 43-59.
- SOKOVÁ, KOTRBA (1998): Rekultivace Lom Most – svahy – jižní část. - Ms. (Depon. in PKÚ Mariánské Radčice).
- Wimmerová (2015): Lom Most – západní svahy, pěstební péče 2015 – 2017. - Ms. (Depon. in PKÚ Mariánské Radčice).

Příloha 1 - Tabulka výskytů druhů odděleně pro I. – IX typ porostů

druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Acer campestre</i>	P						X			
<i>Acer negundo</i>	P	X	X	X			X			X
<i>Acer platanoides</i>	P		X				X			
<i>Acer pseudoplatanus</i>	P		X				X			
<i>Agrimonia eupatoria</i>	H			X			X			
<i>Agrostis capillaris</i>	H	X		X	X					
<i>Agrostis gigantea</i>	H	X		X	X	X	X		X	
<i>Agrostis stolonifera</i>	H			X						
<i>Achillea millefolium</i>	H, Ch	X		X	X		X			X
<i>Achillea pratensis</i>	H, Ch								X	X
<i>Ajuga genevensis</i>	H			X		X				
<i>Alisma lanceolatum</i>	A								X	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	A					X			X	
<i>Alliaria petiolata</i>	H		X							
<i>Alnus incana</i>	P						X			
<i>Alnus glutinosa</i>	P			X			X			
<i>Alopecurus aequalis</i>	T, H	X				X			X	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	H					X				
<i>Alopecurus pratensis</i>	H			X						
<i>Amaranthus retroflexus</i>	T	X								
<i>Anthriscus sylvestris</i>	H		X							
<i>Apera spica-venti</i>	T	X								
<i>Arabidopsis thaliana</i>	T, H			X						
<i>Arctium lappa</i>	H	X								
<i>Arctium lappa x minus</i>	H						X			
<i>Arctium lappa x tomentosum</i>	H	X								
<i>Arctium minus</i>	H	X		X					X	
<i>Arctium sp.</i>	H		X		X			X		
<i>Arctium tomentosum</i>	H	X		X			X			
<i>Arenaria serpyllifolia</i> agg.	T, CH	X								
<i>Arrhenatherum elatius</i>	H		X	X	X		X			
<i>Artemisia vulgaris</i>	H, CH	X	X	X	X					X
<i>Atriplex sagittata</i>	T	X		X	X			X		
<i>Ballota nigra</i>	Ch, H	X	X	X			X			X
<i>Barbarea vulgaris</i>	H	X								
<i>Betula pendula</i>	P		X		X		X			
<i>Bidens frondosa</i>	T			X				X	X	
<i>Bistorta major</i>	G, H	X		X						
<i>Bolboschoenus cf. koshewnikowii</i>	A, G								X	
<i>Bolboschoenus maritimus s. str.</i>	A, G								X	
<i>Bolboschoenus sp.</i>	A, G					X				
<i>Bromus hordeaceus</i>	T	X	X	X			X			
<i>Bromus japonicus (C4a)</i>	T				X					X
<i>Bromus sterilis</i>	T	X	X	X						
<i>Bromus tectorum</i>	T	X		X	X		X			
<i>Bunias orientalis</i>	H, G	X	X							
<i>Calamagrostis epigejos</i>	G, H	X	X	X	X	X	X	X	X	X

druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Calystegia sepium</i>	G,H			X					X	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	T	X		X	X					
<i>Cardaria draba</i>	H,G	X		X	X		X			X
<i>Carduus acanthoides</i>	H	X		X	X		X	X		X
<i>Carduus crispus</i>	H	X		X						X
<i>Carex otrubae (C4a)</i>	H					X			X	
<i>Carex secalina (C2, §2)</i>	H								X	
<i>Carlina vulgaris</i>	H,T						X			
<i>Carpinus betulus</i>	P						X		X	
<i>Centaurea jacea</i>	H		X							
<i>Centaurea stoebe</i>	H	X		X	X		X			X
<i>Cerastium holosteoides</i>	Ch	X		X	X		X			
<i>Chelidonium majus</i>	T,H	X	X							
<i>Cichorium intybus</i>	H	X			X					X
<i>Cirsium arvense</i>	G	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Cirsium eriophorum C3</i>	H				X					
<i>Cirsium oleraceum</i>	H			X						
<i>Cirsium vulgare</i>	H	X	X	X				X		
<i>Conium maculatum</i>	H,T	X		X				X		
<i>Convolvulus arvensis</i>	G,Hli			X	X				X	
<i>Conyza canadensis</i>	T,H			X	X				X	
<i>Cornus sanguinea</i>	N		X							
<i>Cotoneaster sp.</i>	N						X			
<i>Crataegus laevigata</i>	N,P		X							
<i>Crataegus sp.</i>	N,P		X		X					
<i>Crepis biennis</i>	H						X			
<i>Crepis mollis subsp. hieracioides</i>	H						X			
<i>Cynoglossum officinale</i>	H	X								
<i>Dactylis glomerata</i>	H	X	X	X	X		X			
<i>Daucus carota</i>	H	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Descurainia sophia</i>	T	X								
<i>Dipsacus fullonum</i>	H	X	X	X			X			
<i>Echinochloa crus-galli</i>	T	X					X		X	X
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	H	X	X		X		X		X	
<i>Echium vulgare</i>	H	X		X	X			X	X	X
<i>Eleocharis mamillata (C4a)</i>	A	X				X				
<i>Eleocharis palustris agg.</i>	A					X				
<i>Elytrigia repens</i>	G	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Epilobium angustifolium</i>	H	X								
<i>Epilobium ciliatum</i>	H	X								
<i>Epilobium hirsutum</i>	H							X		
<i>Epilobium lamyi</i>	H,CH			X						
<i>Epilobium sp.</i>	H					X				
<i>Equisetum arvense</i>	G			X						
<i>Erigeron acris</i>	T,H			X						
<i>Erigeron annuus</i>	T			X						
<i>Erigeron canadensis</i>	T,H	X							X	X
<i>Erigeron sp.</i>	T,H						X			

druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Eryngium campestre</i>	H			X						
<i>Erysimum durum</i>	H	X		X		X	X			X
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	CH			X						
<i>Euonymus europaeus</i>	N						X			
<i>Eupatorium cannabinum</i>	H	X	X	X						
<i>Euphorbia cyparissias</i>	H,G	X		X						
<i>Euphorbia esula</i>	H	X								
<i>Falcaria vulgaris</i>	H		X							
<i>Festuca arundinacea</i>	H	X		X	X	X	X		X	
<i>Festuca pratensis</i>	H	X		X		X	X			
<i>Festuca rubra agg.</i>	H	X		X	X		X		X	
<i>Filago arvensis (C3)</i>	T	X			X					
<i>Fraxinus excelsior</i>	P						X			
<i>Fumaria officinalis</i>	T	X								
<i>Galium album</i>	H	X			X					
<i>Galium aparine</i>	T+B135	X	X	X						X
<i>Galium verum</i>	H	X								
<i>Geranium pusillum</i>	T	X								
<i>Geranium pyrenaicum</i>	H	X								
<i>Geranium robertianum</i>	T,H			X						X
<i>Geum urbanum</i>	H		X				X			
<i>Helianthus tuberosus</i>	G	X	X	X						
<i>Hieracium bauhinii</i>	H				X					
<i>Hieracium sabaudum</i>	H						X			
<i>Hieracium sp.</i>	H				X					
<i>Hypochaeris rhamnoides</i>	N						X			
<i>Holcus lanatus</i>	H			X						
<i>Hordeum jubatum</i>	T	X		X		X		X	X	X
<i>Humulus lupulus</i>	H	X	X	X			X			X
<i>Hypericum perforatum</i>	H	X	X	X	X		X			X
<i>Hypochaeris radicata</i>	H	X								
<i>Isatis tinctoria</i>	H			X		X		X		X
<i>Juncus articulatus</i>	H					X			X	
<i>Juncus bufonius</i>	T					X			X	
<i>Juncus effusus</i>	H				X					
<i>Knautia arvensis</i>	H			X						
<i>Lactuca serriola</i>	H,T	X				X				X
<i>Lamium purpureum</i>	T,H	X								
<i>Lathyrus pratensis</i>	H			X			X			
<i>Lathyrus sylvestris</i>	H	X								
<i>Lathyrus tuberosus</i>	G,H	X					X			
<i>Lemna minor</i>	A							X	X	
<i>Lepidium campestre</i>	T,H	X		X	X	X		X		X
<i>Ligustrum vulgare</i>	N			X			X			
<i>Linaria vulgaris</i>	G,H	X		X			X			
<i>Lolium multiflorum</i>	H,T	X		X			X		X	
<i>Lolium perenne</i>	H	X			X		X			X
<i>Lonicera sp.</i>	N						X			

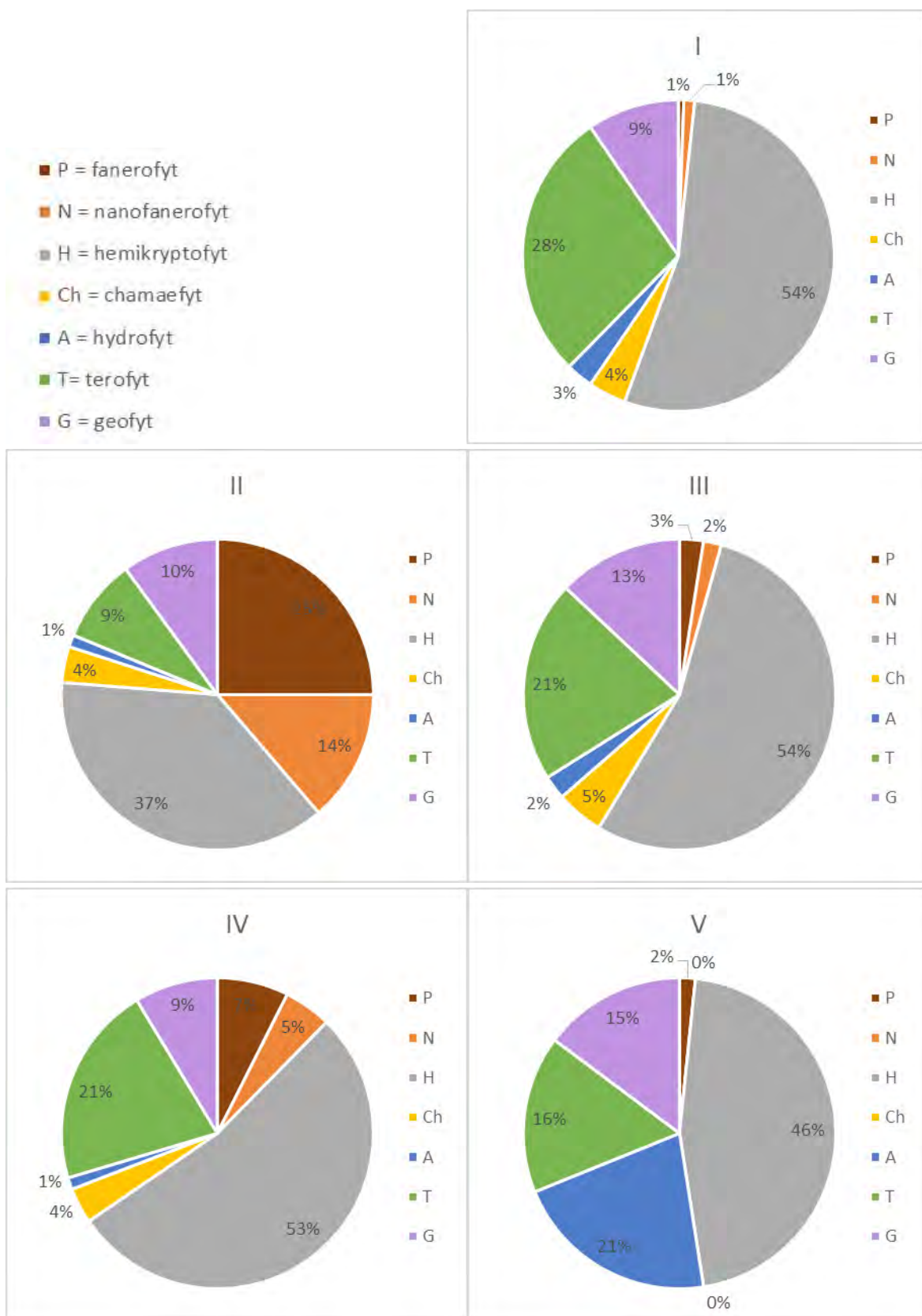
druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Lonicera tatarica</i>	P		X							
<i>Lotus corniculatus</i>	H	X		X	X		X	X		
<i>Lycopsis arvensis</i>	T	X								
<i>Lycopus europaeus</i>	H,A					X			X	
<i>Lythrum salicaria</i>	H					X			X	
<i>Malus domestica</i>	P		X				X			
<i>Malva neglecta</i>	T,H	X								
<i>Malva sylvestris</i>	H	X								
<i>Matricaria discoidea</i>	T	X								
<i>Matricaria recutita</i>	T						X			
<i>Medicago lupulina</i>	T,H	X		X	X		X		X	X
<i>Medicago sativa</i>	H	X		X	X		X			
<i>Melica transilvanica (C4a)</i>	H					X				
<i>Melilotus albus</i>	H,T	X			X		X	X		X
<i>Melilotus officinalis</i>	H	X		X			X	X	X	
<i>Microrrhinum minus</i>	T	X								X
<i>Myosotis arvensis</i>	T,H	X	X	X						
<i>Myosoton aquaticum</i>	G,H	X		X						
<i>Myriophyllum spicatum</i>	A					X				
<i>Oenothera biennis</i>	H	X		X			X			
<i>Oenothera sp.</i>	H			X	X					
<i>Onopordum acanthium</i>	H	X		X						
<i>Padus cf. serotina</i>	P		X							
<i>Papaver dubium</i>	T	X								
<i>Papaver rhoeas</i>	T			X						
<i>Partenocissus inserta</i>	N		X							
<i>Pastinaca sativa</i>	H	X		X						X
<i>Persicaria amphibia</i>	A,G	X		X			X	X	X	
<i>Persicaria lapathifolia s.l.</i>	T	X								
<i>Persicaria lapathifolia subsp. brittingeri</i>	T	X								
<i>Persicaria lapathifolia subsp. pallida</i>	T					X				
<i>Persicaria maculosa</i>	T			X						
<i>Phalaris arundinacea</i>	G,H			X		X			X	
<i>Phleum pratense</i>	H	X		X	X					
<i>Phragmites australis</i>	G,A	X	X	X		X	X	X	X	
<i>Picris hieracioides</i>	H	X		X	X		X		X	X
<i>Pinus nigra</i>	P						X			
<i>Pinus sylvestris</i>	P						X			
<i>Plantago lanceolata</i>	H	X		X				X	X	
<i>Plantago major</i>	H	X		X		X				
<i>Poa angustifolia</i>	H	X	X							
<i>Poa annua</i>	T,H	X								
<i>Poa compressa</i>	H	X	X		X		X		X	X
<i>Poa nemoralis</i>	H		X							
<i>Poa palustris</i>	H	X				X			X	
<i>Poa pratensis</i>	H	X	X	X			X			

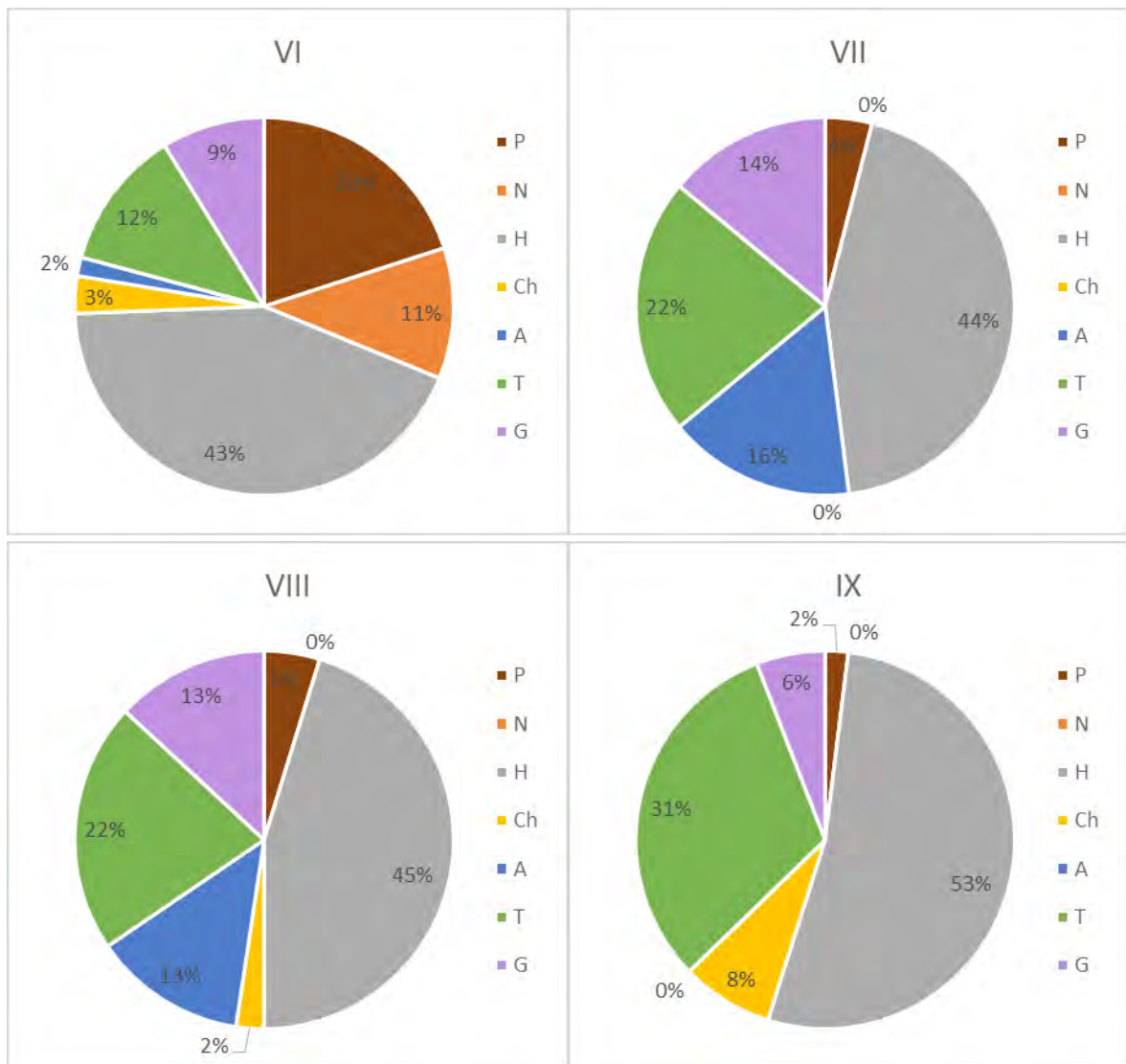
druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Poa trivialis</i>	H,CH	X	X							
<i>Polygonum aviculare agg.</i>	T							X	X	
<i>Populus alba</i>	P			X						
<i>Populus canadensis</i>	P		X							
<i>Populus sp. juv.</i>	P				X		X		X	
<i>Populus tremula</i>	P		X		X		X			
<i>Potamogeton natans</i>	A					X		X		
<i>Potamogeton sp.</i>	A					X				
<i>Potentilla anserina</i>	H			X			X	X	X	
<i>Potentilla argentea</i>	H	X	X	X	X		X			
<i>Potentilla norvergica</i>	T,H	X								
<i>Potentilla reptans</i>	H	X		X		X	X		X	
<i>Potentilla supina</i>	H	X								
<i>Prunus avium</i>	P		X				X			
<i>Prunus insititia</i>	P		X							
<i>Prunus mahaleb</i>	N						X			
<i>Prunus spinosa</i>	N		X							
<i>Puccinellia distans</i>	H	X						X	X	X
<i>Pyracantha coccinea</i>	N						X			
<i>Pyrus communis</i>	P		X							
<i>Pyrus nivalis (C2)</i>	P		X							
<i>Pyrus pyraister</i>	P		X				X			
<i>Quercus petraea</i>	P						X			
<i>Quercus robur</i>	P			X	X		X			
<i>Quercus rubra</i>	P						X			
<i>Ranunculus repens</i>	H			X		X	X			
<i>Ranunculus sceleratus</i>	T	X				X			X	
<i>Reseda lutea</i>	H	X		X	X	X				
<i>Reseda luteola</i>	H	X								
<i>Reynoutria japonica</i>	G		X	X			X			
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	G	X	X	X						
<i>Reynoutria x bohémica</i>	G	X								
<i>Rhamnus cathartica</i>	N						X			
<i>Rhus hirta</i>	N						X			
<i>Robinia pseudacacia</i>	P		X				X			
<i>Rosa canina</i>	N		X	X	X		X			
<i>Rubus idaeus</i>	N		X							
<i>Rubus sp.</i>	N	X	X	X	X		X			
<i>Rumex acetosella</i>	G,H			X	X	X				
<i>Rumex crispus</i>	H	X		X		X	X	X	X	
<i>Rumex maritimus</i>	T					X		X	X	
<i>Rumex obtusifolius</i>	H			X						
<i>Rumex obtusifolius subsp. transiensis</i>	H	X								
<i>Salix alba</i>	P		X			X		X	X	
<i>Salix caprea</i>	P		X				X			
<i>Salix cf. aurita</i>	N		X							
<i>Salix cinerea</i>	N		X							

druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Salix fragilis</i>	P						X			
<i>Salix sp.</i>	P							X	X	
<i>Salsola kali (C3)</i>	T								X	
<i>Sambucus nigra</i>	N		X							
<i>Sanguisorba minor</i>	H			X						
<i>Saponaria officinalis</i>	H	X		X						
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	H			X						
<i>Scleranthus annuus</i>	T				X					
<i>Scrophularia nodosa</i>	H							X		
<i>Securigera varia</i>	H	X	X	X						
<i>Senecio jacobaea</i>	H			X			X			
<i>Senecio vernalis</i>	T,H	X								
<i>Senecio viscosus</i>	T			X	X		X			
<i>Senecio vulgaris</i>	T,H	X								X
<i>Schoenoplectus tabernaemontani (C2)</i>	G,A	X				X		X	X	
<i>Silene inflata</i>	H	X								
<i>Silene latifolia subsp. alba</i>	H	X	X	X			X		X	
<i>Sinapis arvensis</i>	T	X		X					X	X
<i>Sisymbrium altissimum</i>	T,H	X		X						
<i>Sisymbrium loeselii</i>	H,T	X	X	X	X			X	X	X
<i>Solanum dulcamara</i>	N	X								
<i>Solidago canadensis</i>	H,G			X			X			
<i>Sonchus asper</i>	T	X		X						X
<i>Sorbus aucuparia</i>	P						X			
<i>Spiraea salicifolia</i>	N						X			
<i>Symphoricarpos albus</i>	N				X		X			
<i>Symphytum officinale</i>	H,G			X						
<i>Tanacetum vulgare</i>	H	X	X	X	X		X		X	X
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	H	X		X	X		X		X	X
<i>Tetragonolobus maritimus (C3)</i>	H			X			X			
<i>Thlaspi arvense</i>	T	X								
<i>Tilia cordata</i>	P						X			
<i>Tilia sp.</i>	P				X		X			
<i>Tragopogon dubium</i>	H	X			X		X			
<i>Trifolium arvense</i>	T	X		X	X				X	
<i>Trifolium aureum</i>	T,H			X						
<i>Trifolium campestre</i>	T	X		X			X			
<i>Trifolium dubium</i>	T	X								
<i>Trifolium hybridum</i>	H	X		X			X		X	
<i>Trifolium pratense</i>	H	X		X	X		X		X	
<i>Trifolium repens</i>	CH,H	X		X			X		X	
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	T	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Triticum aestivum</i>	T	X								
<i>Tussilago farfara</i>	G	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Typha angustifolia</i>	A,H			X		X		X	X	
<i>Typha latifolia</i>	A,H	X		X	X	X		X	X	
<i>Typha laxmannii (C1)</i>	A,H					X		X		

druh	Raunkierovy životní formy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Ulmus glabra</i>	P		X							
<i>Urtica dioica</i>	H	X	X							
<i>Verbascum lychnitis</i>	H			X						
<i>Verbascum sp.</i>	H			X						
<i>Verbascum thapsus</i>	H						X			
<i>Veronica arvensis</i>	T			X						
<i>Veronica chamaedrys</i>	CH			X						
<i>Viburnum lantana</i>	N						X			
<i>Vicia angustifolia</i>	T	X		X	X		X			
<i>Vicia cracca</i>	H	X								
<i>Vicia hirsuta</i>	T	X		X	X		X			
<i>Vicia tenuifolia</i>	T		X							
<i>Vicia tetrasperma</i>	T			X			X		X	
<i>Vicia villosa</i>	T, H	X								
<i>Vulpia myuros C3</i>	H				X					
<i>Xanthium albinum</i>	T			X	X	X		X	X	

Příloha 2 - Grafy vyjadřující poměrné zastoupení životních forem druhů v I. – IX. typu porostu





POWDER BLASTED MICROSYSTEM FOR HATCHING, OBSERVATION AND STUDY OF *CARIDINA MULTIDENTATA* LARVAE

Jiří SMEJKAL¹, Marcel ŠTOFIK¹, Jan MALÝ¹

¹Jan Evangelista Purkyně University in Ústí nad Labem, Czech Republic

Abstract

Several glass microsystems for shrimp eggs cultivation were fabricated by powder blasting technology from cover glasses and microscopy glass slides. Due to modular assembly of the microsystems, different designs of the microchip can be used. In our study, successful cultivation of the shrimp *Caridina multidentata* eggs was achieved.

Key words: Powder blasting, Microsystems, Shrimp larvae, *Caridina multidentata*

Introduction

Shrimps of the species *Caridina multidentata* (Stimpson, 1857)¹ Johanne Rogers duce a Republica Federata missa², “publisher”: “[Philadelphia: Academy of Natural Sciences]”, “number-of-pages”: “158”, “source”: “Internet Archive”, “abstract”: “Offprints: Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Feb. 1857-Jan. 1860; Includes bibliographical references; pars 1. Turbellaria dendrocoela -- pars 2. Turbellarieorum nemertineorum -- pars 3. Crustacea maiioidea -- pars 4. Crustacea cancroidea et corystoidea -- pars 5. Crustacea ocy-podoidea -- pars 6. Crustacea oxystomata -- pars 7. Crustacea anomoura -- pars 8. Crustacea macrura; extracted picklist; MSC copy bound with: Report on the Crustacea (Brachyura and Anomura are highly prized among the aquarists as the so-called „algae eaters“. However, their rearing in aquarium is very demanding and therefore they are often caught in the wild as the cheaper solution. This mostly unregulated catch can lead to the decimation of wild shrimp populations which can further lead to the loss of biodiversity of aquatic ecosystems²⁻⁴ often taking action only after a critical stock suffers overfishing or collapse. The invertebrate ornamental fishery in the State of Florida, with increasing catches over a more diverse array of species, is poised for collapse. Current management is static and the lack of an adaptive strategy will not allow for adequate responses associated with managing this multi-species fishery. The last decade has seen aquarium hobbyists shift their display preference from fish-only tanks to miniature reef ecosystems that include many invertebrate species, creating increased demand without proper oversight. The once small ornamental fishery has become an invertebrate-dominated major industry supplying five continents. Methodology/Principal Findings: Here, we analyzed the Florida Marine Life Fishery (FLML). Their transport is difficult and there is often a die-off of the shrimps soon after their introduction into the aquarium due to the effects of exhaustion, long-lasting stress, or the inability of adults to get accustomed to aquarium conditions.

The difficulty of rearing these shrimps is due to its complex development. In contrary to widespread species of aquarium shrimps like genus *Neocaridina* and *Halocaridina* or species *Caridina cantonensis* (Yü, 1938)⁵, *Caridina multidentata* hatch in freshwater condition but then undergoes several additional larval stadiums after hatching⁶. These larval stages are tied to salt water with a full salinity of 32–35 ppt. Salinity below or above this range results in severe mass losses ranging from 98 % to 100 % in the mysid-stage.

<https://dx.doi.org/10.21062/ujep/234.2019/a/1802-212X/SO/12/1/80>

Smejkal, J. – Štofík, M. – Malý, J. (2018): Powder blasted microsystem for hatching, observation and study of *Caridina multidentata* larvae
Studia Oecologica, 12, No. 1, pp. 80–84, ISSN: 1802-212X

Since the *Caridina multidentata* follow the r-selected species strategy, number of unhatched eggs, which are dropped off by the shrimp when the larvae starts to hatch, is large. Only about half of the eggs hatch from the eggshell from which only few larvae survive to maturity in aquarium conditions. Dropped eggs will not hatch on its own because they require a constant supply of fresh water and dissolved oxygen, which is normally supplied by the shrimp carrying eggs⁷.

In our study, we present powder blasted glass microsystem as an alternative method for hatching of the dropped eggs to further increase the number of larvae that can be raised to maturity.

Enabling the rearing of this shrimp among commercial aquarium breeders by using a simple device to significantly increase the number of surviving larvae could help limit the hunting of this shrimp in the wild.

Experimental

The several microsystem designs were fabricated using powder microblasting technology. All parts of microsystems were created with powder blasting lathe (Comco, Inc.) with 50 μm Al_2O_3 abrasive particles and the nozzles with 0.46 mm and 0.76 mm inner diameter. Common microscopy glass slides (Menzel Gläser cut glass slides (76 mm \times 26 mm \times 1 mm) (Fisher Scientific, spol. s r. o.)) were used as a substrate materials. The microsystem is modular, as shown in Fig. 1, panel B. All microfabricated parts were bonded with UV glue (Conloc 665, TKG GmbH, Germany) and exposed to the UV light dose of 100 000 mJ/cm^2 by photolithographic system with digital control of exposition (NUV Illumination System – Inverted, Newport Corporation, USA).

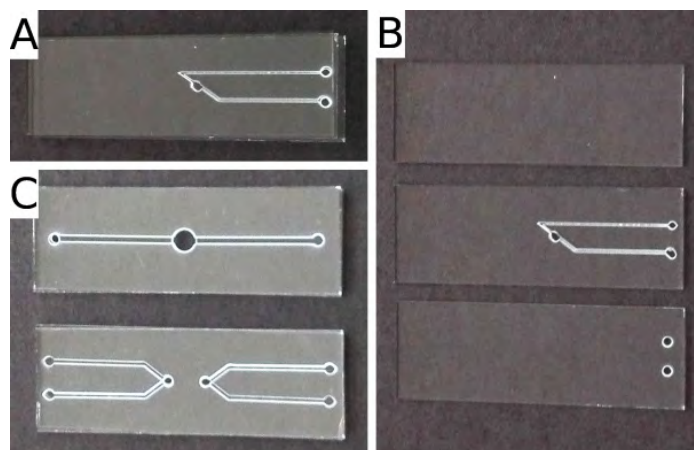


Figure 1: Microsystem for shrimp egg cultivation

Panel A - assembled microsystem (basic version). Panel B - parts of the microsystem from top to bottom: substrate, inlet and outlet channel with cultivation chamber, inlet and outlet ports. Panel C - different designs of the microsystem.

The cultivations of shrimp eggs were tested within the fabricated systems under binocular magnifier with camera (Canon EOS 600D, fixed focal length of lens 50 mm) and appropriate software (Canon EOS Utility).

The adult shrimps were obtained from local pet store (PetProfi s.r.o., ZOO shop Benji, Děčín 1, Czech Republic). The nomenclature was adopted and determination was done according to the publication⁶. The eggs were collected from the shrimp carrying eggs at time of visibly developed eyes of the larvae in the egg and were introduced into the microsystem. The eggs cultivation tests were performed in perfusion conditions. Water in perfusion conditions were actuated by a microfluidic pressure system OB1 (Pepiniere Paris Sante Cochin – ELVESYS, France)). To mimic the motion of shrimp carrying the eggs, the perfusion condition was set to the sets of pulses with 30 seconds between each set of pulses. Each set of pulses consisted of 5 pulses of duration 1 second each pulse with 0.5 second time between individual pulses. The flow of the water in the microsystem was set to 200 $\mu\text{l}/\text{min}$ in pulsing state and to 10 $\mu\text{l}/\text{min}$ in the rest state of the microsystem. The tests were performed in duplicates with two eggs as the tests served only as a proof of concept.

Results and discussion

Designed microsystem was powder blasted and tested with shrimp eggs. Due to powder blasting technology, finalization of the cultivation system was very fast and tests could be performed within one day or several hours, depending on the system complexity.

The shrimp eggs were successfully cultivated within the fabricated microsystems in perfusion conditions. We found out that if the design of the cultivation chamber was optimized for the water flow, the shrimp eggs cultivations could be performed. The cultivation of the shrimp egg is presented in Fig. 2, panels A–F. Hatched larvae can move freely in the cultivation chamber and can be pulled out of the microsystem simply by switching the water flow in the microsystem to the opposite direction.

In our test all eggs hatched confirming our proof of concept that microsystems can be adapted for rearing the shrimp eggs. To authors knowledge rearing of shrimp eggs was never done before in microsystems. Our results are in good terms with results in ⁸⁻¹⁵“container-title“:“Scientific Reports“, “page“:“36385“, “volume“:“6“, “source“:“www.nature.com“, “abstract“:“The zebrafish is a powerful genetic model organism especially in the biomedical chapter for new drug discovery and development. The genetic toolbox which this vertebrate possesses opens a new window to investigate the etiology of human diseases with a high degree genetic similarity. Still, the requirements of laborious and time-consuming of contemporary zebrafish processing assays limit the procedure in carrying out such genetic screen at high throughput. Here, a zebrafish control scheme was initiated which includes the design and validation of a microfluidic platform to significantly increase the throughput and performance of zebrafish larvae manipulation using the concept of artificial cilia actuation. A moving wall design was integrated into this microfluidic platform first time in literature to accommodate zebrafish inside the microchannel from 1 day post-fertilization (dpf where other organisms e.g. fishes, fish embryos, nematodes, fruit flies, bacteria can be successfully cultivated inside microsystems.

Due to the modularity the numbers of cultivation chambers can be adjusted thus enabling mass parallelization. Because there is exactly one egg per cultivation chamber and each cultivation chamber can be directly addressed, it is possible to change the stream of freshwater to saltwater for each cultivation chamber individually to continue with the cultivation of larvae in the microsystem e.g. for research purposes, retrieve only already hatched larvae from the microsystem and continue the cultivation only with the rest of the eggs or retrieve only dead, defective or fungal diseased eggs from the microsystem to prevent spoiling of the rest of the eggs in contrary to commercially used Zugske or Chase bottles ¹⁶ if the cultivation is already running.

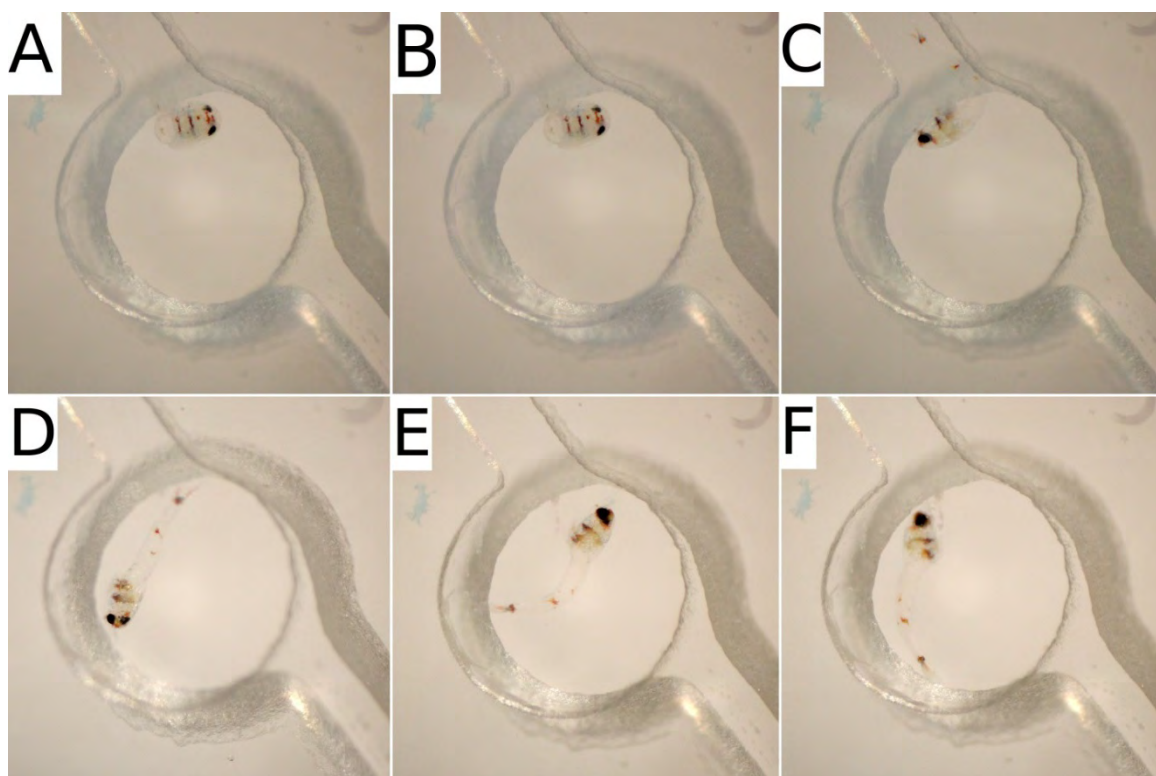


Figure 2: Hatching of the shrimp

Panel A - 1 day before hatching, panel B - 10 minutes before hatching, panel C - 1 minute after hatching. Panels D, E, F - 1 day after hatching, the larvae can swim and move freely in the cultivation chamber

Conclusion

The presented powder blasted microsystem is reusable, quick and easy to assemble and operate. Due to the modular approach of the systems assembly, the design and the size (width, length, height) and number of the shrimp egg cultivation chambers can be easily adjusted thus enabling mass parallelization and can be adopted for eggs of any other shrimp.

The microsystem design is simple enough to be implemented in plastic injection molding mass production technology which will reduce its cost.

The performed tests have shown that the fabricated system can be adjusted for further study of shrimp larval development.

Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support provided by the Internal Grant Agency of Jan Evangelista Purkyně University in Ústí nad Labem UJEP-SGS-2017-53-004-3.

References

[1] STIMPSON, W., RINGGOLD, C., RODGERS, J. UNITED STATES NORTH PACIFIC EXPLORING EXPEDITION (1853-1856): *Prodromus descriptionis animalium evertibratorum, quae in expeditione ad oceanum Pacificum Septentrionalem, Johanne Rogers duce a Republica Federata missa.* ([Philadelphia : Academy of Natural Sciences], 1857).

[2] RHYNE, A., ROTJAN, R., BRUCKNER, A. & TLUSTY, M.: Crawling to Collapse: Ecologically Unsound Ornamental Invertebrate Fisheries. *Plos One* 4, e8413 (2009).

- [3] WILLIAMS, I. D., WALSH, W. J., CLAISSE, J. T., TISSOT, B. N. & STAMOULIS, K. A.: Impacts of a Hawaiian marine protected area network on the abundance and fishery sustainability of the yellow tang, *Zebrasoma flavescens*. *Biol. Conserv.* 142, 1066–1073 (2009).
- [4] KNITTWEIS, L. & WOLFF, M.: Live coral trade impacts on the mushroom coral *Heliofungia actiniformis* in Indonesia: Potential future management approaches. *Biol. Conserv.* 143, 2722–2729 (2010).
- [5] YÜ, S. C.: Studies on Chinese Caridina with descriptions of five new species. *Bull. Fan Meml. Inst. Biol. Zool.* 8, 275–310 (1938).
- [6] CAI, Y., NG, P. K. L., SHOKITA, S. & SATAKE, K.: On the Species of Japanese Atyid Shrimps (Decapoda: Caridea) Described by William Stimpson (1860). *J. Crustac. Biol.* 26, 392–419 (2006).
- [7] HAYASHI, K. & HAMANO, T.: The Complete Larval Development of *Caridina-japonica* De Man (decapoda, Caridea, Atyidae) Reared in the Laboratory. *Zoolog. Sci.* 1, 571–589 (1984).
- [8] MANI, K., CHANG CHIEN, T.-C., PANIGRAHI, B. & CHEN, C.-Y.: Manipulation of zebrafish's orientation using artificial cilia in a microchannel with actively adaptive wall design. *Sci. Rep.* 6, 36385 (2016).
- [9] CHOUDHURY, D. *ET AL.*: Fish and Chips: a microfluidic perfusion platform for monitoring zebrafish development. *Lab. Chip* 12, 892–900 (2012).
- [10] CANDELIER, R. *ET AL.*: A microfluidic device to study neuronal and motor responses to acute chemical stimuli in zebrafish. *Sci. Rep.* 5, 12196 (2015).
- [11] YANG, F., GAO, C., WANG, P., ZHANG, G.-J. & CHEN, Z.: Fish-on-a-chip: microfluidics for zebrafish research. *Lab. Chip* 16, 1106–1125 (2016).
- [12] LOCKERY, S.: Channeling the worm: microfluidic devices for nematode neurobiology. *Nat. Methods* 4, 691–692 (2007).
- [13] CHEN, B. *ET AL.*: Microfluidic bioassay to characterize parasitic nematode phenotype and anthelmintic resistance. *Parasitology* 138, 80–88 (2011).
- [14] HWANG, H. & LU, H.: Microfluidic tools for developmental studies of small model organisms — nematodes, fruit flies, and zebrafish. *Biotechnol. J.* 8, 192–205 (2013).
- [15] ALEKLETT, K. *ET AL.*: Build your own soil: exploring microfluidics to create microbial habitat structures. *ISME J.* 12, 312–319 (2018).
- [16] MCDONALD, M.: History of the Experiments Leading to the Development of the Automatic Fish-Hatching Jar. *Transactions of the American Fisheries Society* 12, 34–46 (1883).
- [17] DE MAN, J. G. & MAN, J. G. D.: Carcinological studies in the Leyden Museum. *Notes Leyden Mus.* 14, 225–264 (1892).

PRAVIDLA VYDÁVÁNÍ VĚDECKÉHO ČASOPISU STUDIA OECOLOGICA

1. Vědecký časopis *Studia Oecologica* (dále jen časopis) vychází zpravidla dvakrát ročně, obvykle na jaře a na podzim. Krom toho mohou být v průběhu roku zařazena další čísla časopisu, věnovaná specifickým tématům, např. významným projektům řešeným na FŽP apod.
2. Časopis je vydáván v tištěné podobě a současně je zveřejněna na internetových stránkách fakulty jeho elektronická verze.
3. V časopise jsou publikovány příspěvky, zaměřené na nejširší okruh otázek, týkajících se ekologie a tvorby a ochrany životního prostředí. Hlavními typy článků uveřejňovaných v časopise jsou:
 - a) původní vědecká pojednání, vycházející z vlastního výzkumu,
 - b) vědecké přehledové články (reviews),
 - c) souhrny disertačních a habilitačních prací a nejlepších bakalářských a diplomových prací obhájených na fakultě,
 - d) kronika, informace o významných konferencích, publikacích apod.
4. Publikování v časopis je určeno především akademickým pracovníkům FŽP a celé Univerzity J. E. Purkyně, přijímány jsou však i příspěvky ostatních odborníků z oblasti ekologie a ochrany životního prostředí a příspěvky pracovníků jiných environmentálně orientovaných pracovišť, včetně studentů.
5. Autor zodpovídá za původnost (originalitu) a odbornou i formální správnost příspěvku. V časopise nelze publikovat článek, který byl již publikován v jiném časopise, což autor stvrzuje, při předání příspěvku redakci, průvodním dopisem, který obsahuje prohlášení, že příspěvek je určen k publikaci v časopise *Studia Oecologica*. Dopis dále obsahuje jméno a kontaktní údaje hlavního autora, resp. autora zodpovědného za komunikaci s redakcí a dále návrh nejméně jednoho recenzenta příspěvku, který vyhovuje níže uvedeným kritériím. Předáním příspěvku redakci dává autor najevo, že je obeznámen s podmínkami publikování v časopise *Studia Oecologica* a vyjadřuje svůj souhlas se zveřejněním příspěvku způsobem specifikovaným v těchto pravidlech a zavazuje se k dodržování níže uvedených etických principů při publikování.
6. Autoři příspěvků jsou povinni dodržovat zásady pro vědeckou, uměleckou a další tvůrčí práci tak, jak jsou formulovány v etickém kodexu akademických pracovníků. V souvislosti s publikováním článků v časopise *Studia Oecologica* se jedná zejména o zásady objektivit, vyhýbání se jakémoliv formě plagiátu a vyhýbání se fragmentaci výsledků a dělení dílčích výsledků do více publikací.
7. Rukopisy autorů jsou přijímány referentem/kou pro ediční činnost FŽP v průběhu celého kalendářního roku na adresu redakce: Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, referent pro ediční činnost, Králova Výšina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem.
8. Textová část rukopisu je napsána v textovém editoru MS Word a odevzdává se zpravidla v elektronické podobě, včetně grafické dokumentace a obrazových příloh. Čistopis díla musí respektovat uvedené pokyny pro autory, zveřejněné na internetových stránkách fakulty v sekci

- „Studia Oecologica“ a v jednotlivých číslech časopisu.
9. Příspěvky jsou zveřejňovány v českém, slovenském, anglickém nebo německém jazyce. Příspěvky uveřejňovány v českém nebo slovenském jazyce, musí být současně doplněny anglickým nebo německým abstraktem.
 10. Výběr příspěvků pro recenzní řízení provádí redakční rada časopisu, která si tak vyhrazuje právo odmítnout bez recenzního řízení příspěvky, které zjevně nevyhovují výše uvedeným zásadám nebo mají nevyhovující formální úroveň.
 11. Původní vědecká pojednání a přehledné články jsou publikovány po nezávislém recenzním řízení. Příspěvky jsou posuzovány dvěma externími recenzenty, které navrhuje šéfredaktorem přidělený redaktor článku a schvaluje redakční rada časopisu. Externím recenzentem se rozumí recenzent, který není členem redakční rady časopisu a není pracovníkem stejného pracoviště jako autor či jeden ze spoluautorů příspěvku.
 12. Na základě posudku recenzenta může redaktor článku vrátit příspěvek autorům k dopracování/přepřerování. Pokud recenzent nedoporučí vydání díla, rozhodne o dalším postupu redaktor příspěvku. Autor je povinen přihlídnout k připomímkám recenzenta nebo řádně zdůvodnit jejich nerespektování. Redakční rada rozhoduje v konečné instanci o přijetí/nepřijetí příspěvku k publikování.
 13. Textovou a grafickou korekturu textu před tiskem provádí autor, který zodpovídá za správnost a úplnost předloženého textu.
 14. Časopis se tiskne v nákladu 150 ks. Počet výtisků však může být upraven podle předpokládaných požadavků.
 15. Distribuci a evidenci časopisu zajišťuje referent pro ediční činnost ve spolupráci s příslušnými katedrami a zajišťují předání následujících výtisků:
 - a) předání 20-ti povinných výtisků časopisu,
 - b) autor a spoluautoři příspěvku mají nárok na 1 výtisk,
 - c) děkan/ka obdrží 1 výtisk,
 - d) proděkan/ka pro vědu obdrží 1 výtisk,
 - e) členové redakční rady po 1 výtisku,
 - f) odd. edice rektorátu obdrží 1 výtisk,
 - g) pro reprezentaci fakulty 10 výtisků (uloženo na děkanátě fakulty),
 - h) knihovní fond 4 výtisky (z toho 2 ks pro pracoviště Most)
 - i) 10 výtisků univerzitní knihovně pro výměnu mezi školami a knihovnami,
 - j) 1 výtisk do archivu fakulty,
 - k) zbylá část nákladu je rozdělena mezi katedry fakulty pro reprezentaci a knihkupectví UJEP k volnému prodeji

PUBLISHING RULES OF THE STUDIA OECOLOGICA SCIENTIFIC JOURNAL

1. The *Studia Oecologica* Scientific Journal (hereinafter referred to as “Journal”) is published twice a year, generally in spring and autumn. It is possible to include more issues, dealing with specific topics, e.g. significant projects solved within the scope of the Faculty of Environment, during the year.
2. The Journal is published in a printed version; simultaneously it is available on the faculty’s websites.
3. The published papers focus on questions related to ecology and environmental conservation and protection. The major types of papers are following:
 - a) original scientific essays resulting from research work,
 - b) scientific overview articles (reviews),
 - c) summaries of post-gradual and inaugural dissertations as well as the best bachelor and master theses which were defended on the faculty,
 - d) chronicle, information on significant conferences, publications etc.
4. The publication in the Journal is destined in particular to academic workers of the Faculty of Environment as well as of other faculties of J. E. Purkyně University. Papers of other specialists from the ecologic and environmental protection area as well as environmentally oriented places of work, students included, are accepted, too.
5. The author answers for the originality, scientific and formal correctness of the paper. It is not possible to publish articles which have been already published in another journal; the author confirms this by the cover letter, which contains the information that the paper is destined to be published in the *Studia Oecologica* Scientific Journal. The letter also includes data on the author, who is responsible for communication with the Journal redaction, and suggestion of at least one reviewer, who corresponds to the criteria mentioned below. Paper handover shows that the author is acquainted with the publishing terms and he agrees with paper publication following these terms. The author must also observe the below mentioned ethical principles of publishing.
6. The authors are required to follow the principles of scientific, artistic and another creative work that are set in the ethics code of academic workers. These are especially principles of objectivity, plagiarism and result fragmentation avoidance and dividing the results into several publications.
7. The manuscripts are accepted by the Officer of the publishing activities of the Faculty of Environment during the whole calendar year. The editor’s office address is: J. E. Purkyně University, the Faculty of Environment, the Officer of the publishing activities, Králova Výchina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem.
8. The text part of the manuscript must be written in MS Word and it is usually handed over as an electronic file, graphical documentation and appendix of figures included. The clean copy must agree with the instructions mentioned on the faculty’s websites, in the “*Studia Oecologica*” section, and in particular Journal issues.
9. The papers are published in Czech, Slovak, English and German. Those which are published in Czech and Slovak language must contain English or German abstract.

10. Papers intended to reviewer proceedings are chosen by the Journal Editorial Council that reserves the right to refuse the papers, which do not correspond to the above mentioned principles or have an inappropriate formal level.
11. The original scientific essays and well-arranged articles are published after the independent reviewer proceedings. The papers are criticized by two external reviewers, who are suggested by the paper editor, named by the Journal General Editor, and who are agreed by the Journal Editorial Council. The external reviewer cannot be a member of the Journal Editorial Council and he cannot be an employee of the same workplace as the paper authors.
12. The paper can be returned to authors to complete or rewrite in terms of reviewer report. If the reviewer does not recommend the paper to be published, following steps will be proceeded by the editor. The author is allowed to take account of the reviewer suggestions or give an appropriate reason for their ignoring. The Journal Editorial Council makes the final decision on the paper acceptance/non-acceptance.
13. Text and graphical correction is provided by the author, who is responsible for the correctness and completeness of the submitted text.
14. The Journal is printed in the number of 150 copies. The number of copies can be arranged according to supposed demands.
15. The Journal distribution and evidence is provided by the Officer of the publishing activities in connection with appropriate university departments. They provide handover of following copies:
 - a) handover of 20 obligatory Journal copies,
 - b) the authors are eligible for 1 copy,
 - c) the Dean receives 1 copy,
 - d) the Sub-dean for Science and Research receives 1 copy,
 - e) each member of the Journal Editorial Council receives 1 copy,
 - f) each member of the Rectorial department of edition receives 1 copy,
 - g) ten copies will be left for the faculty representation (stored in the Dean's Office),
 - h) the Collection receives 4 copies (two copies are destined for Most workplace),
 - i) the university library receives 10 copies (destined for the exchange between universities and libraries),
 - j) one copy will be destined for the faculty archive,
 - k) the rest will be divided between members of individual faculty departments for presentability purposes and the university bookshop for free sale