

Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici
Fakulta prírodných vied

ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII

SÉRIA ENVIRONMENTÁLNE MANAŽÉRSTVO

ROČNÍK XVII.

Číslo 1

BANSKÁ BYSTRICA

2015

Názov: ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII, roč. XVII, č. 1, 2015

ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII séria Environmentálne manažérstvo je vedecký časopis so zameraním korešpondujúcim s interdisciplinárnym charakterom Katedry životného prostredia FPV UMB v Banskej Bystrici. V periodiku možno publikovať pôvodné vedecké a odborné práce – štúdie prehľadové, metodologické, výskumné, prípadové z oblasti prírodných, spoločenských, technických vied a recenzie knižných publikácií.

VEDECKÍ EDITORI:

prof. RNDr. Peter ANDRÁŠ, CSc.

prof. Ing. Ján ZELENÝ, CSc.

VEDECKÝ REDAKTOR:

prof. RNDr. Iveta MARKOVÁ, PhD.

REDAKČNÁ RADA:

Zahraniční členovia redakčnej rady:

prof. Florarea DAMIAN, PhD., Universitatea Din Cluj Napoca, Centrul Universitar Nord Din Baia Mare, Faculty of Science, Romania

Ing. Marcela DAVIDOVA, PhD., Universitatea Din Cluj Napoca, Centrul Universitar Nord Din Baia Mare, Faculty of Science, Romania

prof. Ing. Vojtech DIRNER, CSc., Ostravská univerzita v Ostrave, HgF VŠB-TU, Institutenvironmentálního inženýrství, Česká republika

Associate Professor Eila JERONEN, Universities of Oulu, Lapland and Helsinki, Finland

Associate Professor Dr. rer. nat. Sherif KHARBISH, Geology Department, Faculty of Science, Suez University, Suez, Egypt

Ing. Vilém KUNZ, Ph.D., Katedra marketingové komunikace, Fakulta sociálních studií, Vysoká škola finanční a správní, Most, Česká republika

Prof. Verica MILANKO, PhD., Visoka tehnička škola strukovnih studija u Novom Sadu, Srbsko

Associate Professor Volodymyr V. NYKYFOROV, Kremenчук Mykhailo Ostrohradsyi, National University, Ukraine

prof. Katarzyna POTYRALA, Pedagogical University of Krakow, Poland

prof. Shi-WENG L. PhD., School of Chemical and Biological Engineering, Lanzhou Jiaotong University, P.R.China

prof. Tatyana R. STEFANOVSKA, Research Institute of Cropscience, Ecology and Biotechnologies, National University of life and Environmental Science, Ukraine

doc. PaedDr. RNDr. Milada ŠVECOVÁ, CSc., Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra antropologie a genetiky, Česká republika

prof. João Manuel Xavierde MATOS, Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Portugal

prof. Piotr P. WIECZOREK, Ph.D, DSc., Katedra Chemii Analitycznej i Ekologicznej, Wydział Chemii, Uniwersytet Opolski, Poland

Domáci členovia redakčnej rady:

prof. RNDr. Peter ANDRÁŠ, CSc., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

prof. Ing. Karol BALOG, PhD., Slovenská technická univerzita v Bratislave, Materiálovo-technologická fakulta so sídlom v Trnave

Ing. Marek DRIMAL, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

RNDr. Jana JAĎUŠOVÁ, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

Ing. Radoslava KANIANSKÁ, CSc., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

prof. Mgr. Juraj LADOMERSKÝ, CSc., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

Ing. Linda MAKOVICKÁ-OSVALDOVÁ, PhD., Žilinská univerzita, Fakulta bezpečnostného inžinierstva, Katedra požiarneho inžinierstva, Žilina

doc. Ing. Ján TOMAŠKIN, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

RNDr. Judita TOMAŠKINOVÁ, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

doc. RNDr. Ingrid TURISOVÁ, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra biológie a ekológie, Banská Bystrica

prof. Ing. Ján ZELENÝ, CSc., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

EDITOR A VÝKONNÝ REDAKTOR:

Ing. Katarína TRNKOVÁ, PhD.

Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

Názov: ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII,
séria ENVIRONMENTÁLNE MANAŽÉRSTVO

Ročník: XVII

Číslo: 1

Vydavateľ: Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica
Fakulta prírodných vied

Rok: 2015

Rozsah: 132 strán

Formát: A4

ISSN 1338-4430

ISSN 1338-449X

OBSAH

Prehľadové štúdie

UPLATŇOVÁNÍ SPOLEČENSKY ODPOVĚDNÉHO PODNIKÁNÍ A CSR REPORTOVÁNÍ V ENERGETICKÉ SKUPINĚ CZECH COAL The application of corporate social responsibility and CSR reporting in the Czech coal energy group.....	7
<i>Vilém Kunz, Jan Mísař</i>	

OLOVO V ŽIVOTNOM PROSTREDÍ Lead in environment.....	15
<i>Jana Dadová</i>	

Výskumné štúdie

GEOLOGICAL AND GEOCHEMICAL INVESTIGATIONS ON HAMMAMAT MOLASSE SEDIMENTS, G. KHARAZA, EASTERN DESERT, EGYPT.....	24
<i>Said. A. Azzaz, Sherif Kharbish, S., Hesman M. El-alfy</i>	

KONTAMINÁCIA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA ŤAŽKÝMI KOVMI NA HALDOVÝCH POLIACH OPUSTENÝCH Cu LOŽÍSK CAPORCIANO (MONTECATINI VAL DI CECINA) A LIBIOLA, TALIANSKO Heavy metal contamination of environment on dump-fields of abandoned Cu-deposits Caporciano (Montecatini Val di Cecina) and Libiola, Italy	34
<i>Peter Andráš, Giuseppe Buccheri, Ingrid Turisová, Peter Andráš Jr., Jiří Kupka</i>	

HUSTOTA A ŠTRUKTÚRA POPULÁCIÍ RÚBANISKOVÝCH A SYNANTROPNÝCH TAXÓNOV V BÁBSKOM LESE Density and structure of the populations of clearcut and synanthropic taxons in the Báb forest.....	59
<i>Ivana Pilková, Marek Gális</i>	

ANALÝZA VÝSKYTU POVODNÍ V POVODÍ DOLNÉHO TOKU HRONA A NÁVRH ZÁKLADNÝCH OPATRENÍ NA ZMIERNENIE ICH NÁSLEDKOV The Analysis of Flood Occurrence in Lower Hron Basin and Proposition of Basic Measures that Would Reduce the Impact of Floods	73
<i>Michaela Gašparová, Juraj Ladomerský</i>	

PRÍSTUPY K RIEŠENIU PROBLEMATIKY PREVENČIE HAVÁRIÍ A HAVARIJNÉHO PLÁNOVANIA Z HĽADISKA PREVENČIE ZÁVAŽNÝCH PRIEMYSELNÝCH HAVÁRIÍ (SEVESO III) Approaches to solving the problems of accident prevention and emergency planning in the prevention of industrial accidents (SEVESO III).....	80
<i>Božena Sliacka, Iveta Marková</i>	

FLÓRA BUDMERICKÉHO PARKU Flora of Budmerice park.....	89
<i>Danica Černušáková, Natália Dudová</i>	

FYTOINDIKÁCIA EKOGENOTOXICITY ODKALISKA HORNÁ VES PRI KREMNICI Phytoindication of genotoxicity of mining tailing pond in Horná Ves (Kremnica).....	97
<i>Andrea Pogányová, Erik Kerekeš, Karol Mičieta</i>	

VYBRANÉ PATOGÉNY AKO KONTAMINANTY VODNÉHO PROSTREDIA Selected pathogens as contaminants of water environment.....	105
<i>Jana Kalinová, Alexandra Valenčáková, Oľga Danišová, Antónia Hasajová, Pavol Bálent</i>	

Správy

SPRÁVA Z MEDZINÁRODNEJ VEDECKEJ KONFERENCIE OCHRANA OBYVATEL – NEBEZPEČNÉ LÁTKY 2015 NA VŠB – TU V OSTRAVE.....	119
<i>Iveta Marková, Lenka Černá</i>	

ENVIRONMENTÁLNA BEZPEČNOSŤ - PONUKA VEDECKO-VÝSKUMNEJ ČINNOSTI FAKULTY PRÍRODNÝCH VIED PRE PRÍPRAVU PROJEKTOV VEDY A VÝSKUMU V SPOLUPRÁCI S PREZÍDIOM HaZZ MINISTERSTVA VNÚTRA SR A BUDOVANÍM NÁRODNÉHO VÝSKUMNO- INOVAČNÉHO CENTRA NA LEŠTI.....	122
<i>Iveta Marková, Andrea Majlingová</i>	

MEDZINÁRODNÝ WORKSHOP "AKTUÁLNE OTÁZKY FYTOREMEDIÁCIA S PRODUKCIOU BIOMASY" NA KATEDRE ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA FAKULTY PRÍRODNÝCH VIED.....	125
<i>Valentína Pidlisnyuk, Iveta Marková</i>	

SPOLUPRÁCA MEDZI FAKULTOU PRÍRODNÝCH VIED UMB V BANSKEJ BYSTRICI A ÚSTAVOM BIOLÓGIE RASTLÍN A BIOTECHNOLÓGIE AKADÉMIE VIED KAZAŠSKEJ REPUBLIKY.....	128
<i>Valentína Pidlisnyuk, Iveta Marková</i>	

Recenzie

RECENZE na knihu SPOLEČENSKÁ ODPOVĚDNOST: OD TEORETICKÝCH KONCEPTŮ K FIREMNÍ IMPLEMENTACI autorov Eliška Stehnová, Eva Fuchsová, Miroslav Barták, Eliška Valinová.....	131
<i>Vilém Kunz</i>	

Prehľadové štúdie

UPLATŇOVÁNÍ SPOLEČENSKY ODPOVĚDNÉHO PODNIKÁNÍ A CSR REPORTOVÁNÍ V ENERGETICKÉ SKUPINĚ CZECH COAL

THE APPLICATION OF CORPORATE SOCIAL RESPONSIBILITY AND CSR REPORTING IN THE CZECH COAL ENERGY GROUP

Vilém Kunz¹, Jan Mísař²

¹Ing. Vilém Kunz, Ph.D., Katedra marketingové komunikace, Vysoká škola finanční a správní, o.p.s., Pionýrů 2806, 434 01 Most, Česká republika, Email: Kunz.Vilem@seznam.cz

²Ing. Jan Mísař, Fakulta podnikohospodářská, katedra managementu, Vysoká škola ekonomická v Praze, nám. W. Churchilla 4, 130 67 Praha 3, Česká republika, Email: xmisj900@vse.cz

Abstrakt: Příspěvek představuje strategický přístup a hlavní aktivity ve všech základních oblastech společensky odpovědného podnikání u energetické skupiny Czech Coal. Stěžejní pozornost je věnována zejména systematicky propracovanému nefinančnímu reportingu o udržitelném rozvoji u této skupiny, který je dlouhodobě vytvářen v souladu s mezinárodní metodikou GRI. Standard GRI je v posledních letech řazen ve svém významu pro CSR či udržitelný rozvoj na firemní úrovni do stejně významné pozice jako ISO 14 000 pro environmentální management.

Klíčová slova: Společenská odpovědnost firem, udržitelný rozvoj, monitoring, Global Reporting Initiative, Czech Coal

Abstract: The paper describes the strategic approach and main activities in all basic areas of corporate social responsibility of the Czech Coal Energy Group. The main focus is put on highly developed non-financial reporting on the sustainable development, which has been developed over the last years according to the international GRI methods. In the past years, GRI standards have been compared to ISO 14 000 as the equally important for the future development of environmental management.

Key words: Corporate Social Responsibility, Sustainable development, monitoring, Global Reporting Initiative, Czech Coal

Úvod

Corporate Social Responsibility je komplexním konceptem, ze kterého navíc vycházejí i další parciální koncepty soustředěné na určitou oblast společenské odpovědnosti firem. Poměrně značná šíře konceptu CSR, stejně jako jeho živelný vývoj způsobují velmi vysokou terminologickou nejednotnost. Např. Mullerat si myslí, že k vymezení pojmu CSR by měla být použita buď jednoduchá definice problematiky, která však může být zjednodušena až na zavádějící úroveň, anebo naopak definice přesnější, popisnější (Mullerat, 2010, str. 227).

Zajímavé je také sledovat, jakým způsobem se měnil pohled na CSR v běhu času. Evoluci vývoje definic a celkového teoretického pojetí CSR se zabývá například uznávaný teoretik v oblasti CSR A. B. Carroll (1999) ve svém příspěvku „Corporate Social Responsibility: Evolution of a Definitional Construct“. Sám Carroll (2008) pojmenovává CSR jako závazek firem přijímat taková rozhodnutí a realizovat takové postupy, které jsou žádoucí z hlediska hodnot a cílů naší společnosti. V souvislosti s evolucí vývoje definic je možné uvést i pohled jednoho z významných současných odborníků v oblasti CSR Wayne Vissera, podle něhož: „CSR představuje způsob, kterým business soustavně vytváří sdílené hodnoty ve společnosti prostřednictvím ekonomického pokroku, dobrého corporate governance citlivosti stakeholderů a zlepšování životního prostředí“ (Visser, 2011, str. 8). Podle některých teoretiků může být společenská odpovědnost považována za důležitý rys nové ekonomiky (Pavlů, 2009, Bobenič Hintošová, 2008).

V Evropě je pak CSR podporována orgány EU a sítí jejích národních partnerů. Evropská unie vymezuje CSR jako „dobrovolné integrování sociálních a ekologických hledisek do každodenních firemních operací a interakcí s firemními stakeholdery“ (KOM, 2001, str. 8). Také v České republice – a to nejen v souvislosti se vstupem do Evropské unie, která se snaží podporovat rozšiřování CSR nejen v jejích členských státech, nabývají otázky spojené s širokou implementací principů CSR na důležitosti.

Cílem příspěvku je ukázat strategický přístup energetické skupiny Czech Coal ke společenské odpovědnému podnikání.

Z vědeckých metod bylo při zpracování využito tzv. obsahové analýzy. U obsahové analýzy je třeba identifikovat kategorie před samotnou analýzou dat. Tematická analýza studuje znaky a hledá skryté významy (Jandourek, s.47, 2008). Konečným výstupem je analytický obraz (podle některých autorů také analytický příběh), který popisuje jaké proměnné a jaké vztahy mezi nimi byly nalezeny. Analytický obraz obsahuje dvě úrovně analýzy: primární interpretaci – popis dat; a sekundární interpretaci – o čem data vypovídají, vysvětlení příčin, vznik teorie.

Uplatňování CSR ve skupině Czech Coal

Skupina Czech Coal zahrnuje obchodníka s energetickými komoditami Czech Coal a.s., především s hnědým uhlím, elektrickou energií a povolenkami na emise skleníkových plynů, která rovněž zajišťuje sdílené služby s personálním, finančním a ekologickým zaměřením.

Nejvýznamnějších součástí této energetické skupiny jsou dvě těžbařské společnosti, kterými jsou Vršanská uhelná a.s. a Litvínovská uhelná a.s.

Tyto dvě těžební společnosti navazují na dlouhodobou tradici dobývání hnědého uhlí v severozápadních Čechách. Působí v okrese Moste a Chomutov, na území o rozloze téměř 9 000 ha. Skupina Czech Coal se také řadí k nejvýznamnějším zaměstnavatelům v Ústeckém kraji. Skupina Czech Coal má také majetkovou účast v některých regionálních teplárnách (např. v Teplárně Otrokovice).

Skupina Czech Coal přistupuje ke společenské odpovědnosti jako nedílné součásti své dlouhodobé podnikatelské strategie. Z přístupu skupiny je též patrné, že vychází zároveň

z predpokladů Corporate Citizenship, že těžba hnědého uhlí a energetika, stejně jako většina jiných průmyslových odvětví potřebuje pro svou činnost souhlas více zájmových skupin (stakeholderů) než jen zájem zákazníků a soulad s legislativou.

Skupina postavila svoji rozvojovou firemní strategii na vytváření hodnotných a dlouhodobých vztahů se všemi svými stakeholdery.

K dosažení tohoto strategického cíle muselo vedení této skupiny zvolit odpovídající přístup, který se skládal z několika klíčových kroků:

1. Identifikace klíčových stakeholderů a zjišťování jejich očekávání - jako výchozí krok identifikovala skupina Czech Coal své klíčové stakeholdery (zainteresované skupiny) v následujících typech:

- zákazníci,
- zaměstnanci a jejich organizace,
- místní komunity,
- zaměstnavatelské organizace,
- neziskové organizace,
- orgány samosprávy,
- instituce státní správy,
- partneři v oblasti vzdělávání a výzkumu,
- dodavatelé a další obchodní partnery.

Každá z těchto identifikovaných skupin stakeholderů má své specifické požadavky a potřeby. Tyto potřeby proto bylo nutné důkladně analyzovat, aby došlo k ujasnění těchto často velmi různorodých nároků. Teprve poté bylo možné formulovat základní hodnoty a cíle firmy ve vztahu ke stakeholderům

2. Stanovení cílů v jednotlivých oblastech udržitelného rozvoje - Skupina Czech Coal formulovala ve vztahu ke svým stakeholderům základní hodnoty a dala si zároveň za cíl rozvíjet aktivity, které povedou k jejich naplnění (tzv. Cíle environmentální a sociální odpovědnosti Skupiny). Jedním z klíčových cílů bylo i zaměření celkové strategie Skupiny tak, aby vedla k dalšímu zvyšování bezpečnosti práce, rozvoji kvalifikace a znalostí zaměstnanců a zvýšení atraktivity pro mladé odborníky, zejména v technických profesích.

3. Naplňování cílů udržitelného rozvoje-společenská odpovědnost je v energetické skupině Czech Coal naplňována ve třech základních oblastech, a to:

a) Ekonomická oblast- **v této oblasti** se skupina Czech Coal snaží zejména o:

- Efektivní řízení, včetně kontroly transparentnosti, antikorupčního přístupu a potlačování protikorupčního jednání
- Řízení vztahů s klíčovými stakeholdery a kontinuální komunikace s nimi
- Cílevědomé vytváření podmínek pro možnost zodpovědného dlouhodobého investičního chování v energetice
- Budování transparentnosti - informování zákazníků, investorů a dalších stakeholderů, včetně varování před případnými riziky
- Dodržování etických principů (etický kodex)
- Hodnocení spokojenosti zákazníků

b) Sociální oblast- zde patří mezi nejvýznamnější aktivity skupiny Czech Coal zejména:

- **Péče o zaměstnance** - Společnosti skupiny Czech Coal a většina jejich dceřiných společností patří k nejvýznamnějším zaměstnavatelům v Ústeckém kraji a nezanedbatelnou měrou ovlivňuje rozvoj lidského a sociálního kapitálu v řadě oblastí Ústeckého kraje.
- **Podpora zkvalitnění života obyvatel regionu**

Skupina Czech Coal se snaží kontinuálně participovat na řešení problémů Ústeckého regionu a to nejen z důvodu, že zde bydlí většina zaměstnanců, či sídlí většina jejich výrobních kapacit. V oblasti regionální spolupráci je realizováno ve skupině několik samostatných programů, jejichž společným cílem je rozvoj kvalitních vztahů se sousedními komunitami, resp. zlepšení kvality života obyvatel v regionu.

Skupina Czech Coal se snaží kontinuálně podporovat svými projekty regionální rozvoj v Ústeckém kraji a to primárně v okresech Most a Chomutov.

c) Environmentální oblast – v **této oblasti** je strategie firmy zaměřena na prevenci a minimalizaci vlivu na životní prostředí. Nejvíce pozornosti je věnováno:

- snižování emisí, ochraně spodních vod,
- opatrnému nakládání s odpady,
- snižování produkce odpadů.
- nakládání s chemickými látkami a přípravky

Speciální pozornost je pak kladena na emise, vznikající při těžbě a zpracování uhlí, které se skupina snaží rok od roku snižovat.

Dalším cílem skupiny v environmentální oblasti je dlouhodobě se snažit o růst rekultivovaných ploch, přičemž od roku 1994 bylo na rekultivace vynaloženo již přes tři miliardy Kč.

4. Monitoring udržitelného rozvoje - skupina realizovala v minulosti např. Program „Monitoring faktorů udržitelného rozvoje (dále „Monitoring“) byl zcela dobrovolnou aktivitou skupiny zaměřenou na spolupráci s obcemi, státní správou a s univerzitami¹

Jedním z hlavních cílů monitoringu bylo více porozumět podmínkám a potížím rozvoje obcí v regionu a to zejména obcím vystavených vlivu hnědouhelné těžby.

Monitoring shromažďoval a analyzoval veřejně dostupná environmentální, ekonomická a sociální data (např. ze Sčítání lidu, údaje úřadů práce, odborů práce městských úřadů, AIM, ČHMÚ).

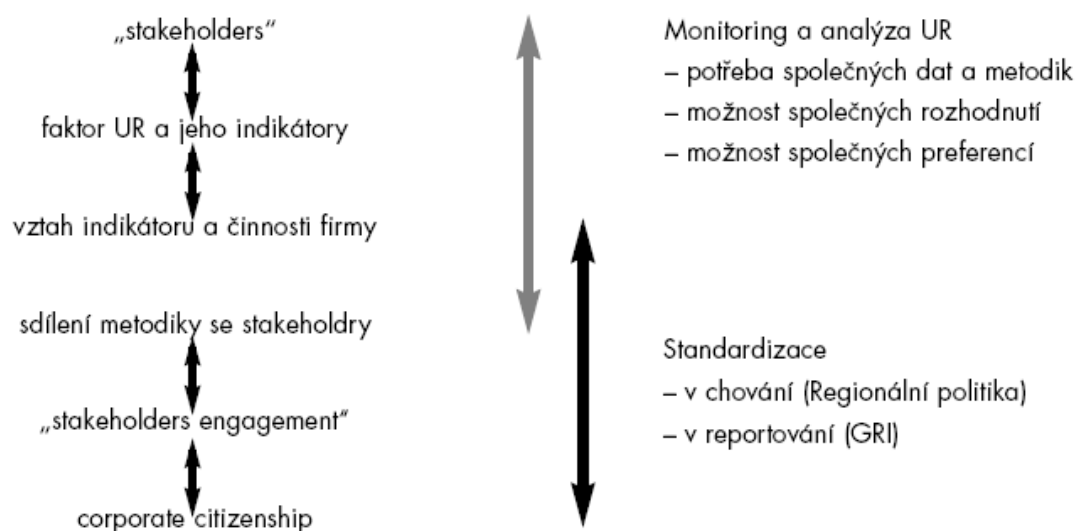
Vedle toho byl ve spolupráci s vysokými školami realizován i přímý sběr primárních dat v domácnostech vybraných obcí v blízkosti uhelných těžebních polí (celkem bylo osloveno přes 1200 domácností).

Jejichž záměrem bylo zjistit nejen sociální a ekonomickou situaci místních obyvatel, ale i jejich názory na úlohu velkých průmyslových podniků v regionu.

¹Skupina Czech Coal pokračuje v mnoha dalších dobrovolných aktivitách – v komunikaci s hlavními stakeholdery (obyvatelé obcí – v rámci programu Regionální politika, vybudováním a provozem Informačního centra, provozováním stránky www.spoluziti.cz), podpoře odborných seminářů a konferencí a odborných studií).

Podstatným prínosom Programu monitoringu byla podle představitelů Skupiny nejen podrobnější znalost prostředí v měřítku jednotlivých obcí, ale především sdílení problémů s regionem a jejich metodický popis.

Níže uvedené schéma (obr 1) rámcově demonstruje skupin Czech Coal v oblasti dpovědnosti za životní podmínky komunit sousedících s průmyslovou činností, v níž má monitoring a analýza faktorů udržitelného rozvoje klíčový význam, neboť umožňuje zachytit vliv průmyslové činnosti mnohem komplexněji (v environmentální, sociální i ekonomické oblasti).



Obr 1 Schéma A1 Postup skupiny Czech Coal v oblasti odpovědnosti za životní podmínky sousedících komunit.(Kunz, 2012)

Fig 1 Chart of Czech Coal Group Process in the area of responsibility for the living conditions of neighboring communities. (Kunz, 2012)

5. Publikace a komunikace výsledků (CSR reportování)

Nezbytným předpokladem pro efektivní uplatňování CSR se pro skupinu Czech Coalstává nutnost zajistit trvalou informovanost všech svých stakeholderů, a to nejen o jejich ekonomických výkonech, ale zároveň i výkonech v oblasti sociální a environmentální.

Skupina Czech Coal snažila již v minulosti různými formami informovat o svých CSR aktivitách, které prováděla v rámci svých dílčí úsekových strategií, ať už se jednalo např. o spolupráci se školami, ochranu životního prostředí, regionální spolupráci či dárcovství.

Postupně začala skupina hledat cestu, jakým způsobem by mohla svým stakeholderům i široké veřejnosti přinášet komplexní a pravidelné zprávy o stavu její společenské odpovědnosti, respektive hledat nástroj, který by umožnil aktivity Skupiny na poli CSR interpretovat ve smyslu jejich příspěvku k udržitelnému rozvoji firmy i regionu, stejně jako vyhodnotit jejich přínos v diskusi se stakeholdery, a to vše srozumitelnou a auditovatelnou formou.

Skupina začala uvažovat o sestavení svého věrohodného nefinančního reportingu, který bude zahrnovat všechny tři základní oblasti udržitelného rozvoje – ekonomickou stabilitu a výkonnost, odpovědnost k prostředí a sociální rozvoj.

Důvodem tohoto počínu bylo také to, že Skupina je dlouhodobě přesvědčena o tom, že nefinanční reporting představuje důležitý aspekt odpovědného chování firem a patří také mezi

klíčové nástroje pro komunikaci mezi firmou a klíčovými (ovlivněnými i ovlivňujícími) zájmovými skupinami, jako jsou kromě zákazníků například akcionáři, zaměstnanci, okolní komunity, veřejnost, státní správa a samospráva a média.

Nefinanční reporting není však jen „zpráva pro stakeholdery“, ale jeho proces a primární data včetně jejich vyhodnocování, jsou důležitým manažerským nástrojem, ať už pro interní potřeby Skupiny, či benchmarking (Kunz, Kašparová, 2013).

Právě výsledky již zmíněného programu „Monitoring faktorů udržitelného rozvoje“, ale i dalších monitorovacích procesů v oblasti CSR, se staly základem při zpracování tzv. „Zprávy o udržitelném rozvoji“, který skupina Czech Coal za svoji energetickou skupinu vydala poprvé v září 2005 podle Metodiky Global Reporting Initiative (GRI).

Na rozdíl od řady jiných firem zabývajících se nefinančním reportingem v České republice (Kunz, Kašparová, 2013), používá skupina ve svých materiálech zásadně termín „Udržitelný rozvoj“.

Zásadním důvodem je fakt, že Skupina považuje Metodiku Global Reporting Initiative (GRI), Sustainability Reporting Guidelines GRI, která doznala všeobecného světového rozšíření, za nejpropracovanější systém, který umožňuje jak odbornou inspiraci k praxi, tak především kvalitní a standardizovatelné hodnocení a reporting vlastních aktivit v této oblasti (Kunz, 2012).

Důvodem výběru této metodiky bylo zejména rovnocenné reportování jak finančních i nefinančních údajů, tak vnitřních a vnějších vlivů.

Global Reporting Initiative (GRI) byla vytvořena v roce 1997 jako hlavní iniciativa americké nevládní organizace Coalition for Environmentally Responsible Economies (CERES) za podpory United Nations Environment Programme (UNEP).

GRI byla vydána se záměrem zlepšit kvalitu, přesnost a užitečnost reportování o udržitelnosti, a tím přispět k tomu, aby zprávy o ekonomické, sociální a environmentální

výkonnosti organizací byly podávány stejně běžně a na srovnatelné úrovni jako zprávy o výkonnosti finanční.

Mezinárodní iniciativa GRI přináší návody a pravidla, sloužící organizacím po celém světě jako vodítko k tomu, aby mohly co nejobektivněji sestavit své CSR reporty. Jedním z nejdůležitějších přínosů GRI směrnice je seznam tzv. základních indikátorů (sociálních, ekonomických a environmentálních), kterých by se měly firmy vydávající zprávy v souladu s GRI držet, případně vysvětlit, proč je opomenuly. Indikátory mají jak kvantitativní, tak i kvalitativní charakter. Hlavně u kvalitativních indikátorů je nezbytné správně nastavit měření a zpracování dat pro co nejkvalitnější zachycení výsledků.

I když v době vzniku GRI bylo zamýšleno její přednostní užití u obchodních organizací, mohou je v současnosti používat organizace všech velikostí a typů působící v odlišných oblastech, včetně vládních agentur nebo neziskových organizací.

Global Reporting Initiative vymezuje, co by měl vlastní report obsahovat. Vedle např. Vize a strategie- pojaté vzhledem k trvale udržitelnému rozvoji, by zde neměl chybět ani profil organizace, způsoby řízení firmy či informace o přípravě zprávy (kritéria, časové období, apod.). V další části reportu se nacházejí indikátory ukazující vliv firmy v oblasti ekonomické, environmentální a sociální, resp. podle jejich naplnění popisuje organizace svůj společensky odpovědný výkon.

GRI pracuje na neustálém vylepšování a co nejširší celosvětové aplikovatelnosti konceptu. V roce 2000 byl vydán 1. koncept, tzv. Guidelines 2000, druhá verze, tzv. Sustainable Reporting Guidelines, vznikla v roce 2002 a zatím poslední verze směrnice, nazvaná G3 Guidelines, byla vydána v roce 2006.

Při tvorbě Zpráv o udržitelném rozvoji se skupina Czech Coal snaží respektovat základní principy Global Reporting Initiative (GRI), kterými jsou např.

- *Transparentnost*
- *Spolupráce se stakeholdery*
- *Auditování*
- *Úplnost informací*
- *Kontext trvale udržitelného rozvoje*
- *Zabezpečení kvality a spolehlivosti informací:*
- *Srozumitelnost*
- *Pravidelnost zveřejňování*

Skupina si kontinuálně uvědomuje, že základním prvkem nefinančního reportingu podle metodiky GRI je tzv. „stakeholderengagement, a proto aktivně diskutuje a spolupracuje při tvorbě reportingu se svými stakeholdery a to např.:

- ✓ přímo na obsahu reportu,
- ✓ formou odborné spolupráce na tvorbě dat v reportu,
- ✓ nebo formou permanentní diskuse v rámci regionální spolupráce či na [ww.spoluzit.cz](http://www.spoluzit.cz).

Také proto, že si skupina Czech Coal uvědomuje, že kontinuita v čase zvyšuje přínos nefinančního reportingu, stalo pro ni od roku 2005 vydávání každoročních „Zpráv o udržitelném rozvoji“, běžnou součástí jejich řídicích procesů a komunikace se stakeholdery.

Od roku 2005 Skupina významným způsobem rozšiřuje Zprávu o hospodaření a udržitelném rozvoji a to např. o studie popisující sociální a environmentální situaci regionu, o popis základních pravidel liberalizace trhu s elektrickou energií, ale i o popis rizik a příležitostí uhelné energetiky.

Řada témat a informací, které byly do nefinančního reportingu Skupiny postupně zařazeny, vyplynula ze samotných diskusí se zástupci zájmových skupin, ať se již jednalo např. o texty vysvětlující historii a legislativní podmínky průmyslové činnosti, či procesy schvalování hlavních rozhodnutí (především plány těžby a rekultivací). Navíc mají čtenáři zprávy možnost přispívat k vývoji reportingu Skupiny formou ankety, která jí poskytuje významnou zpětnou vazbu. Domníváme se, že obsahu „Zpráv o hospodaření a udržitelném rozvoji skupiny Czech Coal“ dokonce překračuje i v mnoha směrech doporučení metodiky GRI.

Schopnost reportovat v rámci aktuálních požadavků mezinárodní metodiky GRI je ve Skupině systematicky propracována. Zprávy o hospodaření a udržitelném rozvoji jsou v posledních letech zpracovány tak, aby vyhovovaly nové metodice GRI – Sustainability Reporting Guidelines GRI Version 3.0, 2006 a metodice pro oblast těžby nerostů (GRI Mining and Metals Sector Supplement, 2005), obojí v aplikační úrovni A+.

Skupina Czech Coal se v souladu s principy GRI u nefinančního reportingu dlouhodobě snaží také o to, aby reportovaná data a informace byla zveřejněna či analyzována způsobem, který umožní interním i externím auditorům zhodnotit jejich spolehlivost.

Struktura a metodika „Zpráv o hospodaření a udržitelném rozvoji skupiny Czech Coal“ byla vždy certifikována auditorem, kterým byla v letech 2005 až 2009 společnost KPMG Česká republika, s.r.o.

V posledních letech získala skupina za svoje „Zprávy o udržitelném rozvoji“, několikrát ocenění za nejlepší report v kategorii Nejlepší zpráva o společenské odpovědnosti firmy v rámci TOP 100.

Jak je vidět z výše uvedeného, zavedení nefinančního reportingu faktorů udržitelného rozvoje vysoce zhodnocuje firemní praxi v oblasti CSR či udržitelného rozvoje.

Záver

Na základě výše popsaného lze považovat přístup energetické skupiny Czech Coal ke společensky odpovědnému podnikání za strategický. Tato energetická skupina se dlouhodobě angažuje na poli CSR a principy společenské odpovědnosti jsou u ní zahrnuty do podnikatelské strategie a procesů na všech úrovních firmy. Skupina se též snaží rozvíjet permanentní a rovnoprávný dialog se stakeholdery a zároveň i naplňovat jejich očekávání.

Skupina uplatňuje systematický a propracovaných přístup k CSR, který obsahuje jasnou vnitřní logiku a předpokládá součinnost mnoha úseků. V oblasti CSR skupina realizuje mnoho zajímavých aktivit (o čemž svědčí i řada v minulosti získaných významných ocenění v této oblasti), které mohou být inspirativní pro další podnikatelské subjekty v České republice a to zejména v oblasti nefinančního reportování o udržitelném rozvoji v souladu s uznávanými mezinárodními reportovacími standardy (zejména GRI).

Domníváme se, že pro další rozšiřování společensky odpovědného podnikání v České republice, je zásadní, aby CSR politika českých firem byla dostatečně robustní, realistická, relevantní a měla by stát též dlouhodobě nedílnou součástí jejich strategického plánování, průběžné kontroly a hodnocení. CSR by neměla být v žádném případě považována za nepotřebný přívěšek, od kterého je nutné upouštět v „těžkých“ časech.

Literatúra

- Bobenič, Hintošová, A. 2008. *Medzinárodný manažment*. Bratislava: Vydavateľstvo EKONÓM, 137 str. ISBN 978-80-225-2582-4.
- Carroll, A. B. 1999. Corporate Social Responsibility – Evolution of a Definitional Construct. In *Business and Society*, Vol. 38. No. 3. str. 268-295. Dostupné z databáze ProQuest 5000.
- Czech Coal. 2013. [online]. [cit. 2014-10-28]. Dostupné z: <<http://www.czechcoal.cz/cs/profil/skupina/-index.html>>.
- GRI. *Sustainability Reporting Guidelines&Mining and Metals SectorSupplement* [online]. [cit. 2014-10-28]. Dostupné z: <<https://www.globalreporting.org/resource/library/MMSS-Complete.pdf>>.
- Jandourek, J. 2008. *Průvodce sociologií*. Praha : Grada Publishing a.s., 2008. ISBN: 9788024723976.
- KOM 2001. Green paper. *Promoting a European framework for Corporate Social Responsibility*. Brussels: Commission for European communities, sdělení 366 v konečném znění. 32 str. Dostupné na [www](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2002:0347:FIN:EN:pdf): <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2002:0347:FIN:EN:pdf>>.
- Kunz, V, Kašparová, K. 2013. *Moderní přístupy ke společenské odpovědnosti firem a CSR reportování*. Praha : Grada Publishing, 160 s. ISBN 978-80-247-4480-3.
- Kunz, V. 2012. *Společenská odpovědnost firem*. Praha: GradaPublishing, 208 s. ISBN 978-80-247-3983-0.
- Mullerat, R. 2010. *International corporate social responsibility: the role of corporations in the economic order of the 21st century*. Austin: Kluwer law international, 536 str. ISBN 978-904-1125-903.
- Pavlů, D. 2009. *Marketingové komunikace a jejich nové formy*. 1. vyd. Praha: Professional publishing, 199 str. ISBN 978-80-7318-830-6.
- Visser, W. 2011. *The Age of Responsibility: CSR 2.0 and the New DNA of Business*. London: John Wiley & Sons, 408 str. ISBN 978-0-470-68857-1.

OLOVO V ŽIVOTNOM PROSTREDÍ LEAD IN ENVIRONMENT

Jana Dadová

Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, 17. listopadu 15, 708 33 Ostrava – Poruba, Česká republika, jana.ruskova72@gmail.com

Abstrakt: Olovo patrí medzi najhojnejšie sa vyskytujúce vysoko toxické ťažké kovy. V prírode sa vyskytuje v podobe štyroch izotopov a tvorí početnú skupinu minerálov, z ktorých má ekonomický význam hlavne sulfid galenit – PbS. Ložiská Pb možno z genetického hľadiska rozdeliť na a) stratidependentné, teletermálne, b) vulkanosedimentárne kyzové, c) plutonické hydrotermálne Pb-Zn±Cu, d) subvulkanické hydrotermálne (Cu)-Pb-Zn-(Ag, Au) a e) skarnové. Olovo je v oxidačných podmienkach málo mobilné, vytvára zle rozpustné uhličitany, oxidy a fosforečnany. Pokiaľ je vo vode rozpustné, vystupuje vo forme Pb^{2+} a $[PbCO_3(aq)]^0$. Väčšina olova sa používa na výrobu akumulátorov, pigmentov a na ochranu proti rtg.-žiareniu. Je to kumulatívny jed s vysoko toxickým účinkom na rastliny, živočíchy i človeka.

Kľúčové slová: olovo, chemické vlastnosti, výskyt, produkcia, galenit, toxicita, zvieratá, rastliny, človek

Abstract: Lead belongs to the most common and very toxic heavy metals. It has four isotopes. Lead is in the nature present in form of numerous minerals. The most important is the Pb-sulphidic mineral galena – PbS. The Pb-deposits are derived according to their origin to several types: a) stratidependent, telethermal deposits, b) volcanosedimentary base metal deposits, c) plutonic hydrothermal Pb-Zn±Cu deposits, d) subvolcanic hydrothermal (Cu)-Pb-Zn-(Ag, Au) deposits and e) skarn (metosomatic) deposits. In the surface (oxidic) conditions is Pb not well mobile. It forms only slightly soluble carbonates, phosphates and oxides. In natural water may be Pb present also in soluble forms as Pb^{2+} and $[PbCO_3(aq)]^0$. The majority of Pb is used for production of accumulators, pigments and for protection against X-rays. Lead is a cumulative very toxic heavy metal for plants, animals and for men.

Key words: lead, chemical characteristic, occurrence, production, galena, toxicity, animal, plants, human

Úvod

Olovo je modrastobiely lesklý kov, veľmi mäkký, vysoko kujný, tvárny a veľmi odolný proti korózii. Jeho protónové číslo je 82. Má štyri stále izotopy: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb a ^{208}Pb . Izotopy ^{206}Pb , ^{207}Pb a ^{208}Pb sú produktom rádioaktívnych premien (Greenwood a Earnshaw, 1990). Vzniká rozpadom ^{238}U , ^{207}Pb rozpadom ^{235}U a ^{208}Pb rozpadom ^{232}Th . Prírodné olovo sa skladá zo všetkých štyroch izotopov Pb, zastúpených v rôznych pomeroch. Jeho zloženie sa mení v závislosti na čase, pričom dochádza k obohacovaniu olova o rádiogénne izotopy (Polański a Smulikowski, 1978).

Patrí medzi najrozšírenejšie ťažké kovy. Pb je kovový chalkofilný prvok, ktorý sa v prírodných podmienkach vyskytuje najmä v oxidačnom stupni +II (menej aj ako +IV). Afinita Pb k síre sa prejavuje tvorbou vlastných sulfidov (Polański a Smulikowski, 1978).

Výskyt v prírode

Zemská kôra obsahuje $12,5 - 16 \text{ g.t}^{-1}$ Pb a voči hlbším zónam je o Pb výrazne obohatená. Olovo má tendenciu hromadiť sa v neskorších etapách diferenciácie magmy. V magmatických horninách je typickým rozptýleným prvkom. Jeho hlavná časť sa tu kumuluje v živcoch a v biotite (Polanski a Smulikowski, 1978). Hlavným minerálom Pb je galenit – PbS . Ďalšie typické minerály sú jamesonit – $\text{Pb}_4\text{FeSb}_6\text{S}_{14}$, bourmonit – PbCuSbS_3 , boulangerit – $\text{Pb}_5\text{Sb}_4\text{S}_{11}$, smitsonit – ZnCO_3 , franklinit – $(\text{Zn,Mn})\text{O.Fe}_2\text{O}_3$, willemite – Zn_2SiO_4 a Pb soli – anglesit PbSO_4 a ceruzit – PbCO_3 (Reimann a de Caritat, 1998). Počas zvetrávania sulfidy Pb pomaly oxidujú a majú schopnosť formovať karbonáty alebo vstupovať do ílových minerálov, oxidov Fe a Mn a organickej hmoty (Kabata-Pendias a Pendias, 1992).

Olovo je široko rozšírený pôdny kontaminant. Priemerný obsah Pb v pôdach je podľa Bowena (1979) $29,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Kabata-Pendias (1993) a Beneš a Pabianová (1987) uvádzajú hodnotu 35 mg.kg^{-1} . Jeho rozpustnosť, mobilita a následne biopristupnosť sú však nízke. Napriek tomu mnohé hodnoty environmentálnej koncentrácie sú dostatočne vysoké na to, aby nastolili potenciálne riziko pre zdravie, osobitne v blízkosti veľkých závodov používajúcich Pb a vo veľkých mestách. Pb môže ovplyvniť mikrobiologickú aktivitu v pôde, a tak spôsobiť zníženie pôdnej produktivity (Alloway, 1995).

Pb vystupuje v pôdach najčastejšie v pevnej fáze vo forme PbCO_3 a PbSO_4 (Cibulka et al., 1986). Patrí medzi najmenej mobilné ťažké kovy, pretože jeho soli sú zle rozpustné a sú pútané ílovými minerálmi, oxidmi Mn a hydroxidmi Fe a Al. Mobilita Pb pri zvyšovaní pH (napríklad po vápnení pôd) klesá a Pb precipituje vo forme hydroxidov, fosforečnanov alebo uhličitanov, prípadne tvorí organické komplexy. Viaže sa aj na humínové kyseliny a fulvokyseliny a prostredníctvom pôsobenia baktérií podlieha alkylácii (Rapant et al., 1996), jeho pohyblivosť výrazne vzrastá a stáva sa biodostupným (Procházka et al., 1998). Vykazuje afinitu k tvorbe komplexov s nerozpustnými humínovými látkami v dôsledku čoho dochádza k jeho fixácii (imobilizácii) vo vrchnej 50 mm humusovej vrstve pôdy. V hlbších horizontoch obsah Pb klesá (Beneš a Pabianová, 1987). Vyššie koncentrácie Pb vo vrchnom horizonte pôd sú čiastočne aj dôsledkom atmosférickej depozície (Kabata-Pendias a Pendias, 1992). Kyslé dažde spravidla nedokážu výraznejšie vylúhovať Pb z pôdy. Na druhej strane značnú časť Pb z povrchu rastlín často zmyje aj výdatnejší dážď. Umytím ovocia preto môžeme z neho často odstrániť až 30 – 70 % olova.

V prírodných vodách prevažuje z rozpustných foriem Pb^{2+} a $[\text{PbCO}_3(\text{aq})]^0$, ktorý môže byť v širokom rozmedzí pH dominantnou formou výskytu. V alkalicknej oblasti sa môžu tvoriť vo väčších koncentráciách aj komplexy $[\text{Pb}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$ a $[\text{PbOH}]^+$ (Pitter, 1990).

Ložiská a ťažba

Modernejšie delenie Pb ložísk uvádza Laznicka (2010). Rozlišuje a) stratidependentné, teletermálne, b) vulkanosedimentárne kyzové, c) plutonické hydrotermálne Pb-Zn±Cu, d) subvulkanické hydrotermálne (Cu)-Pb-Zn-(Ag,Au) a e) skarnové ložiská.

- a) Stratidependentné, teletermálne ložiská tvoria masívne polohy a šošovky vo vápencoch, výplň krasových dutín a kolapsových brekcií, ale aj žilníky. Hlavnými minerálmi tu bývajú galenit (PbS) a sfalerit (ZnS). K takýmto typom ložísk možno zaradiť Olkusz-Bytom v Poľsku (Zorkovský, 1972) či Bleiberg v Rakúsku (Cabala, 2001). Na vzniku týchto ložísk sa často výrazne uplatňuje aj aktivita baktérií (Kucha et al., 2001, 2001a). Na Slovensku patrí k tomuto typu ložísk napríklad Ardovo.
- b) Vulkanosedimentárne kyzové ložiská tvoria stratiformné až pretiahle šošovky, masívne, páskované galenitové a sfaleritové i vtrúseninové rudy. Spomedzi svetových ložísk tohto typu treba spomenúť Broken Hill a Mts. Isa v Austrálii, Outokumpu vo Fínsku, Ammeberg vo Švédsku, Rammelsberg v Nemecku. V Česku možno k tomuto typu ložísk priradiť Horní Benešov a Horní Město Křižanovice.
- c) Plutonické hydrotermálne Pb-Zn±Cu ložiská. Ide o žilný a lokálne o metasomatický typ ložísk. Aj tu sú hlavnými minerálmi galenit – PbS a sfalerit – ZnS. Vo svete priradzuje Laznicka (2010) k týmto ložiskám ložiská Freiberg a Clausthal v Nemecku, Leadville, Butte a Tintic v USA, Santa Eulalia v Mexiku, Tsumeb v Namibii či ložiská Příbram, Stříbro, Vrančice a Kutná Hora v Česku.
- d) Subvulkanický hydrotermálny (Cu)-Pb-Zn-(Ag,Au) typ ložísk, tvorený žilami, zrudnenými tektonickými brekciami a stratiformnými polohami. Z najznámejších ložísk tohto typu možno spomenúť aspoň Fresnillo a Durango v Mexiku, San Cristobal, Duomo de Yauli a Marococha v Peru (Moritz et al., 2001), Baia Mare a Baia Sprie, Herja a Căvnic v Rumunsku. Na Slovensku patrí k tomuto typu ložísk napríklad Banská Štiavnica (Zorkovský, 1972).
- e) Skarnové (kontaktné metasomatické) ložiská sú tvorené žilami a pňami vo vápencoch alebo na ich kontakte s eruptívnymi horninami (Franklin Furnace, USA; Trepča, Srbsko; Falun a Ammeberg, Švédsko).

Svetové zásoby olova sa podľa odhadu z roku 2008 pohybujú okolo 79 mil. ton. Ťažba olova stále stúpa: roku 2006 sa vyťažilo 3,47 mil. ton, roku 2007 3,77 mil. ton a roku 2008 až 3,84 mil. ton. Hlavnými producentmi olova sú Čína (1 500 tisíc ton), Mexiko (101 tisíc ton), Austrália (64 tisíc ton), USA (41 tisíc ton) a Peru (34 tisíc ton). Hlavnými úžitkovými minerálmi sú galenit, cerisit, boulangerit a jamesonit (Laznicka, 2010). Približne 80 % olova sa recykluje.

Výroba a využitie

Olovo sa pripravuje tavením jedinej ekonomicky významnej Pb-rudy galenitu – PbS v prúde vzduchu a následne redukciou vzniknutého PbO uhlíkom za vzniku čistého olova. Takto získané olovo je obvykle kontaminované viacerými kovmi, napr. As, Cu, Sb, Ag, Au, Sn a Zn, preto je potrebné ho ešte následne čistiť odstránením prímies iných kovov.

Najviac olova sa používa pri výrobe akumulátorov. Okrem toho sa z neho vyrábajú rôzne zliatiny, odparovacie panvy na výrobu kyseliny sírovej, kontajnery na rádioizotopy a tehly na ochranu proti rtg. a rádioaktívnemu žiareniu. Zliatiny olova sa využívajú pri výrobe streliva a ložiskových kovov. Niektoré zlúčeniny Pb sa používajú pri výrobe olovnatého kryštálového skla a pigmentov a ako ochranný plášť podmorských a podzemných káblov. Olovo sa využíva aj ako antidetonačný činidlo v benzínoch, či ako stabilizátor pri výrobe plastov a armatúr. Je to efektívny pohlcovač zvuku (Reimann a de Caritat, 1998).

Toxické účinky olova

Hlavnými antropickými zdrojmi kontaminácie krajiny olovom sú baníctvo, úpravne rúd, emisie z produkcie železa a ocele a hút spracúvajúcich Pb rudy, spaľovanie pevného odpadu a uhlia (fosílnych palív), rafinérie, chemický priemysel, výroba akumulátorov, pigmentov, olovnatého skla, spaľovanie fosílnych palív, v minulosti používanie olovnatého benzínu (výfukové plyny z automobilov obsahujúce tetraetylolovo, ktoré sa pridávalo ako antidetonátor do motorových olejov; je to najznámejšia jedovatá organická zlúčenina olova; Kafka a Punčochářová, 2002). Tento vstup sa v poslednom čase zavedením bezolovnatých benzínov značne redukoval. Ďalšími zdrojmi sú tabakový dym, odpadové kaly použité v poľnohospodárstve, fosfáty a priemyselné komposty s uhličitanom vápenatým a v minulosti aj insekticídy (Alloway, 1995).

Pb je v pôdach menej toxické ako v atmosfére. Najviac sú postihnuté deti predškolského veku, pretože najvyššie koncentrácie Pb v atmosfére sú v nízkych úrovniach pri zemi. Pri prijímaní Pb organizmami prevažuje extracelulárny príjem založený na iónovej výmene a tvorbe komplexov s ligandmi bunecnej steny (Lane a Martin, 1977).

Olovo je mimoriadne toxický prvok, spôsobujúci vážne negatívne efekty na zdravie aj pri nízkych úrovniach dávky. Na jeho toxicitu upozorňoval už Hippokrates (460-370 pr. Kr.) a v pití vína z olovených nádob videl pôvod dny (Nauš, 1990; Melicherčík a Melicherčíková, 2010). Z najdôležitejších toxických zlúčenín Pb treba spomenúť aspoň nasledovné:

- PbO má adstringentné účinky (Kadlec, 2004)
- Pb_3O_4 (mínium) je oxid rozpustný v kyslom prostredí (Beseda, 1997)
- Olovená beloba $PbCO_3 \cdot Pb(OH)_2$ patrí medzi látky spôsobujúce chronickú otravu. V kyselinách sa rozpúšťa, letálna dávka je asi 50 g (Melicherčík a Melicherčíková, 2010)
- Octan olovnatý $Pb(CH_3COO)_2$ je dobre rozpustný a preto je pre organizmy značne toxický (20-30 g môže mať letálne účinky; Melicherčík a Melicherčíková, 2010)
- Alkalický octan olovnatý $Pb(CH_3COO)_2 \cdot Pb(OH)_2$ sa používa na obklady (Beseda, 1997).
- Tetraetyl olova $Pb(C_2H_5)_4$ tvorí so vzduchom výbušnú zmes. Je rozpustný v tukoch. Toxicky pôsobí pri inhalovaní a pri priamom kontakte s kožou (Višňovský, 1997). Pôsobí predovšetkým na CNS, nevyvoláva anémiu (Vopršalová a Žáčková, 1996).

Kontaminácia rastlín

Na vegetáciu pôsobia zlúčeniny Pb predovšetkým vo forme aerosólov. Zachytávajú sa na povrchu rastlín. 60 – 70 % Pb v rastlinách pochádza zo znečisteného prostredia a zachytáva sa na ich povrchu atmosférickou depozíciou. Najmenej Pb je v plodoch a semenách (Svičeková a Havránek, 1993). Je len viac než samozrejmé, že v takomto prípade mäkké a ochlpené listy prijímajú viac olova ako lesklé a hladké listy. Najviac Pb sa nachádza na listoch, menej v stonkách a najmenej vo vnútri rastlinných pletív. Ak u Pb prevažuje príjem koreňmi, napr. v skleníkoch, potom sa 90 % Pb koncentruje v koreňoch. Vysoké obsahy Pb boli opísané v obilí, čaji a najmä v hubách (Melicherčík a Melicherčíková, 2010).

Približne do vzdialenosti 25 m od frekventovaných komunikácií pozorujeme u rastlín zakrpatelý rast a zasychanie listov. Vo vzdialenosti nad 50 m už nie je poškodenie viditeľné, ale v skutočnosti aj tu dochádza k vážnym fyziologickým poruchám. Otrava rastlínstva olovom spôsobuje chlorózu listov, poškodenie koreňov a zníženie reprodukčnej schopnosti drevín (zníženú klíčivosť peľu). Obecne platí, že pri identickej koncentrácii Cd, Pb, Mn, Zn a Co v pôde, ich obsah v pletivách rastlín so vzrastajúcou hodnotou pH klesá (Lagerwerff, 1971).

Kontaminácia živočíchov

Všeobecne sa uvádza, že Cd a Pb sa kumulujú v pečeni a obličkách živočíchov (Rundle a Holt, 1983). Výskumné práce Smitha et al. (1979 in Melicherčík a Melicherčíková, 2010) tento trend u dobytky nepotvrdili. Ani v mlieku nezistili zvýšené koncentrácie Cd a Pb. Obsah Pb v krvi dobytky je vyšší u starších zvierat a u samíc (Ward et al., 1977). Najvyššie koncentrácie olova uvádzajú Melicherčík a Melicherčíková, (1997, 2010) vo vnútornostiach lesnej zveri a v ustriciach. Olovo má toxickejší účinok na nedospelé ryby ako na ikry a dospelé jedince, pričom organické zlúčeniny Pb sa prejavujú vyššou toxicitou ako anorganické soli Pb (Schmitt et al., 2005).

Zvýšené obsahy Pb majú škodlivé účinky na krvný obeh, škodia tráviacemu systému, imunitnému systému a spôsobujú neuropsychické problémy. Letálna dávka Pb u oviec je 30 g Pb. Ochorenie sa prejavuje triaškou, kolikou, ako aj poruchami reprodukcie. Olovo a jeho zlúčeniny patria medzi najčastejšie toxíny, ktoré intoxikujú vodné vtáctvo (Lightfoot a Yeager, 2008).

Pri intoxikácii matiek môže Pb pôsobiť na vývoj pohlavného systému plodu. Zistilo sa, že u intoxikovaných potkanov malo samčie potomstvo menšiu hmotnosť mechúrikovej žľazy a semenníkov. Zmenšila sa hrúbka semenotvorného epitelu, došlo k biochemickým zmenám semenníkov, prísenníkov a mechúrikovej žľazy, čím sa narušil normálny vývoj zárodočných buniek (Corpas et al., 2002; Pokras a Kneeland, 2008).

Kontaminácia ľudského organizmu

Do ľudského organizmu sa Pb dostáva prevažne tráviacou sústavou prostredníctvom potravy. Dýchacími cestami sa dostane asi len 10 %, avšak až 90 % inhalovaného olova sa absorbuje v organizme. Až 90 % Pb sa kumuluje v kostiach a negatívne ovplyvňuje tvorbu krvi (Kafka a Punčochárová, 2002). Z mäkkých tkanív sa postupne redistribuuje aj do vlasov. V zuboch (v zubnej sklovine, zubnej dreni i v povrchových častiach zubných koreňov) nahrádza vápnik, viaže sa však aj na fluor, ktorý potom nemôže chrániť zuby pred kazom. Malé množstvo sa kumuluje v mozgu, prevažne v sivej mozgovej hmote (Kadlec, 2001). Skracuje životnosť červených krviniek. Absorpciu Pb môže zvyšovať strava chudobná na Ca a Fe, nadmerný príjem mlieka a tukov, prípadne nízka hladina vitamínu C (Melicherčík a Melicherčíková, 1997).

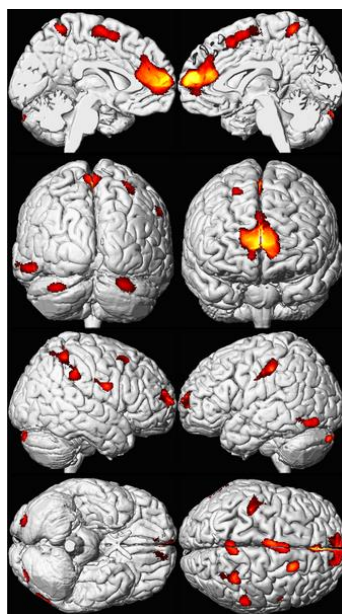
Olovo (ako aj niektoré ďalšie ťažké kovy) sa masívne uvoľňuje z glazúr niektorých tradičných tuniských hrnčiarskych výrobkov v koncentráciách, ktoré sú dostatočne vysoké na to, aby poškodili zdravie človeka. Pri 24 hodinovom teste žltozelených a zelenobielych hrčiekov z tuniského obchodu, ktoré sa naplnili roztokom kyseliny octovej, sa uvoľnilo do roztoku do $51 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Pb. Aj v tradičnom mliečnom deriváte (leben), široko konzumovanom ako nápoj v Tunisku, prijíma človek pri konzumácii cca 200 ml nápoja až $1407 \mu\text{g}$ Pb (Belgaied, 2003).

Akútna intoxikácia

Stupeň akútnej toxicity Pb je závislý na rozpustnosti Pb solí a na prítomnosti ďalších iónov v roztoku. Pri akútnej intoxikácii organizmu sa objavujú typické neurologické prejavy (Finkelstein et al., 1998) ako bolesť a únava svalov a zriedkavo symptómy obvykle asociované s encefalidídou. Gastrointestinálne problémy, nechutenstvo, diarea, strata váhy či zápcha. Pokiaľ je množstvo olova veľmi vysoké a absorbované organizmom v krátkom časovom rozpätí, môže spôsobiť šok, anémiu a preniknutie hemoglobínu do moču. Poškodenie obličiek môže spôsobiť zmeny v močení. Ľudia, ktorí prekonali akútnu intoxikáciu olovom, často vykazujú príznaky typické pre chronickú intoxikáciu (Pearce, 2007). Pri akútnej expozícii vysokých úrovní olova sa pozorovali poškodenia mozgu, obličiek, ako aj poruchy zažívacieho traktu (Bencko et al., 1995). U tehotných žien, ktoré pociťujú nedostatok vápnika, môže dochádzať k mobilizácii olova z ich kostí, vstupovaniu olova do krvi a toxickému účinku na ďalšie orgány, môže poškodiť nervový systém plodu a spôsobiť potrat (Kafka a Punčochárová, 2002).

Chronická intoxikácia

Denný príjem Pb v množstve 2 mg spôsobuje už po niekoľkých mesiacoch expozície chronickú otravu (Žigová a Gáliková, 1994). Prvé príznaky chronickej otravy Pb bývajú nenápadné a málo špecifické. Objavuje sa zvýšená únava, malátnosť a nechutenstvo. Aj nízke koncentrácie olova ovplyvňujú aktivitu pečene, obličiek, mozgu a oslabujú imunitný systém. Jeho vylučovanie z organizmu podporuje strava bohatá na Mg, Fe, Ca, Zn, penicilín a vitamín C, ktorý disponuje vlastnosťami profylaktického činidla (Melicherčík a Melicherčíková 1997; Kafka a Punčochářová 2002). Chronická expozícia Pb vedie k poruchám centrálnej nervovej sústavy, obličiek, krvného tlaku a poruchám metabolizmu vitamínu D (Navas-Acien et al., 2007). Môže sa prejavovať aj anémiou (Žigová a Gáliková, 1994). Na chronické pôsobenie Pb sú zvlášť citlivé deti (Braun et al., 2006), pretože vstrebávanie Pb z tráviacej sústavy je v detskom veku podstatne intenzívnejšie ako v dospelosti (Bencko et al., 1995; Drum, 2013; Wolf et al. 2007). Naopak, pri inhalovaní sa vstrebáva 90 % Pb v dospelosti, kým v detskom veku sú hodnoty vstrebávania nižšie (Melicherčík a Melicherčíková, 2010). Výsledkom môže byť spomalený poznávací vývoj, ako aj redukovaný rast, encefalopatia – poškodenie mozgu, ktoré sa prejavuje apatiou a poruchami koordinácie pohybov (Pearce, 2007). V dôsledku mozgovej arteriosklerózy môže dochádzať k zníženiu intelektuálnych a pamäťových schopností a k bolestiam hlavy (Šovčíková a Ursínyová, 1994). S expozíciou Pb môže byť spojený aj znížený počet spermií u mužov, so znížením ich pohyblivosti a s ich deformáciou (Cleveland et al., 2008). U žien môže spôsobovať spontánne potraty. US EPA zaraďuje Pb a jeho zlúčeniny do skupiny 2B – látka s predpokladanými karcinogénnymi účinkami na človeka (Bencko et al., 1995). Výskum na vzorke 175 respondentov preukázal, že pokiaľ boli ľudia v detskom veku vytavení expozícii Pb, môže u nich v dospelosti dochádzať z zmenšeniu mozgovej hmoty vo frontálnej oblasti (obr 1; Toga, 2005; Adler et al., 2005; Cecil et al., 2008).



Obr 1 Vyznačené miesta straty mozgovej hmoty vo frontálnej časti mozgu u osôb, ktoré boli v detstve vystavené intoxikácii olovom (Cecil et al., 2008). Prvý riadok dokumentuje predozadný prierez mozgom a stratu mozgovej hmoty uprostred ľavej a pravej hemisféry, druhý riadok demonštruje pohľad na mozog zo zadu a spredu, tretí riadok bočný pohľad na pravú a ľavú hemisféru a štvrtý riadok pohľad zo spodu a zvrchu

Fig 1 The brains of adults who were exposed to lead as children show decreased volume, especially in the prefrontal cortex. the first row presents views from the midline of the left and right hemispheres, respectively; the second row demonstrates views from the back and front of the cerebrum, respectively; the third row shows the lateral right and left hemispheres; and the fourth row shows views from below and above the cerebrum

Terapia

Olovo sa z organizmu vylučuje ťažko a ukladá sa najmä do kostí (až 98 %), pečene a obličiek. Pri akútnej otrave sa pristupuje k výplachu žalúdka 2-3% roztokom síranu sodného a pacientovi sa podáva živočišne uhlie. Pri preukázanej chronickej otrave sa používa sodnovápenatá soľ kyseliny etylendiamintetraoctovej, ktorá vytvorí v tele s olovnatými kationmi stabilné rozpustné cheláty, ktoré sa následne vylúčia ľadvinami. Okrem toho sa podávajú vitamíny, látky na ochranu pečenevých buniek, ordinuje sa diéta s obmedzením tukov a pod. (Riedl a Vondráček, 1980).

Literatúra

- Adler, C. M., Levine, A. D., DelBello, M. P., Strakowski, S. M. 2005: Changes in gray matter volume in patients with bipolar disorder. *Biological Psychiatry* 58, 151–157. ISSN 0006- 3223.
- Alloway, B. J. 1995. *Heavy metals in soils*. Blackie and Son Ltd. Glasgow, 339 p. ISBN-10: 021692698X.
- Belgaied, J. E. 2003. Release of heavy metals from Tunisian traditional earthenware. *Food and Chemical Toxicology*, 41, ISSN 0278-6915 95-98
- Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J. 1995. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Praha : Grada, 282 p. ISBN 80-7169-10-X.
- Beseda, I. 1997: *Toxikológia*. Zvolen : FEaE Technická univerzita vo Zvolene, 179 p. ISBN 80-228-0657-9.
- Beneš, S., Pabianová, J. 1987. *Přirozené obsahy distribuce prvků v půdách*. Praha : VŠZ Praha, 123-149.
- Bowen, H. J. M. 1979. Hodnocení těžkých kovů v odpadech a průmyslově vyráběných kompostech. In *Konference ČSVTS Kompostování odpadů a životné prostředí*. Praha, 83-94.
- Braun, J. M., Kahn, R. S., Froehlich, T., Auinger, P., Lanphear, B. P. 2006: Exposures to environmental toxicants and attention deficit hyperactivity disorder in U.S. children. *Environmental Health Perspectives*, 114, 1904–1909. ISSN 0091-6765.
- Cabala, J. 2001. Development of oxidation in Zn-Pb deposits in Olkusz area. Ed. Adam Piastrzyński et al.: *Mineral Deposits at the Beginning of the 21st Century*. Krakow, 26.-29. august 2001, Lisse-Abingdon-Exton-Tokyo, ISBN 90 2651 846 3, 121-124.
- Cecil, K. M., Brubaker, C. J., Adler, C. M., Dietrich, K. N., Altaye, M., Egelhoff, J. C., Wessel, S., Elangovan, I. 2008: Decreased brain volume in adults with childhood lead exposure. *PLoS Medicine* 5, 5, [PMC 2689675](https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0050112), [PMID 18507499](https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0050112), 112 s.
- Cibulka, J., Mader, P., Sova, Z. 1986. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v zemědělské výrobě a biosféře*. Praha : MZVŽ ČSR (SZN), 160 s.
- Cleveland, L. M., Minter, M. L., Cobb, K. A., Scott, A. A., German, V. F. 2008: Lead hazards for pregnant women and children: part 1: immigrants and the poor shoulder most of the burden of lead exposure in this country. Part 1 of a two-part article details how exposure happens, whom it affects, and the harm it can do. *The American Journal of Nursing*, 108, 10, 40–49.
- Corpas, I., Castillo, M., Marquina, D., Benito, M. J. 2002. Lead Intoxication in Gestational and Lactation Periods Alters the Development of Male Reproductive Organs. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 259-266. ISSN 0147-6513.
- Drum, K., 2013. America real criminal element: lead. *Mother Jones, Environment, Crime and Justice, Health Science*, 14, 1-2.
- Finkelstein, Y., Markowitz, M. E., Rosen, J. F. 1998: Low-level lead-induced neurotoxicity in children: an update on central nervous system effects. *Brain Research Reviews*, 7, 2, 168–176.
- Greenwood, N. N., Earnshaw, A. 1990. *Chemie der Elemente*. Würzburg, 1707 p. ISBN 3-527-26169-9.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. Trace elements in Soils and Plants. *CRC Press*, Boca Raton, FL, 365 p. ISBN 0849366437.
- Kabata-Pendias, A. 1993. Behavioural properties of trace metals in soil. *Applied Geochemistry. Suppl.* Issue No. 2. 3-9.
- Kadlec, O. 2001. *Encyklopédia medicíny. XI*, Bratislava, Asklepios, 400 s. ISBN 80-7167-019-7.
- Kadlec, O., 2004: *Encyklopédia medicíny. XV*, Bratislava, Asklepios, 400 s. ISBN 80-7167-023-5.
- Kafka, Z., Punčochářová, J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy*, 96, 611-617. ISSN 1213-7103.
- Kucha, H., Schroll, E., Stumpfl, E. F. 2001. Direct evidence for bacterial reduction in Bleiberg-type deposits. Ed. Adam Piastrzyński et al.: *Mineral Deposits at the Beginning of the 21st Century*. Krakow, 26.-29. august 2001, Lisse-Abingdon-Exton-Tokyo, ISBN 90 2651 846 3, 149-152.

- Kucha, H., Schroll, E., Stumpfl, E. F. 2001a. Banded ZnS from Bleiberg deposits: new data and concepts of formation. Ed. Adam Piestrzyński et al.: *Mineral Deposits at the Beginning of the 21st Century*. Krakow, 26.-29. august 2001, Lisse-Abingdon-Exton-Tokyo, ISBN 90 2651 846 3, 153-156.
- Lagerwerff, J. V. 1971. Uptake of Cd, Pb and Zn by radish from soil and air. *Soil Science*, ISSN 1522-2624, 111, 2, 129-133.
- Lane, S. D., Martin, E. S. 1977. A biochemical investigation of lead uptake in *Raphanus sativus*. *New Phytol.* 79, 281-286.
- Laznicka, P. 2010. *Giant metallic deposits: Future, sources of industrial metals*. 2nd edition, Berlin. Springer, 950 p.
- Lightfoot, T. L., Yeager, J. M., 2008: Pet bird toxicity and related environmental concerns. *The veterinary clinics of North America. Exotic Animal Practice* 11, 2, ISSN 1094-9194, 229-59.
- Melicherčík, M., Melicherčíková, D. 1997. *Bioanorganická chémia – Chemické prvky a ľudský organizmus*. Príroda, Bratislava, 188 p.
- Melicherčík, M., Melicherčíková, D. 2010. *Vplyv prostredia a účinky látok na ľudský organizmus*. UMB v Banskej Bystrici, 978-80-557-0005-2, 345 s.
- Moritz, R., Beuchat, M., Chiaradia, M., Sallier, B., Lisboa, H., Stucky, P. 2001. Zn-Pb mantos and veins at Domo de Yauli, Central Peru: two products of one hydrothermal system with common Pb & S sources, but contrasting fluid inclusion characteristic. Ed. Adam Piestrzyński et al.: *Mineral Deposits at the Beginning of the 21st Century*. Krakow, 26.-29. august 2001, Lisse-Abingdon-Exton-Tokyo, 173-176. ISBN 90 2651 846 3.
- Nauš, A. 1990. Otrava olovom. *Pracovní Lékařství*, 42, 3, 96-97. ISSN 1803-6597.
- Navas-Acien, A., Guallar, E., Silbergeld, E. K., Rothenberg, S. J. 2007: *Environmental health perspectives* 115, 3, 472-482.
- Pearce, J. M., 2007. Burton's line in lead poisoning. *European Neurology* 57, 2, doi: 10.1159/000098100, PMID 17179719, 118-119.
- Pitter, P. 1990. Hydrochemie. STNL, Praha, 568 s. ISBN 80-03-00525-6.
- Pokras, M. A., Kneeland, M. R., 2008: Lead poisoning: using transdisciplinary approaches to solve an ancient problem. *EcoHealth* 5, 3, 379-85. ISSN 1612-9210.
- Polański, A., Smulikowski, K. 1978. *Geochemia*. Bratislava : Slovenské pedagogické nakladateľstvo, 607 s.
- Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. 1998. *Fyziologie rostlin*. Praha : Akademie, 488 s.
- Rapant, S., Vrana, K., Bodiš, D. 1996. *Geochemický atlas Slovenska. Časť 1 – Podzemné vody*. Bratislava : GS SR, Vydavateľstvo Dionýza Štúra, 127 p. ISBN 80-85314-67-3.
- Reimann, C., de Caritat, P. 1998. *Chemical elements in the environment. Fact sheets for the geochemist and environmental scientist*. Springer, Berlin, ISBN 3 540 63670 6, 314 p.
- Riedl, O., Vondráček, V., 1980: *Klinická toxikologie*. Praha, : Avicenum, 349 s.
- Rundle, H. J., Holt, C. 1983. Heavy metals in the environment. *Proceedings of an International Conference, Haidlberg, BD 1*, Edinburgh : CEP Consultants, 353-357.
- Schmitt, C. J., Whyte, J. J., Brumbaugh, W. G., Tillit, D. E., 2005: Biochemical effects of lead, zinc, and cadmium from mining on fish in the Tri-States District of northeastern Oklahoma, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 6, 1483-1495. ISSN 1552-8618.
- Svičková, M., Havránek, E. 1993. Stanovenie Pb, Cd, Ni, Zn a Cu vo vzorkách liečivých rastlín metódou diferenčnej pulzovej polarografie. *Farmaceutický obzor*, 62, 1, 13-17. ISSN 0014-8172.
- Šovčíková, E., Ursínyová, M. 1994. Problémy psychického vývinu detí vo vzťahu k expozícii nízkych hladín olova. *Hygiena*, 39, 6, 337-344. ISSN 1210-7840.
- Toga A. W., Thompson, P. M., 2005: Brain atlases of normal and diseased populations. *International Review of Neurobiology*, 66, 1-54. ISSN 0074-7742.
- Višňovský, P. 1997: *Farmakologie látok znečisťujúcich životné prostredie*. Praha : Karolinum, 106 p. ISBN 80-7184-407-1.
- Vopršalová, M., Žáčková, P. 1996: *Základy toxikologie pro farmaceuty*. Praha : Karolinum, 232 p. ISBN 80-7184-282-6.
- Ward, N. I., Brooks, R. R., Roberts, E. 1977. Heavy-metal pollution from automotive emissions and its effect on roadside soils and pasture species in New Zealand. *Environment. Sci. Technol.* 11, 917-920.
- Wolf, A. D., Goldman, R., Bellinger, D. C. 2007: Update on the clinical management of childhood lead poisoning. *Pediatric Clinic. of North America*, 54, 271-294
- Zorkovský, V. 1972. *Ložiská nerastných surovín a ich vyhľadávanie*. Bratislava : Alfa, Vydavateľstvo technickej a ekonomickej literatúry, SÚKK č. 46/I-OR-1972, 451 s.
- Žigová, A., Gáliková, E. 1994. Toxicita olova a zdravotný stav exponovaných pri výrobe olovených akumulátorov. *Bezpečná práca*, 25, 3, ISSN 0322-8347, 101-104.

Výskumné štúdie

GEOLOGICAL AND GEOCHEMICAL INVESTIGATIONS ON HAMMAT MOLASSE SEDIMENTS, G. KHARAZA, EASTERN DESERT, EGYPT

Said.A. Azzaz¹, Sherif Kharbish^{2} and Hesham. M. El-alfy¹*

¹Said.A. Azzaz, Hesham. M. El-alfy, Geology department, Faculty of Science, Zagazig University, Zagazig, Egypt

²Sherif Kharbish, Department, Faculty of Science, Suez University, Suez 43518, Egypt

*corresponding author e-mail:

sherifkharbish@hotmail.com, sherif.abdalla@suezuniv.edu.eg ,

Abstract: The Hammamat molasse sediments of the Eastern Desert of Egypt were deposited in isolated basins formed during an initial stage of orogen parallel N–S extension (650–580 Ma) in the Neoproterozoic time. Supply of sediments to the molasse basins began after the eruption of Dokhan volcanics (602–593 Ma), the present study basin is one of several Pan-African, sedimentary basins formed across several hundreds of kilometres of the Eastern Desert of Egypt. It comprises two stages of sedimentation: The earlier stage is characterised by the deposition of fluvatile sediments and later influx of granitic clasts indicating that this part of the basin formed mostly after intrusion of what is known as the “older” granite generation in the Eastern Desert around 650–610 Ma. Geochemical studies revealed that the Hammamat sedimentary rocks were originated from felsic and intermediate igneous sources. Also, these rocks were probably formed in a continental arc setting.

Key words: Hammamat molasse sediments, Eastern Desert of Egypt, Geochemistry

Introduction

The Hammamat Group (HG) is a sequence of immature, clastic sedimentary rocks that crop out sporadically throughout the central and northern segments of the Eastern Desert of Egypt. It is represented by clastic sediments attaining a thickness of about 4000 m (Akkad and Noweir, 1980) at its type locality Wadi Hammamat, CED, Egypt (Hassan and Hashad, 1990).

HG is texturally immature (El Kalioubi, 1996) and was considered to reflect a significant change in Pan-African tectonics in the Eastern Desert, marking the end of a compressive, subduction-related regime and the onset of extension (Stern and Hedge, 1985). In the ED, HG was subdivided into Lower Igla Formation is a sequence of interbedded red to purple colored sandstones, siltstones and conglomerates. Upper Shihimiya Formation is composed of green to grey conglomerates, greywacke and siltstones by Akkad and Noweir (1980). Whereas, Willis et al. (1988) divided HG into lower series composed mainly of polymictic breccia and the upper series, which is composed of sandstone and shale.

Hammamat Sediments (HS) are generally unmetamorphosed (Akkad and Noweir, 1980) and were considered as the erosion products from pen-contemporaneous Dokhan Volcanics that were accumulated in intermontane and foreland basins (El Gaby et al., 1990). They might have been deposited in two stages; the first stage marks the closure of the ocean basin and the deposition of the sediments along convergent margin, whereas the second one marks the advanced stage of the collision, and the deposition in inter-montane basins away from the collision zone (Shalaby et al., 2006).

Methodology

Eleven representative samples of the present rock suite were collected for petrographical and geochemical investigations. The petrographical investigations were done using the Nikon (Optiphot-Pol) polarizing microscope, equipped with an automatic photomicrographic apparatus (Microflex AFX-II). All of samples were subjected to XRF analyses. Whole rock geochemical analyses were carried out for major elements using wet chemical analysis techniques (Shapiro and Brannock, 1962). The trace elements were analyzed using XRF technique (Philips pw 1410 together with a Mo-target tube operated at 50kv and 30 mA). All analyses were carried out in the laboratories of the Nuclear Materials Authority (N.M.A), Egypt.

Geological setting and Petrographical investigation of Gebel El Kharaza area

Gebel El Kharaza area (27° 51' 30" – 27° 55' 40" N and – 32° 48' 50" – 32° 52' 40" E) is located in the northern part of the Eastern Desert of Egypt. It comprises Late Proterozoic Dokhan volcanic rocks, Hammamat sediments (HS) together with Old and Young Granitoids as well as few outcrops of Metavolcanics (Fig 1).

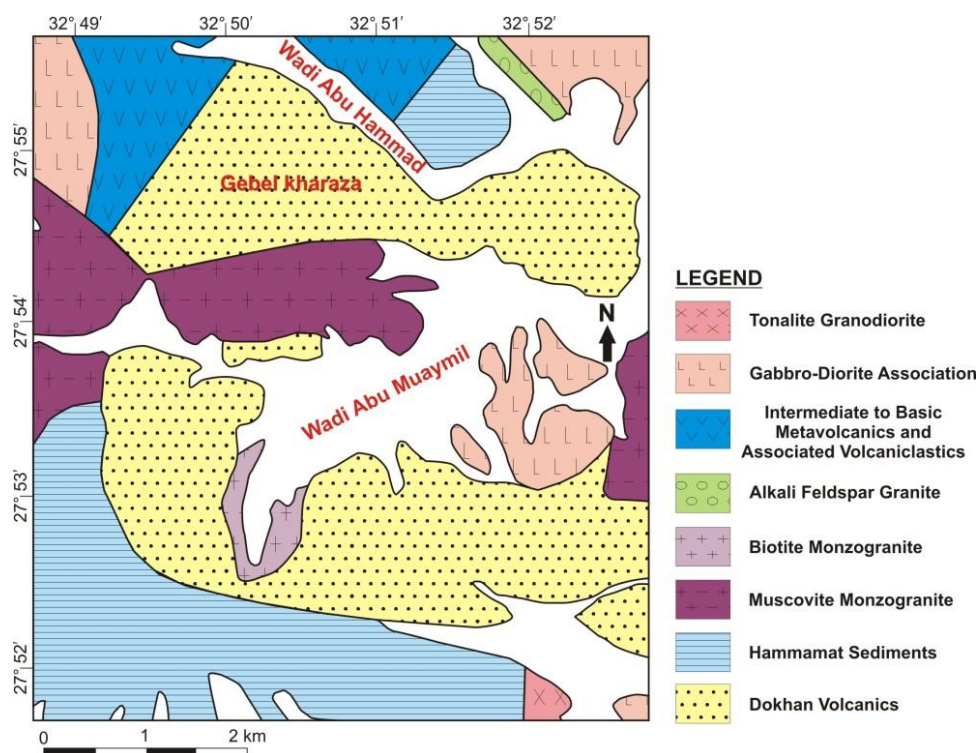


Fig 1 Geological map of G. Kharaza area

The occurrence of the HS in the study area is extremely involved close to the outcrops of the Dokhan volcanics. Occasionally, they are less dominant than Dokhan volcanics occupying relatively small areas at the slopes and flanks with low to moderate mountainous terrain (Fig 2a). They comprise interbedded succession of purple, brick, red and gray to grayish green siltstones and sandstones (Fig 2b), associated together with a distinctive polymictic conglomeratic facies (Fig 2c). HS are usually massive, undeformed, locally associated with foliated varieties. They are intruded by Older granite (Fig 2d), Younger monzogranite, with minor sheets or dykes of felsite and quartz-feldspar porphyry. They can be easily distinguished from the surrounding rocks by their distinct bedding. Bedding is expressed in the alternation of conglomerate beds with greywacke and siltstone beds, where the bedding plane of these sediments is variably trending with gentle to moderate dips. Local horizontal and sub-horizontal beds are recorded in the study area (Fig 2e).

A basal conglomerate bed is identified including pebbles, boulders and cobbles of Dokhan volcanics together with different composition of granites, granodiorites, monzogranite and alkali feldspar granites. They include variable proportion with different sizes and shapes of crystal fragments (quartz and feldspar) and local abundance of rock fragments. The rock fragments are composed mainly of volcanics, dyke rocks, granites, felsites and immature sediments with shades of pink, gray, green and black, which are embedded in a fine grained argillaceous cement and/or purple red hematitic clayey matrix. The conglomerates are relatively poorly sorted, have sub-rounded to well rounded or ellipsoidal polymictic boulders, cobbles and pebbles reaching up to 80 cm across. But the common size ranges between 7-10 cm. Microscopically, the crystal fragments are quartz, plagioclase and epidote. Quartz clasts are common, corroded by the matrix (Fig 3a), while plagioclase and k-feldspar fragments are usually altered to lose their identity. Sometimes, the alteration of the large crystal fragments is less than the smaller ones and can show the lamellar and simple twinning (Fig 3b). The rock fragments are amygdaloidal – porphyritic andesite, dacite, rhyodacite, tuffs (Fig 3b), hematitized volcanic glass and granites as well as reworked Hammamat sedimentary rocks.

Matrix is occasionally foliated and stretched around the pebbles.

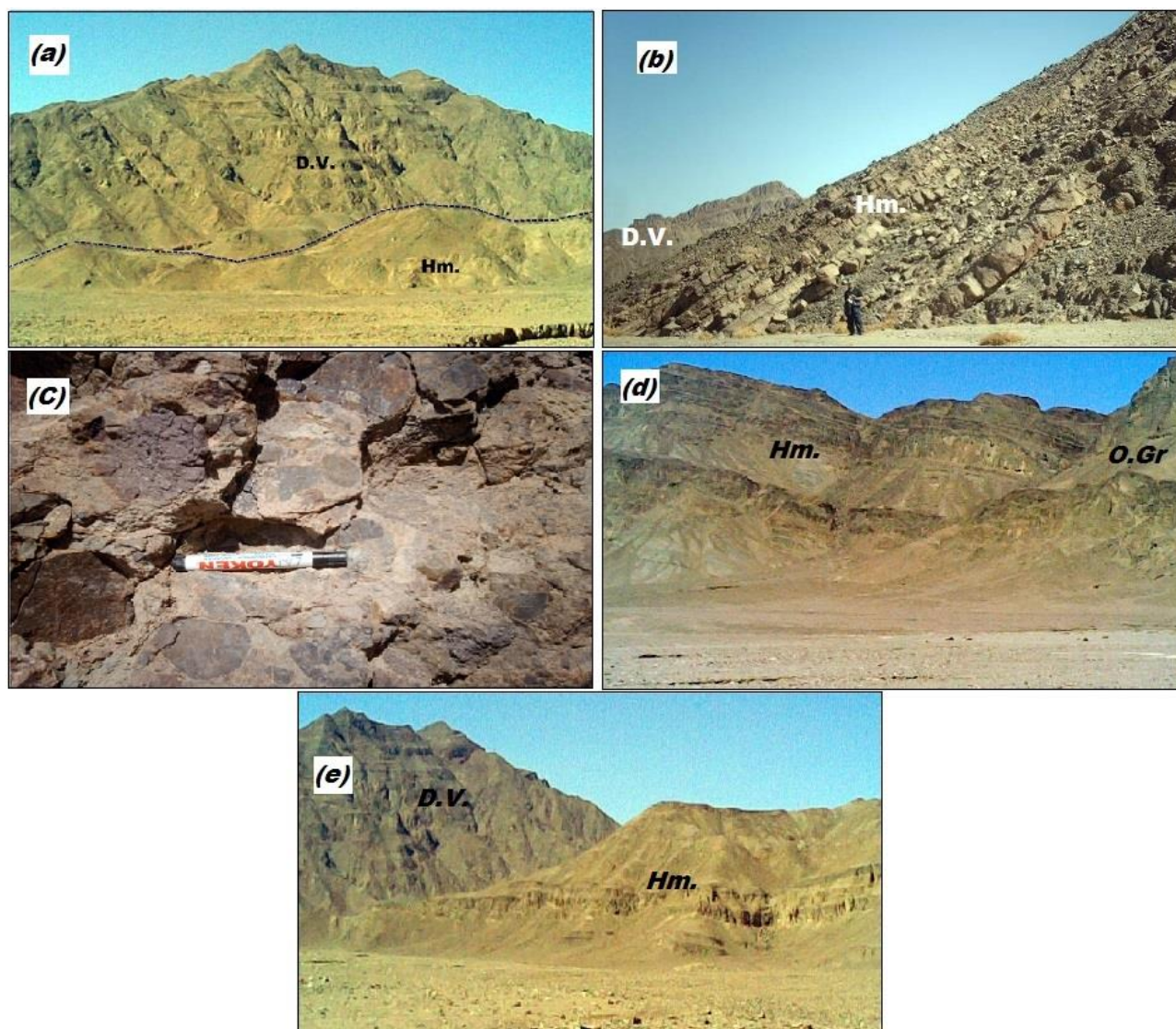


Fig 2 (a) Panoramic view of a thick sequence of Gabal Kharaza Dokhan volcanics, and appearance of low hills of Hammamat sediments at its foot (looking S.), (b) Interbedded succession of siltstones and sandstones of the Hammamat sediments, entrance of Wadi Abu Hammad (looking N.), (c) Pebbles and cobbles of volcanic and granitic composition in a conglomeratic Hammamat bed, mouth of W. Abu Hammad (looking W), (d) Sharp intrusive contact between Hammamat sediments (Hm.) and older granite (O.Gr) south G. Kharaza. (looking W.), (e) Panoramic view of sub-horizontal beds of Hammamat sediments (Hm.) followed by Kharaza Dokhan volcanics (D.V.) at the entrance of Wadi Abu Hammad. (looking SW)

Sandstones (greywackes) are fine to medium grained with local grading into siltstones or conglomerates. They contain angular to sub-angular rock and crystal fragments, reaching up to 2 cm across. Megascopically, they are massive, medium to fine grained and greyish green or purple colored rocks. Greywackes comprise crystal and lithic fragments set in a much finer clayey matrix. Crystal fragments are subsingular grains of quartz, feldspars, biotite, epidote and chlorite (Figs. 3c, d). Quartz fragments show undulose extinction, and plagioclase fragments are highly altered to sericite and kaolinite. Orthoclase and microcline occur as anhedral fragments up to 0.50 mm width and 1.00 mm length. They are usually turbid and spotted with sericite. The lithic fragments (up to 2.00 mm length) are subrounded, and intensely corroded by the clayey matrix. They mainly include trachyte, andesite, dacite,

hematitized tuffs and microgranite. They are embedded together in quartz and sericite rich matrix, sometimes with epidote, carbonates and iron oxides or ferruginous paste.

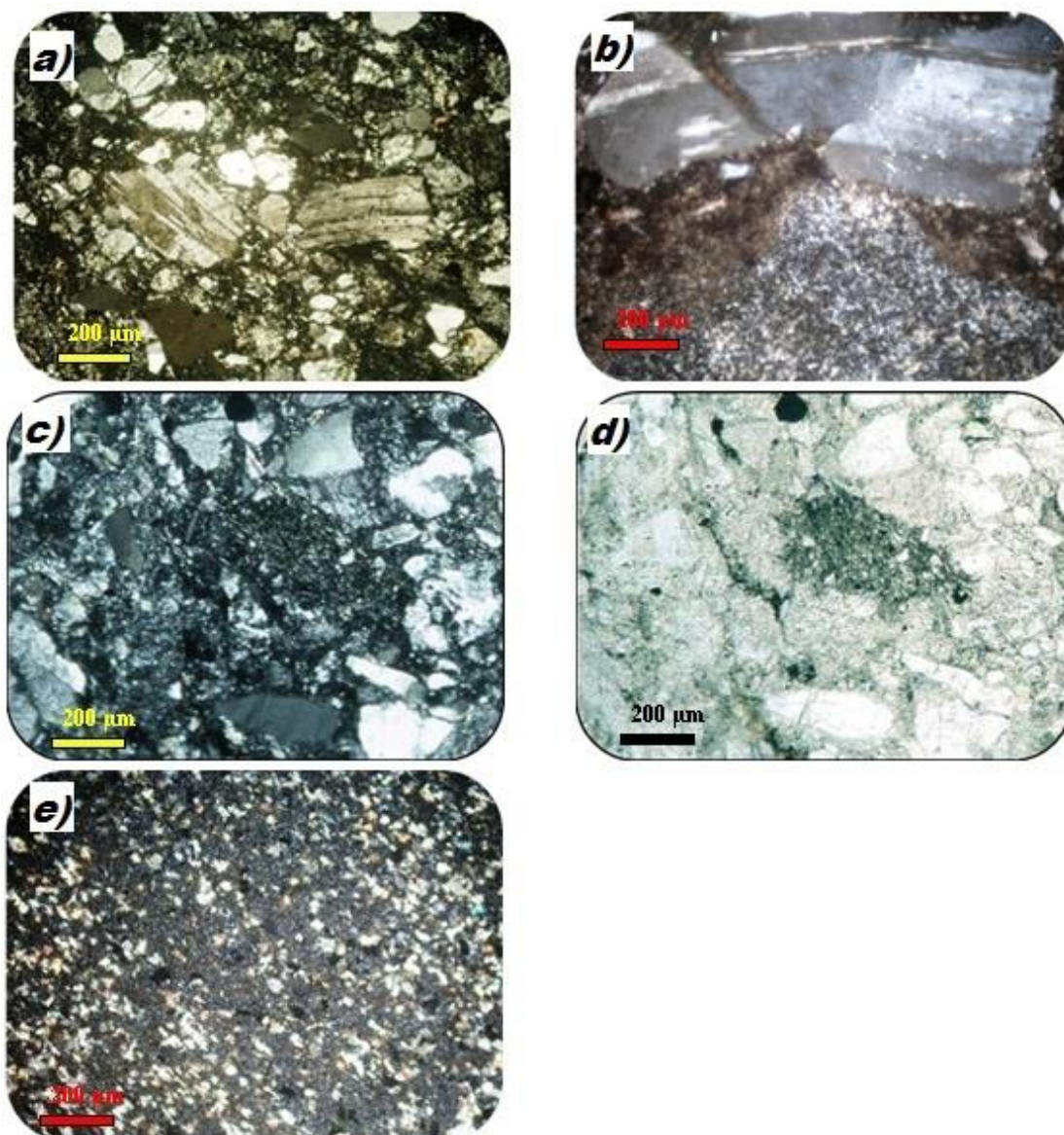


Fig 3 (a) Clasts of sandy-size quartz and plagioclase embedded in fine grained matrix in conglomerates. C.N., (b) Dislocation in a plagioclase clast together with a lithic fragment of acidic tuffs in a fine grained matrix in conglomerate. C.N., (c) Abundance angular to sub-angular clasts of quartz and highly sericitized plagioclase in fine grained matrix in greywacke. C.N., (d) The same previous view showing chlorite and the clay matrix in greywackes.P.P.L., (e) Silty sized sub-angular grains of quartz, epidote and minor feldspars with preferred orientation set in fine argillaceous matrix in siltstone. C.N.

The siltstones are less abundant than greywackes, they are mostly fine laminated grading to mudstones. Microscopically, they are essentially made up of silt-size grains (Fig 3e) of abundant quartz, thin mica flakes and with minor feldspars, chlorite, carbonate and microcrystalline volcanic rock fragment. They are set in a fine dense matrix composed of hematitic clay, argillaceous or silicic matrix. Sometimes, these banded rocks are associated with micro-faults. Quartz represents the majority of the detrital components and occurs as angular to subangular grains (up to 0.25 mm across), showing undulose extinction. Feldspar is subordinate in amount relative to quartz, and mainly represented by plagioclase which are mostly fresh with lamellar twinning and minor amounts of microcline showing different

degrees of alteration. Lithic fragments are lesser than quartz and feldspar. Iron oxides occur as fine granules associated with chlorite or coating quartz grains. Epidote predominates in the matrix and presents as fine crystal aggregates showing high interference colors.

Geochemical investigation

The Hammamat sedimentary rocks in the studied area are mainly represented by conglomerates, greywackes and siltstones. The chemical analysis for major oxides and trace elements of the studied Hammamat sedimentary rocks (four samples of siltstones, three samples of greywackes and four conglomerates) are compiled in (tab 1).

Tab 1 Geochemical XRF analysis and CIPW norm of Hammamat sediments in the study area

	S1	S2	S3	S4	G10	G11	G12	C6	C7	C8	C9
	Siltstones				Greywackes			Conglomerates			
Major elements in wt%											
SiO ₂	65.88	68.01	67.1	68.5	63.7	63.1	62.8	64.52	63.02	63.44	66.3
TiO ₂	0.57	0.52	0.66	0.6	0.56	0.64	0.51	0.63	0.56	0.61	0.53
Al ₂ O ₃	15.4	14.88	15.22	14.79	14.55	14.7	14.49	13.97	14.6	15.45	14.7
Fe ₂ O ₃	1.39	1.44	1.6	1.76	2.97	3.1	3.04	1.23	1.27	1.33	1.2
FeO	3.4	3.29	2.77	3.02	0.29	0.4	0.39	2.6	3.28	3.66	3.11
MnO	0.19	0.21	0.18	0.14	0.17	0.17	0.16	0.27	0.21	0.28	0.17
MgO	1.52	1.4	1.35	1.22	1.72	1.9	1.66	1.88	2.43	2.47	1.88
CaO	2.47	2.49	2.57	2.54	4.6	4.49	4.53	2.5	3.14	3.23	2.64
Na ₂ O	3.25	1.85	2.02	3.5	3.48	3.7	3.6	3.4	4.15	4.13	3.87
K ₂ O	2.86	1.12	1.09	2.3	2.41	2.48	2.51	2.33	3.6	3.3	2.96
P ₂ O5	0.09	0.06	0.07	0.08	0.21	0.23	0.26	0.08	0.09	0.08	0.08
L.O.I	2.3	4.3	4.66	1.6	4.66	4.8	5.25	5.1	3.2	1.6	2.1
Total	99.32	99.57	99.29	100.05	99.32	99.71	99.2	98.51	99.55	99.58	99.54
Trace elements in ppm											
Sr	410	235	170	185	174	212	139	184	211	175	106
Rb	11	22	41	31	81	45	7	32	44	17	18
Ba	514	622	257	308	632	810	25	74	35	85	11
Ni	10.4	9.5	6.3	11	2.5	13	35	45	30	42	89
Cr	11.5	28	47	50	101	28	70	22	31	45	56
Y	18.7	23.8	19	21	19	22	29.5	7	2	6	5
Zr	70.4	158	101	88	218	315	141	66	92	112	75
Ta	-	-	2	2	1.1	4.1	1.5	2.5	3.1	2	1.6
Nb	4.1	5.2	7.8	10.19	10	12.5	4	6	5	5	8
Co	35.5	24	31.45	28.5	11.8	4	29	31	25	27	38
Pb	23.3	13.5	26.6	19	33.5	16.4	18	9.5	20.7	17	13.2
V	140	27	65	111	75	55	29	18	24	22	19
Zn	88	90	62	70	49	62	38	27	31	20	28
Cu	16.8	50	44	15.5	20	68	32	65	43	74	50.6

	S1	S2	S3	S4	G10	G11	G12	C6	C7	C8	C9
	Siltstones				Greywackes			Conglomerates			
CIPW Norm											
Quartz	26.57	43.62	42.44	30.72	23.32	21.2	21.83	26.39	13.92	14.4	22.31
Zircon	0.01	0.03	0.02	0.02	0.04	0.06	0.03	0.01	0.02	0.02	0.02
Orthoclase	16.9	6.62	6.44	13.59	14.24	14.66	14.83	13.77	21.27	19.5	17.49
Albite	27.5	15.65	17.09	29.62	29.45	31.31	30.46	28.77	35.12	34.95	32.75
Anorthite	11.9	12.16	12.4	12.2	16.96	16.18	15.97	11.95	10.58	13.87	12.61
Magnetite	2.02	2.09	2.32	2.55	0	0	0.3	1.78	1.84	1.93	1.74
Ilmenite	1.08	0.99	1.25	1.14	0.96	1.21	0.97	1.2	1.06	1.16	1.01
Apatite	0.21	0.14	0.17	0.19	0.5	0.54	0.62	0.19	0.21	0.19	0.19
Hematite	0	0	0	0	2.97	3.1	2.83	0	0	0	0
Diopside	0	0	0	0	3.49	3.75	3.78	0	3.67	1.4	0
Hyperthene	8.29	7.87	6.37	6.4	2.67	3	2.38	7.91	8.69	10.6	8.85
Olivine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corundum	2.6	6.17	6.17	2.07	0	0	0	1.47	0	0	0.51

The studied rocks show a relatively wide range in SiO₂ (62.8-68.5%), Al₂O₃ (13.97-15.45 %), MgO (1.22-2.47 %), K₂O (1.05-4.4 %), L.O.I. (1.6-5.25 %), Ba (11-632 ppm) and Zr (66-315 ppm) contents revealing variable source materials (tab 1).

Geochemical classification:

On the Log (Na₂O/K₂O) versus Log (SiO₂/Al₂O₃) variation diagram (Pettijhon et al., 1973) with boundaries redrawn by Heron (1988), all the studied samples plot in the greywacke field (Fig 4a), suggesting the same origin of the studied samples. On the Log (Fe₂O₃*/K₂O) versus Log (Na₂O/K₂O) variation diagram (Heron, 1988), the most of Hammamat rock samples plot in the field of greywacke (Fig 4b), only two samples of siltstones fall in the field of Fe-shale.

Geochemical evidence of provenance:

The nature of the source of the Hammamat sedimentary rocks can be deduced from their chemical composition. A discrimination function diagram of Roser and Korsch (1988) is used to distinguish between sediments. The discriminant functions are given from the following equations:

$$F1 = -1.773TiO_2 + 0.607Al_2O_3 + 0.76Fe_2O_3^* - 1.5MgO + 0.616CaO + 0.509Na_2O - 1.224K_2O - 0.09$$

$$F2 = 0.445TiO_2 + 0.07Al_2O_3 - 0.25Fe_2O_3^* - 1.14MgO + 0.438CaO + 1.475Na_2O + 1.426K_2O - 6.861$$

According these discriminant functions (Fig 4c), the studied samples fall within the felsic and intermediate provenance. In the terms of igneous petrology, the sources are intermediate and acidic.

Another discrimination function diagram of Roser and Korsch (1988) is used to distinguish between sediments depending on the following equations:

$$F1 = 30.638 TiO_2 / Al_2O_3 - 12.541 Fe_2O_3^* / Al_2O_3 + 7.329 MgO / Al_2O_3 + 12.031 Na_2O /$$

$$Al_2O_3 + 35.402 K_2O / Al_2O_3 - 6.382$$

$$F2 = 56.5 \text{ TiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 - 10.879 \text{ Fe}_2\text{O}_3^*/\text{Al}_2\text{O}_3 + 30.875 \text{ MgO}/\text{Al}_2\text{O}_3 - 5.404 \text{ Na}_2\text{O} \\ / \text{Al}_2\text{O}_3 + 11.112 \text{ K}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3 - 3.89$$

According the previous discrimination functions (Fig 4d), the studied samples fall within felsic and intermediate provenances, but three conglomerate samples fall within quartzose sedimentary provenance. Accordingly, in the terms of igneous petrology, the sources are intermediate and acidic.

Tectonic setting:

The log (K₂O/Na₂O) versus SiO₂ discrimination diagram (after Roser and Korsch, 1988) is used to outline the tectonic setting of the present study Hammamat sedimentary rocks (Fig 4e). As shown in the figure, all samples plot within the field of active continental margin. The discrimination function diagram (after Bhatia, 1983) is used to reveal tectonic setting of sediments depending on the following equations:

$$F1 = -0.0447\text{SiO}_2 - 0.972\text{TiO}_2 + 0.008\text{Al}_2\text{O}_3 - 0.267\text{Fe}_2\text{O}_3 + 0.208\text{FeO} - 3.082\text{MnO} + 0.14 \\ \text{MgO} + 0.195 \text{ CaO} + 0.719 \text{ Na}_2\text{O} - 0.032 \text{ K}_2\text{O} + 7.51\text{P}_2\text{O}_5 + 0.303$$

$$F2 = -0.421\text{SiO}_2 + 1.988\text{TiO}_2 - 0.526\text{Al}_2\text{O}_3 - 0.551\text{Fe}_2\text{O}_3 - 1.61\text{FeO} + 2.72\text{MnO} + 0.881\text{MgO} - 0.907 \\ \text{CaO} - 0.177\text{Na}_2\text{O} - 1.84 \text{ K}_2\text{O} + 7.244 \text{ P}_2\text{O}_5 + 43.57$$

According the previous discrimination functions (Fig 4f), the studied samples fall within fields of active continental margin, passive margin and continental island arc.

Major element compositions are used in a ternary discriminant diagram (after Kroonenberg, 1994), the studied Hammamat sedimentary rocks plot within an overlap between active continental margin and continental arc fields (Fig 4g). Two samples of siltstone fall in the field of passive margin. Moreover, Bhatia (1983) used the major element compositions to discriminate between the oceanic island arc, continental island arc, active continental margins and passive margins tectonic environment. On the TiO₂ versus Fe₂O₃^T+MgO and Al₂O₃/SiO₂ versus Fe₂O₃^T+MgO variation diagrams (Fig 4 h-i), most of the studied samples plot within or closed to the continental island arc field.

From all above, the studied Hammamat sedimentary rocks were probably formed in a continental arc setting.

Summary and conclusion

The Hammamat sedimentary rocks or intramountaneous sediments of molasse type are represented by bedded series of conglomerates, greywackes and siltstones. The Hammamat sedimentary rocks are exposed as relatively low hills and masses compared with Gabal Kharaza Dokhan volcanics. These sedimentary rocks unconformably overlie the Dokhan volcanics and are intruded by the younger granites. They can be easily distinguished from the country rocks by their distinct bedding. Bedding is expressed in the alternation of conglomerate beds with greywacke and siltstone beds striking NE-SW. The most common alteration features in Hammamat sedimentary rocks are hematitization, kaolinization and epidotization. The microfractures of these rocks are sometimes filled with quartz and feldspar

veinlets. The presence of volcanic fragments in the conglomerates indicates that these Hammamat sedimentary rocks are younger than the Dokhan volcanics. On the other hand, the Hammamat sedimentary rocks are older than the younger granites that intrude them with sharp intrusive contact. Geochemical studies revealed that the Hammamat sedimentary rocks were originated from felsic and intermediate igneous sources. Also, these rocks were probably formed in a continental arc setting.

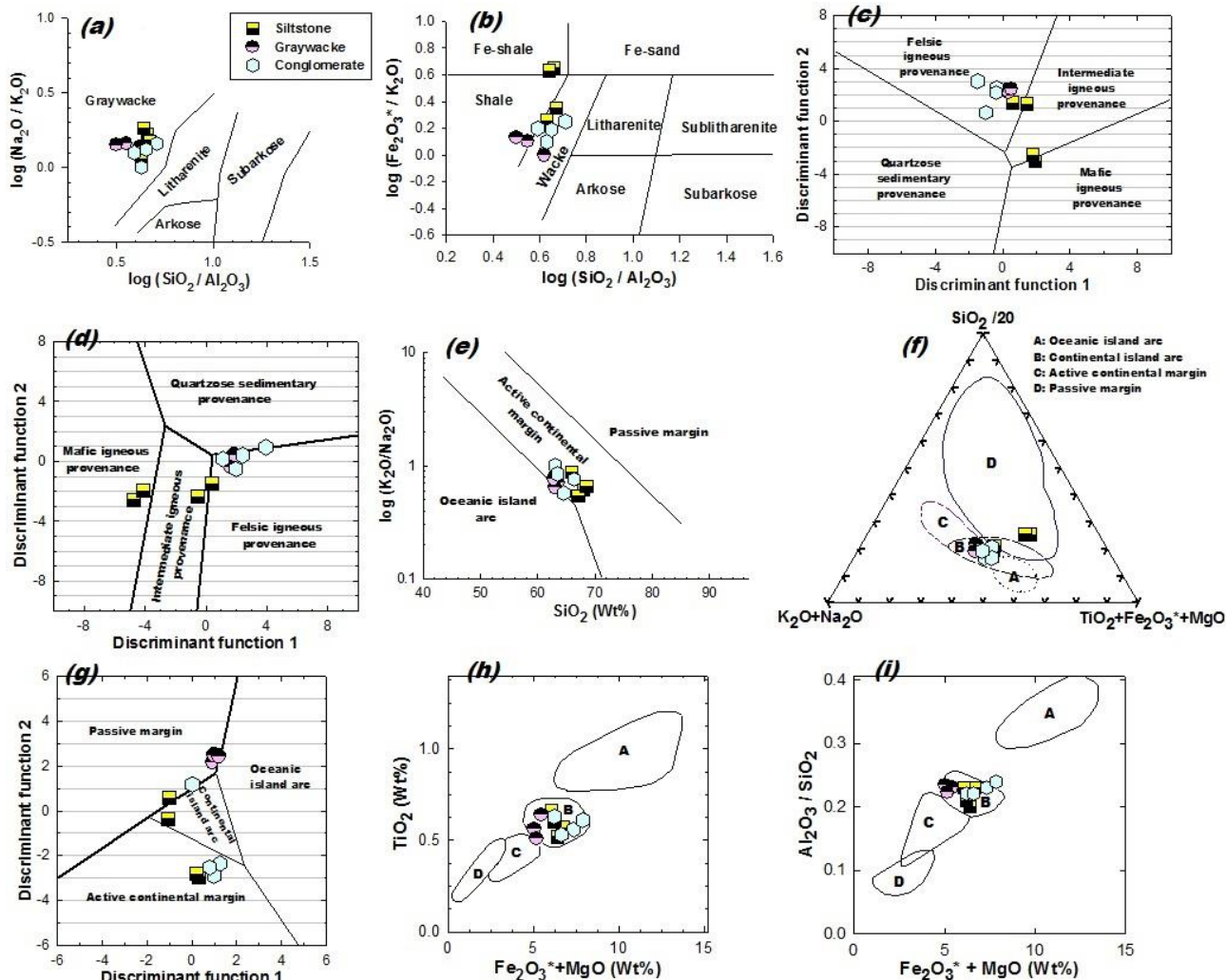


Fig 4 (a) Log ($\text{Na}_2\text{O}/\text{K}_2\text{O}$) versus Log ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$) diagram discriminating among type of terrigenous sandstones from Pettijohn et al. (1973) with boundaries redrawn by Herron (1988), (b) Log ($\text{Fe}_2\text{O}_3^*/\text{K}_2\text{O}$) versus Log ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$) diagram discriminating among type of terrigenous sandstones (Herron, 1988), (c) Discriminant Function diagram for the provenance signatures of sandstone-mudstone suites (after Roser and Korsch, 1988). Symbols are as in Fig (4a), (d) Discriminant Function diagram for the provenance signatures of sandstone- mudstone suites (after Roser and Korsch, 1988), (e): The log ($\text{K}_2\text{O}/\text{Na}_2\text{O}$) vs. SiO_2 discrimination diagram (after Roser and Korsch, 1988) for the studied Hammamat sedimentary rocks. Symbols are as in Fig (4a), (f): Discrimination function diagram (after Bhatia, 1983) for the studied Hammamat sedimentary rocks, (g): Plot of the major element composition of the studied Hammamat sedimentary rocks on the tectonic setting discrimination diagram (Kroonenberg, 1994), (h-i): Discrimination diagrams for the studied Hammamat sedimentary rocks (after Bhatia, 1983), based upon (h) a bivariate plot of TiO_2 vs. ($\text{Fe}_2\text{O}_3^*+\text{MgO}$) and (i) a bivariate plot of $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$ vs. ($\text{Fe}_2\text{O}_3^*+\text{MgO}$). Field labels as in Fig (4.g) and symbols as in Fig (4a)

References

- Akaad, M. K., and Noweir, A. M., 1980. Geology and lithostratigraphy of the Arabian Desert orogenic belt of Egypt between lat. 25° 35' and 26° 30' N. *Inst. App. Geol., Jeddah, Bull.* 3. V. 4, pp. 127 - 135.
- Bhatia, M. R., 1983. Plate tectonics and Geochemical composition of sandstones. *J. Geol.*, V. 91, No. 6, pp. 611-627.
- El Gaby, S., List, F., Tehrani, R., 1990. The basement complex of the Eastern Desert and Sinai. In *The Geology of Egypt*. Said, R. (Ed.), Rotterdam, Balkema, pp. 175–184.
- El Kalioubi, B.A., 1996. *Provenance, tectonic setting and geochemical characteristics of the Hammamat molasses sediments around Umm had pluton, Eastern Desert, Egypt*. MERC, Ain Shams Univ., Earth Sci. Ser. 10, 75–88.
- Hassan, M.A., Hashad, A.H., 1990. Precambrian of Egypt. In: *Said, R. (Ed.), The Geology of Egypt*. Balkema, Rotterdam, pp. 201–248.
- Herron, M.M., 1988. Geochemical classification of terrigenous sands and shales from core or log data. *J. Sed. Petrol.*, V. 58, pp. 820-829.
- Kroonenberg, S.B., 1994. Effects of provenance, sorting and weathering on the geochemistry of fluvial sands from different tectonic and climatic environments. In *Proceedings of the 29th International Geological Congress*, Part A, p. 69–81.
- Pettijohn, F. J., Potter, P. E. and Silver, R., 1973. *Sand and siltstone*. New York : Springer-Verlag, 618 p.
- Roser, B. P. and Korsch, R. J., 1988. Provenance signatures of sandstone-mudstone suited determined using discriminant function analysis of major element data. *Chem. Geol.* V. 67, pp. 119-139.
- Stern, R. J. and Hedge, C. E., 1985. Geochronologic and isotopic constraints on late Precambrian crustal evolution in the Eastern Desert of Egypt. *Amer. J. Sci.*, V.258, p. 97-127.
- Shalaby, A., Stüwe, K., Fritz, H., Makroum, F., 2006. The El Mayah molasse basin in the Eastern Desert of Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 45, 1–15.
- Shapiro, L., Brannock, W.W., 1962. Rapid analysis of silicate, carbonate and phosphate rocks. *U. S. Geol. Surv. Bull.*, V. 1144-A, P. 1-56.
- Willis, K.M., Stern, R.J. & Clauer, N., 1988. Age and geochemistry of Late Precambrian sediments of the Hammamat Series from the Northeastern Desert of Egypt. *Precambrian Research*, 42, 173–187.

KONTAMINÁCIA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA ŤAŽKÝMI KOVMÍ NA HALDOVÝCH POLIACH OPUSTENÝCH Cu LOŽÍSK CAPORCIANO (MONTECATINI VAL DI CECINA) A LIBIOLA, TALIAANSKO

HEAVY METAL CONTAMINATION OF ENVIRONMENT ON DUMP-FIELDS OF ABANDONED Cu-DEPOSITS CAPORCIANO (MONTECATINI VAL DI CECINA) AND LIBIOLA, ITALY

Peter Andráš¹, Giuseppe Buccheri¹, Ingrid Turisová¹, Peter Andráš Jr.^{2,3}, Jiří Kupka³

¹prof. RNDr. Peter Andráš, CSc., Dr. Giuseppe Buccheri, doc. RNDr. Ingrid Turisová, PhD., Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Tajovského 40, Banská Bystrica; peter.andras@umb.sk; giubuc@gmail.com; ingrid.turisova@umb.sk

²Ing. Peter Andráš, Štátna ochrana prírody SR, Tajovského, 974 01 Banská Bystrica; paand4@gmail.com

³Ing. Jiří Kupka, PhD., Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Česká republika; jiri.kupka@vsb.cz

Abstrakt: Environmentálna štúdiá venuje dvom opusteným Cu ložiskám v Taliansku: Libiole a Caporciano v Montecatini Val di Cecina. Sledovala sa kontaminácia krajinných zložiek (voda, pôda, haldové sedimenty, rastliny). V pôdach sa zistil vyšší obsah Fe, Mn, Pb, As, Sb, Mn, Ni, Co, V a Cr v Libiole a v Caporciano zase vyšší obsah Cu, Zn, Th, U a Bi. As⁵⁺ a Sb⁵⁺. Povrchová voda v Caporciano má nižšie obsahy ťažkých kovov ako voda v Libiole a mierne alkalické pH. V Libiole majú banské vody buď neutrálné, alebo acidné pH. Kým na lokalite Libiola sa v pôde zistil výskyt As a Sb len v menej toxických formách As⁵⁺ a Sb⁵⁺, na haldovom poli Caporciano sa lokálne potvrdili aj vysoko toxické formy As³⁺ a Sb³⁺. Vo všeobecnosti sú obsahy ťažkých kovov v rastlinných pletivách vyššie na ložisku Libiola. Biokoncentračný faktor (BCF) < 1 v študovaných rastlinách indikuje, že prevažne ide o exklúдеры, takže tieto druhy sú pre fytoformačné účely nevhodné. Mierne výraznejšie obohatenie rastlinných pletív stanovené pomocou translokačného faktora (TF) na haldových poliach oproti referenčným plochám sa potvrdilo len u *Pinus* sp. v Caporciano pre Cd (TF = 42,59) a u *Juncus* sp. v Libiole pre Cu (TF = 13,94).

Kľúčové slová: pôda, voda, rastliny, biokoncentračný faktor, translokačný faktor, enrichment faktor

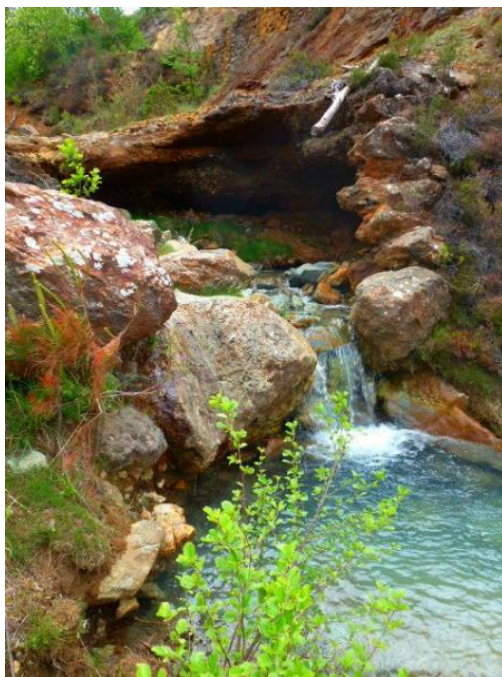
Abstract: This article reports an environmental study concerning some abandoned copper mines located in Italy: Libiola and Caporciano (Montecatini Val di Cecina). The environmental matrices (water, soil, dump sediments, plants) of the studied mining sites were investigated in order to evaluate their environmental status. In soils was the Fe, Mn, Pb, As, Sb, Mn, Ni, Co, V and Cr content higher at Libiola and of Cu, Zn, Th, U a Bi at Caporciano. Surface water in Caporciano has moderately alkaline character and lower contents of heavy metals as surface water at Libiola. The As and Sb is in the surrounding of Libiola deposit present in form of less toxic forms As⁵⁺ and Sb⁵⁺, at Caporciano are present both these less toxic forms as well as the very toxic forms of As³⁺ a Sb³⁺ species. Generally higher metal contents were described in plant tissues at Libiola dump-field. Bioconcentration factor calculated for plants < 1 at both deposits show that they are predominantly excluders and not suitable for phytoremediation purposes. Moderately higher contents of heavy metals in plants from dump-fields vs. reference areas was proved only for Cd in *Pinus* sp. at Caporciano (TF = 42.59) and for Cu in *Juncus* sp. at Libiola (TF = 13.94).

Key words: soil, water, plants, bioconcentration factor, translocation factor, enrichment factor

Úvod

Cu-ložisko Libiola v údolí potoka Gromolo (obr 1) blízko Sestri Levante (Ligúria) je od roku 1962 opustené. Ide o mineralizáciu stratiformného charakteru asociovanú s vulkano-sedimentárnymi masívnymi sulfidickými rudami (Terenzi, 1988). Ložisko malo v minulosti značný ekonomický význam. Rudné pole má rozlohu 4 km² a dĺžka podzemných banských diel dosahuje 30 km (Klemm, Wagner, 1982). Okrem toho sa ťažba rúd uskutočňovala aj v troch veľkých povrchových dobývkach (obr 2). Z podzemných banskýchdiel (štôlní) vytekajú dva typy banskej vody: typická kyslá banská voda (AMD, resp. ARD) oranžovej farby (pH 2,4 – 3,5) a blízko neutrálne modré vody (pH 6,5 - 6,7; obr 1; Dinelli et al., 2001).

Ložisko Caporciano v Montecatini Val di Cecina ťažili už v 10. až 11. storočí pr. Kr. Etruskovia (Riparbelli, 1980; De Michele et al., 1987; Schneider, 1890). V 19. storočí sa stalo najvýznamnejším Cu-ložiskom Európy. V roku 1855 tu bolo vytŕažených 2 700 t medi (Orlandi, 2006). Od roku 1907 je baňa zatvorená a navštíviť možno len tunajšie Banské múzeum (otvorené roku 2003). Zdrojom kovov sú magmatické horniny. Mezotermálne zrudnenie situované v ofiolitoch tvorených efuzívnymi bazaltovými horninami vzniklo remobilizáciou rúd (Klemm, Wagner, 1982). Ekonomicky najvýznamnejšími minerálmi boli chalkopyrit – CuFeS₂, bornit – Cu₅FeS₄ a chalkocit – Cu₂S (Mazzuoli, 1883; Lotti, 1884).



Obr 1 Potok Gromolo drenujúci dobývky na rudnom poli Libiola

Fig 1 Gromolo brook which overruns through the ore-field Libiola

Stáročia ťažby zanechali v okolí Cu baní Libiola a Caporciano zreteľné stopy po dobývaní, úprave a spracovaní rúd (obr 3). Najzreteľnejším prejavom ťažobných aktivít v baníckych regiónoch sú pozostatky banských hald, predstavujúcich skládky rozpojených hornín, jemne rozomletých rúd, chemických látok používaných pri ich dobývaní a úprave.

Banské depóniá predstavujú multikomponentný abioticko-biotický systém s veľkým reakčným medzifázovým povrchom. Spúšťačom medzifázových reakcií je zrážková voda a roztoky, ktoré vznikli chemickými reakciami. O mobilite produktov medzifázových reakcií prebiehajúcich v depóniách existujú doposiaľ len neúplné informácie, vychádzajúce z výsledkov experimentálnej mineralógie. Všeobecnou príčinou migrácie kovov a iných prvkov v procese zvetrávania je transformácia minerálov s vysokou energiou mriežky,

stabilných v podmienkach primárneho vzniku (endogénnych procesov) na minerály s nízkou energiou mriežky, stabilných v subaerickom, resp. subaquatickom prostredí (exogénnych podmienkach).

Banskými vodami a priesakovými vodami sú z depónií vynášané ťažké kovy spravidla v sulfidickej forme a pri vodnom transporte sa iba mechanicky zjemňujú. Usadzujú sa spravidla v blízkosti zdroja. Na väčšie vzdialenosti sú povrchovými vodami transportované najmä Fe, Mn, Cu, Al, Sb vo forme roztokov a koloidov. Na geochemických bariérach iónové a komplexné roztoky flokulujú a gély koagulujú, čím sa dostávajú do sedimentov.



Obr 2 Libiola, jedna z povrchových dobývok

Fig 2 Libiola, one of the surface mines



Obr 3 Haldy banskej hlušiny na ložisku Caporciano s náletom borovic (*Pinus* sp.)

Fig 3 Dumps of the mining waste at Caporciano deposit with *Pinus* sp. Vegetation

Ťažké kovy a rôzne iné polutanty, ktoré sa uvoľňujú v procese zvetrávania depónií, znečisťujú povrchové i podzemné vody. Ich substrát je ďalej roznášaný do okolia jednak vetrom a jednak antropicky. Uvoľnené ťažké kovy a iné chemické látky vstupujú do potravného reťazca živočíchov a človeka prostredníctvom rastlín a vody.

Uvedené procesy zasahujú flóru i faunu v kontaminovanom biotope. Prejavuje sa to zmenou druhového zloženie rastlinného krytu hald a ich okolia, nahrádzaním menej odolných rastlín rezistentnejšími druhmi, vznikom tolerantných ekotypov, pomalou sukcesiou v oblastiach najvýraznejšieho environmentálneho zaťaženia. V haldách dochádza k populačnej explózii niektorých chemolitotrofných baktérií, plesní, húb a rias. V konečnom štádiu dochádza k mutáciám a vymieraniu vyšších organizmov.

Metodika

Na ložisku Libiola sa odobralo 6 vzoriek pôdy z kontaminovaných oblastí (vzorky označené SL), 1 vzorka pôdy z referenčnej plochy (SL-7), 1 vzorka banskej vody z ústia zatvorenej štôlne (vzorka W-1; obr 4), 3 vzorky povrchovej vody z potoka Gromolo (vzorky W-2 až W-4) a 6 vzoriek rastlín (po 3 jedince *Juncus* sp. a *Pinus* sp.) a 2 rastlinné vzorky (*Pinus* sp. a *Quercus* sp.) z referenčnej plochy. Vzorky rastlín sú označené rovnako ako vzorky pôdy, odobraté spod ich koreňov (obr 5).

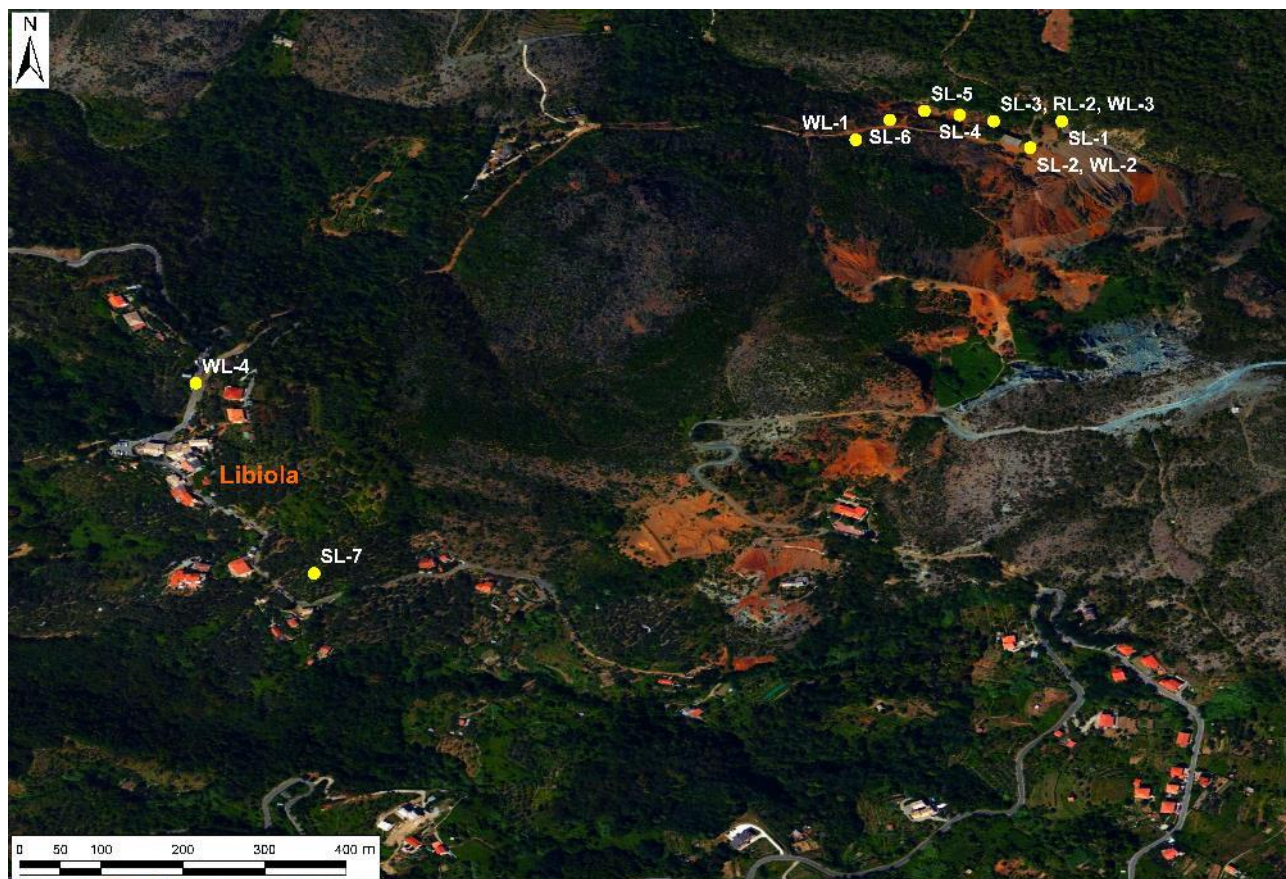


Obr 4 Libiola, ústie zatvorenej banskej štôlne, odberové miesto W-1

Fig 4 Libiola, mouth of the closed gallery, place where the W-1 sample was taken

Na lokalite Caporciano sa odobralo 12 vzoriek pôdy (zmiešaný horizont A/B) z haldy a z jej bezprostrednej blízkosti a 1 vzorka (MTC-13) z referenčnej plochy (u vzoriek MTC-4 a MTC-5 sú zvlášť odobraté všetky tri horizonty pôdy: A, B a C). Odoberali sa aj 2 vzorky podzemnej vody (MTC-W1, MTC-W2) a 1 vzorka povrchovej vody (MTC-W3; obr 6). Výber rastlinných druhov bol obmedzený ich výskytom. Odoberali sa najmä dominantné druhy rastlín, u ktorých bolo možné predpokladať toleranciu voči ťažkým kovom až ich akumuláciu a zároveň také rastliny, ktoré sú všeobecne rozšírené na medených haldách, aby u nich bolo možné porovnať biokoncentračné vlastnosti medzi viacerými európskymi lokalitami. Na haldovom poli sa odobrali 3 vzorky *Pinus* sp., 7 vzoriek *Quercus* sp., 1 vzorka *Juncus* sp. a 2 vzorky (*Pinus* sp., *Quercus* sp.) z referenčnej plochy, nachádzajúcej sa juhozápadne od banskej oblasti, v blízkosti obce Libiola, vysoko na svahu nad údolím potoka Gromolo (obr 6). U všetkých vzoriek sa samostatne odobrali korene, stonky (konáre), listy a pôda (resp. technogénny sediment) koreňového balu každej rastliny (označená totožným kódom s rastlinou).

Vzorky vody sa na oboch lokalitách odobralo do 500 ml PET fliaš a konzervovali 5 ml HCl. Na mieste odberu sa vo vode zmerali hodnoty pH a Eh pH metrom EUTECH Instruments a následne sa prepočítali na vodíkovú elektródu.



Obr 5 Libiola, lokalizácia odberových miest vzoriek pôdy/technogénnych sedimentov (SL), vody (WL) a rastlín (SL)
Fig 5 Libiola, localization of the samples of soil/technogenous sediments (SL), water (WL) and plants (SL)

Koncentrácia As a Sb vo vzorkách vody bola stanovená atómovou absorpčnou analýzou s generovaním hydridov. Plameňovou atómovou absorpčnou analýzou boli stanovené koncentrácie Cu, Fe, Cd, Co, Mn, Ni, Pb, Sb a Zn v laboratóriách Vodohospodárskeho ústavu v Bratislave.

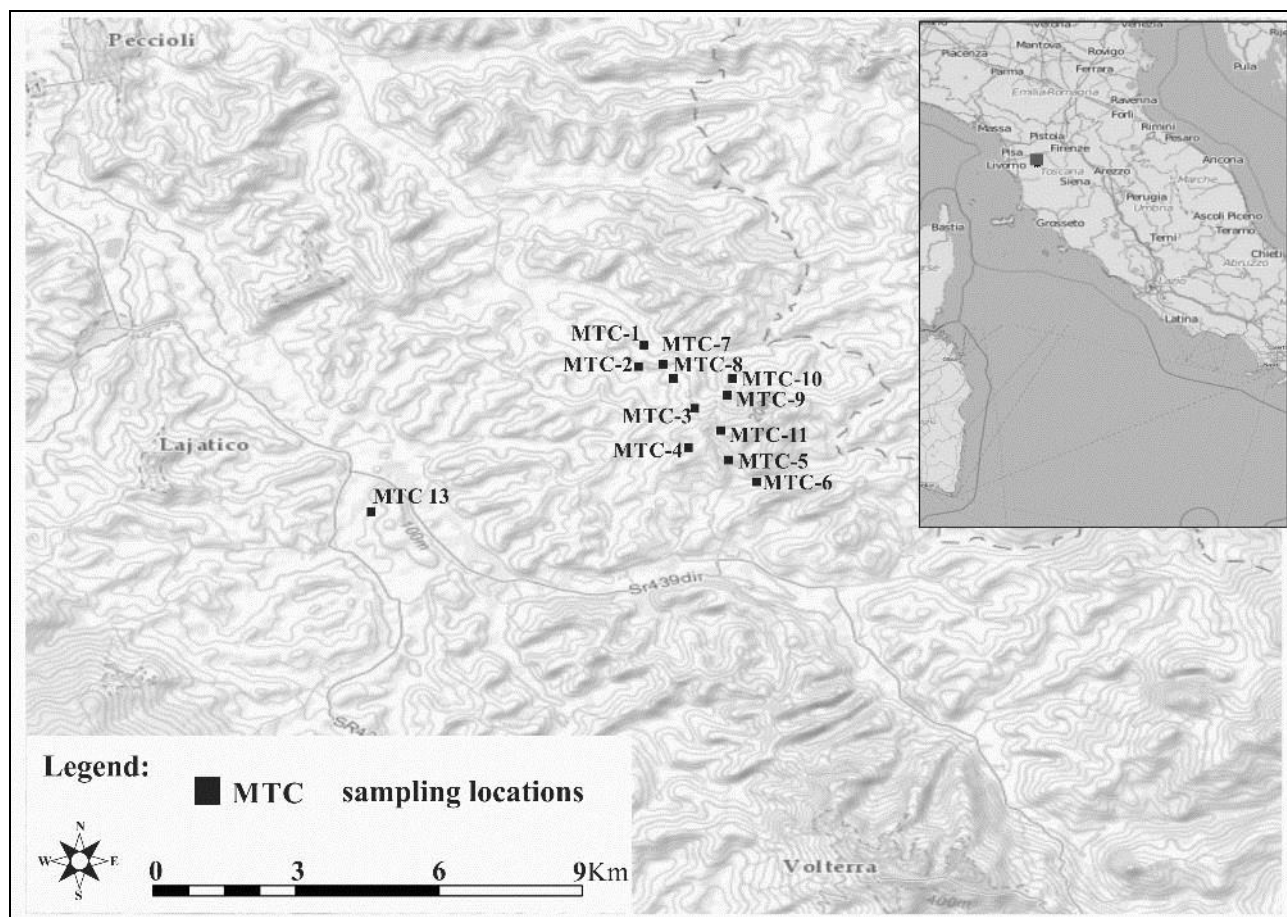
Vzorky pôdy a technogénnych sedimentov boli vysušené pri laboratórnej teplote. Aktívne a výmenné pH/Eh sa stanovilo podľa metodiky opísanej Sobekom et al. (1978). Aktívne pH bolo stanovené v pôdnej suspenzii destilovanej vody a výmenné pH/Eh v suspenzii 1M KCl (64 g KCl/1000 ml H₂O). Do 10 g vzorky sa pridalo 20 ml destilovanej vody alebo 1M roztoku KCl a po dvoch hodinách miešania elektromagnetickým miešadlom bolo stanovené pH/Eh pH metrom WTW Multi 3420 s redox-elektrodou typu SenTix ORP s referenčným systémom Ag/AgCl (elektrolyt 3 M KCl). Namerané hodnoty boli prepočítané na štandardnú vodíkovú elektrodu podľa Pittera (2009).

Stanovenie obsahu uhlíka v pôde (celkového uhlíka – C_{tot.}, organického uhlíka – C_{org.} a anorganického uhlíka – C_{inorg.}) sa realizovalo na Geologickom ústave Slovenskej akadémie vied v Banskej Bystrici na IR spektroskope Ströhlein C-MAT 5500.

Keďže Eh závisí aj od pH pôdneho roztoku, aby bolo možné získať zrovnateľné hodnoty Eh pri rozličnom pH, využil sa výpočet faktora rH₂:

$$rH_2 = Eh/30 + 2pH$$

Podľa Richtera a Hlúška (2003) kolíše faktor rH₂ v rozmedzí od 28 do 34, v neprevzdušnenej, resp. oglejenej pôde má hodnotu <20.



Obr 6 Caporciano, lokalizácia odberových miest vzoriek technogénnych sedimentov a rastlín

Fig 6 Caporciano, localization of the samples of soil/technogenous sediments and plants

Hodnota rozdielu aktívneho pH a výmenného (pufračného) pH pôdy/technogénnych sedimentov umožňuje zistiť charakter sorpčného komplexu a kationovú výmennú kapacitu (McNeill, 1992): $D_{pH} = pH_{H_2O} - pH_{KCl}$. Pozitívne hodnoty D_{pH} indikujú výskyt pôdnych koloidov s negatívnym nábojom. Negatívne hodnoty D_{pH} , naopak, zodpovedajú výskytu pôdnych koloidov s kladným nábojom.

ICP-MS analýzy pôdy a technogénnych sedimentov sa realizovali v laboratóriách ACME Laboratory (Vancouver, Kanada). Vzorky boli homogenizované a rozomleté na analytickú jemnosť na Geologickom ústave Slovenskej akadémie vied v Banskej Bystrici. Analýza sa uskutočnila z navážky 2 g. Vzorka bola do sucha odparená na pieskovom kúpeli v roztoku $H_2O-HF-HClO_4-HNO_3$ pripravenom v pomere: 2 : 2 : 1 : 1. Po pridaní 10 ml 50 % HCl sa vzorka za neustáleho miešania zahriala na vodnom kúpeli. Vychladnutý roztok sa doplnil na presný objem HCl a bol analyzovaný pomocou ICP-MS.

Speciácia Cu, As a Sb bola stanovená na základe pH/Eh diagramov, ktoré vypracovali Faithorne et al. (1997), Salzsauler et al. (2005), Pokrovski et al. (2002) a Ryu et al. (2002).

Obsahy ťažkých kovov v rastlinách boli porovnané s limitmi povolenými talianskymi zákonnými normami (zákon 152/2006 Z.z.) pre obývané oblasti a pre priemyselné/komerčné zóny (tab 1).

Tab 1 Povolené limity koncentrácie ťažkých kovov vo vegetácii podľa talianskych právnych noriem (zákon 152/2006 Z.z.) pre obývané oblasti (A) a pre priemyselné/komerčné zóny (B)

Tab 1 Limits for heavy metal concentration in vegetation according to the Italian Law (Law decree 152/2006) for inhabited regions (A) and for industrial zones (B)

Prvok	A	B
	mg.kg ⁻¹	
Cu	120	600
Pb	100	1000
Zn	150	1500
Ni	120	500
Co	20	250
Cd	2	15

Prvok	A	B
	mg.kg ⁻¹	
As	20	50
Sb	10	30
V	90	250
Cr	150	800
Sn	1	350
Be	2	10

Biokoncentračný faktor (BCF) sa stanovil podľa vzorca:

$$BCF = \frac{\text{Obsah ťažkého kovu v nadzemnej časti rastliny (alebo v listoch)}}{\text{Obsah ťažkého kovu v pôde}}$$

Výpočet BCF z obsahu vybraných ťažkých kovov v nadzemnej časti rastliny sa uplatnilo pri *Juncus* sp., pri drevinách sa vychádzalo z obsahu ťažkých kovov v asimilačných orgánoch.

Na základe stanovenia BCF rozoznáva Baker (1981) nasledovné rastlinné stratégie:

- ak je hodnota BCF < 1, ide o **exklúder**, u ktorých dochádza k imobilizácii kovu v koreni;
- ak je hodnota BCF = 1, ide o **indikátory**, t.j. rastliny, v ktorých obsah kovov odráža obsah externého prostredia;
- ak je hodnota BCF > 1, ide o **akumulátory** až **hyperakumulátory**, u ktorých sa prejavuje aktívna koncentrácia kovov v nadzemných častiach, najmä vo vakuolách v listoch. Prehyperakumulátory je charakteristická 100- až 1 000-násobne vyššia hodnota koncentrácie kovov sústredená v nadzemných častiach než v koreňoch a v pôdach.

Pre zistenie, v ktorých orgánoch, resp. častiach, rastlina dominantne akumuluje sledovaný ťažký kov, sa stanovil **translokačný faktor (TF)** (Singh et al., 2010). Ten vyjadruje pomer chemickej koncentrácie sledovaných prvkov alebo látok v listoch (alebo v nadzemných častiach) rastliny voči ich koncentrácii v koreňoch rastlín.

$$TF = \frac{\text{Obsah ťažkého kovu v listoch (nadzemných častiach)}}{\text{Obsah ťažkého kovu v koreňoch}}$$

Na študovaných lokalitách Libiola a Caporciano bol vypočítaný z pomeru kontaminantu v listoch (pri *Juncus* sp. z pomeru v celej nadzemnej časti) voči obsahu kontaminantu v koreňoch.

Pre stanovenie rizika kontaminácie stanovíša sa vypočítal aj enrichment faktor („faktor obohatenia“, enrichment factor, **EF**; Kisku et al., 2000; Singh et al., 2010), ktorý vyjadruje pomer kontaminantu v pôde, koreni, nadzemnej časti rastliny alebo v listoch z kontaminovanej plochy voči obsahu kontaminantu v pôde, koreni, nadzemnej časti rastliny alebo v listoch toho istého rastlinného druhu z referenčnej plochy. Stanovuje sa podľa nasledovného vzorca:

$$EF = \frac{\text{Obsah ťažkého kovu v pôde alebo rastlinnej časti z kontaminovanej plochy}}{\text{Obsah ťažkého kovu v pôde alebo rastlinnej časti z nekontaminovanej plochy}}$$

V príspevku bol EF vypočítaný ako a) pomer obsahu ťažkého kovu v pôde z kontaminovanej plochy voči obsahu ťažkého kovu v pôde z referenčnej plochy; b) pomer obsahu ťažkého kovu v listoch danej rastliny z kontaminovanej plochy voči obsahu kovu v listoch rastliny z referenčnej plochy.

Výsledky

Analytické údaje vyjadrujúce koncentráciu vybraných kovov v pôde z oblasti študovaných haldových polí (a referenčných plôch) na lokalitách Libiola a Caporciano sú prezentované v tab 2a (ďalej sa porovnávajú len haldové polia a nezohľadňujú sa obsahy kovov zistené na referenčných plochách).

Tab 2a ICP-MS analýzy vzoriek pôdy a haldového materiálu z lokalít Libiola a Caporciano

Tab 2a ICP-MS soil and dum-material analyses from Libiola and Caporciano

Vzorka	Pôdny horizont	Fe	Al	Mn	Cu	Pb	Zn	As	Sb	Mo
		%		mg.kg ⁻¹						
Libiola										
SL-1	A/B	15,90	7,37	960	946	75	411	11	4,0	7,8
SL-3	A/B	14,22	3,61	600	2 992	17	228	7	0,6	10,7
SL-4	A	11,89	4,47	3 380	11 300	49	606	8	1,7	5,9
	B	15,09	4,70	4 610	12 120	70	691	15	3,1	11,6
	C	9,28	0,14	1 380	7 346	31	436	12	1,9	4,9
SL-5	A/B	10,82	6,01	1 010	5 639	34	435	9	4,8	5,6
SL-6	A/B	19,08	4,44	750	3 239	114	265	15	7,7	14,7
x		13,75	4,39	1 812	6226	56	439	11	3,4	8,7
referenčná plocha										
SL-7	A/B	9,87	5,49	0,122	1628	18	952	7	1,5	4,7
Caporciano										
MTC-1	A/B	6,02	6,56	810	6 389	13	767	3	0,5	2,8
MTC-2	A/B	5,90	6,54	790	8 291	28	698	4	0,5	3,6
MTC-3	A/B	6,34	7,02	800	6 664	13	541	2	0,7	2,0
MTC-4	A/B	6,27	7,77	700	9 326	27	939	2	0,5	2,6
MTC-5	A/B	6,08	6,53	670	9 247	22	89	3	0,5	2,6
MTC-6	A	3,99	4,46	530	5 011	70	173	3	1,0	3,1
	B	6,40	6,34	830	6 360	17	102	3	0,5	3,7
	C	6,28	6,79	840	8 619	19	119	3	0,5	3,3
MTC-7	A/B	5,31	6,19	730	6 379	25	718	1	0,5	1,8
MTC-8	A/B	5,65	6,72	800	5 137	13	675	0,9	0,4	1,9
MTC-9	A/B	4,68	5,52	1250	5 021	27	589	3	0,6	1,8
MTC-10	A/B	5,72	6,70	820	8 451	23	883	2	0,4	2,8
MTC-11	A/B	6,43	6,72	890	11 324	24	1064	3	0,5	2,6
MTC-12	A/B	6,02	6,68	860	5 985	12	784	2	0,4	2,8
x		5,79	6,47	809	7 300	24	582	3	0,5	2,7
referenčná plocha										
MTC-13	A/B	3,11	4,45	0,055	876	14	53	< 1	0,1	2,2

Na lokalite Libiola klesá v pôde obsah kovov poradí: Fe>Cu>Mn>Cr>Ni>Zn>Co>V>Pb>As>Mo>Sb>Cd>Ag>U>Th>Bi (tab. 2b). Najvyššie obsahy potvrdili s výnimkou obsahov Fe (Fe: 3,99 – 19,08 %) u Cu. Kolíšu v rozmedzí 946 vo vzorke SL-1 po 12 120 mg.kg⁻¹ vo vzorke SL-4, odobratej z brehu potoka Gromolo pri malom vodopáde pod haldami povrchovej dobývky. Aj najvyššie obsahy Ni (1 115 mg.kg⁻¹) boli zistené v C horizonte tej istej vzorky SL-4. V pôdach skúmaných haldových polí sa potvrdil aj vysoký obsah Zn

(228 – 691 mg.kg⁻¹ v pôde a 952 mg.kg⁻¹ v riečnom sedimente) a (značne premenlivý) vysoký obsah Cr (222 – 1 374 mg.kg⁻¹ v pôde a 1 411 mg.kg⁻¹ v riečnom sedimente). Zaujímavý je pomerne vysoký obsah V (99 – 281 mg.kg⁻¹). Obsahy As, Sb, U, Th a Ag sú veľmi nízke (tab 2 a,b).

Tab 2b ICP-MS analýzy vzoriek pôdy a haldového materiálu z lokality Libiola a Caporciano

Tab 2b ICP-MS soil and dum-material analyses from Libiola and Caporciano

Vzorka	Pôdny horizont	Ni	Co	Th	U	Cd	Bi	V	Ag	Cr
		mg.kg ⁻¹								
Libiola										
SL-1	A/B	81	34	0,3	1,0	1,0	0,1	282	1,6	222
SL-3	A/B	511	62	0,1	1,8	9,5	0,5	139	2,3	702
SL-4	A	1023	462	0,5	1,6	2,2	0,2	143	1,4	1118
	B	908	541	1,1	3,7	2,7	0,4	151	3,2	830
	C	1115	197	0,5	1,5	1,4	0,1	99	1,2	1158
SL-5	A/B	714	109	0,4	1,2	3,6	0,1	142	1,1	1374
SL-6	A/B	668	82	0,6	1,7	0,5	0,6	196	3,4	1145
x		717	212	0,5	1,8	3,0	0,3	165	2,0	936
referenčná plocha										
SL-7	A/B	65	22	0,1	0,5	1,0	0,1	30	0,2	54
Caporciano										
MTC-1	A/B	111	34	0,5	2,5	3,1	1,2	145	1,6	147
MTC-2	A/B	113	32	0,4	2,7	3,2	0,9	143	2,2	148
MTC-3	A/B	159	36	0,9	1,9	2,4	0,5	153	1,6	206
MTC-4	A/B	131	36	0,7	3,1	4,0	1,1	143	2,3	175
MTC-5	A/B	124	34	0,9	2,8	4,1	0,9	148	2,4	159
MTC-6	A	82	26	1,2	2,2	4,0	0,7	86	1,4	122
	B	112	35	0,4	3,1	2,8	0,7	143	2,3	142
	C	117	36	0,4	3,1	3,4	0,9	148	2,4	145
MTC-7	A/B	97	27	0,5	2,1	3,7	0,6	151	1,7	102
MTC-8	A/B	106	30	0,3	2,0	2,7	0,5	160	1,4	104
MTC-9	A/B	145	32	2,9	2,1	3,7	0,5	118	2,5	105
MTC-10	A/B	97	30	0,4	2,4	4,5	0,7	169	2,3	132
MTC-11	A/B	107	33	0,2	2,6	4,1	1,1	165	3,2	112
MTC-12	A/B	112	31	0,3	2,6	2,5	0,5	164	1,8	101
x		115	32	0,7	2,2	3,0	0,8	145	2,0	136
referenčná plocha										
MTC-13	A/B	54	20	0,3	2,1	0,8	0,2	38	0,9	8

Na lokalite Caporciano klesá obsah ťažkých kovov v pôde v poradí: Fe>Cu>Mn>Zn>Cr>V>Ni>Co>Pb>As>Cd>Mo>U>Ag>Bi>Th>Sb (tab 2a,b). Porovnanie priemerných obsahov ťažkých kovov na haldovom poli Libiola s haldovým poľom Caporciano ukázalo, že v Caporciano sú obsahy Fe, Mn, Ni, Co a Cr voči Libiole výrazne nižšie. Mierne zvýšené obsahy Zn v Caporciano sú spôsobené výskytom Zn sulfidu sfaleritu (ZnS). Prekvapivo vysoký obsah Zn na referenčnej ploche v Libiole pravdepodobne súvisí s jeho vysokou mobilitou a selektívnou precipitáciou na vhodnej geochemickej bariére. Naopak, na referenčnej ploche je až 1 000 násobne nižší obsah Mn ako na haldovom poli.

Porovnanie obsahov kovov v pôdach s limitmi talianskej legislatívnej normy podľa Zákona 152/06 (tab 1 a 2a,b) ukazuje, že v Libiole obsahy Cu, Ni ($\pm$ Co, Cd, V, Cr) presahujú dokonca menej prísnu časť normy, ktorá platí pre priemyselné a komerčné plochy. V Caporciano tieto limity presahuje len obsah Cu. V prípade uplatnenia prísnejšej časti normy (pre verejné

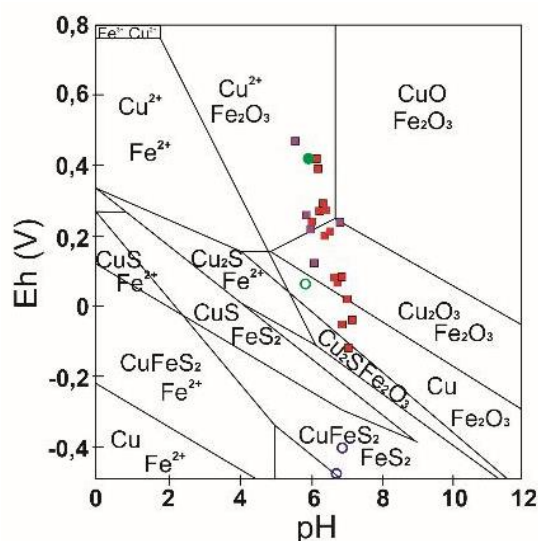
parkové plochy), presahujú v Libiole povolený limit aj Zn a Sn (v niekoľkých vzorkách aj Pb). V Caporciano presahujú povolený limit Zn, Sn, Ni, Co, Cd, V a Cr (tab 1 a tab 2a,b).

Aktívne $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ v pôdach z ložiska Libiola kolíše od 4,01 to 6,07 (v priemere 5,27) a výmenné $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ od 4,09 po 6,18 (v priemere 5,57). Aktívne $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ v pôdach z haldy na ložisku Caporciano vykazuje o čosi vyššie hodnoty: 5,98 – 7,14 (v priemere 6,53). Aj výmenné $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ je posunuté bližšie k neutrálnym hodnotám (4,94 – 7,01; v priemere 5,88) ako v Libiole (tab 3).

Hodnota faktora rH_2 (v Libiole 12,51 – 13,47 a v Caporciano 8,79 – 14,79) potvrdzuje na oboch lokalitách, že pôda je zle prevzdušnená. V hodnotách D_{pH} sú medzi ložiskami isté rozdiely: v Libiole majú prevažne záporné hodnoty (v priemere -0,19) a v Caporciano kladné (v priemere 0,64). Tieto hodnoty na ložisku Libiola indikujú výskyt pôdnych koloidov s kladným povrchovým nábojom a na ložisku Caporciano reflektujú výskyt pôdnych koloidov s negatívnym nábojom.

Speciácia Cu v pôde a sedimentoch, realizovaná za pomoci využitia pH/Eh diagramu pre systém Cu-Fe-S-H₂O potvrdila, že Cu sa na haldovom poli v Libiole vyskytuje vo forme Cu^{2+} , prípadne spadá do poľa stability Cu_2O_3 (obr 7). V Caporciano časť vzoriek spadá okrem stabilitných polí Cu^{2+} a Cu_2O_3 aj do polí stability elementárnej Cu^0 , prípadne do polí CuFeS_2 (chalkopyritu) a FeS_2 (pyritu).

Vzorka podzemnej vody z Libioly spadá mimo stabilitných polí, zobrazených na pH/Eh diagrame (obr 7) a vzorky z Caporciana poukazujú na výskyt Cu v podzemnej vode vo forme Cu^{2+} . Vzorky povrchovej vody z Libioly poukazujú na výskyt mikro-častíček chalkopyritu (CuFeS_2) a vzorky z Caporciana na výskyt Cu v elementárnej forme (Cu^0).



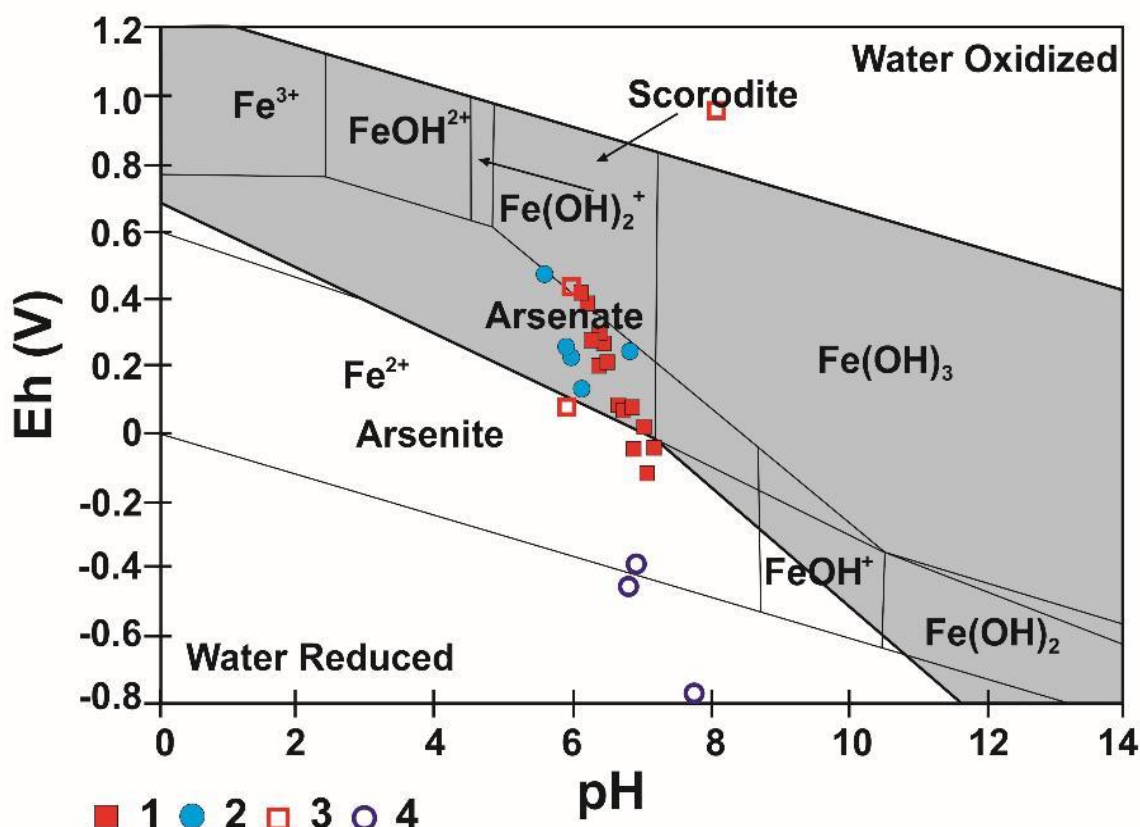
Vysvetlivky k obr. 7 – 9:

Pôda/technogénny sediment: Libiola ■ ; Caporciano ■
Podzemná voda: Libiola ● ; Caporciano ●
Povrchová voda: Libiola ○ ; Caporciano ○

Obr 7 pH/Eh stabilitný diagram pre Cu-Fe-S-H₂O systém (upravené podľa Faithorne et al., 1997)

Fig 7 pH/Eh stability diagram for Cu-Fe-S-H₂O system (according to Faithorne et al., 1997)

Prevažná väčšina vzoriek pôdy z oboch ložísk spadá v pH/Eh stabilitnom diagrame do poľa stability arzenátov, resp. do poľa skoroditu ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), čiže arzén je v nich prítomný vo forme As^{5+} . Len tri vzorky pôdy z haldy v Caporciano zodpovedajú stabilitnému poľu arzenitov (a Fe^{2+}), čiže arzén vo forme As^{3+} . Vo vodách z ložiska Libiola i Caporciano tvorí arzén arzenidy, v ktorých je prítomný vo vysoko toxickéj forme As^{3+} (obr 8).

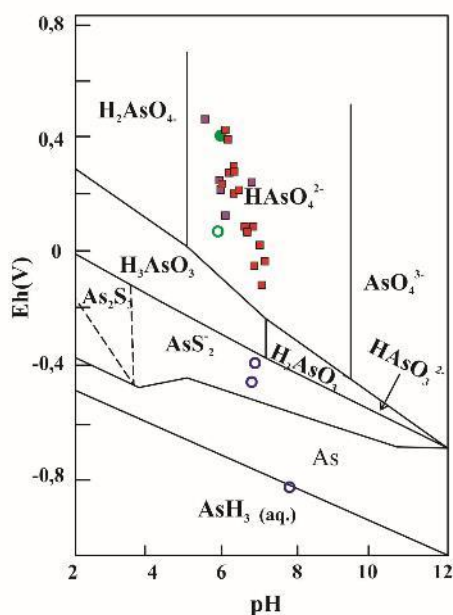


Obr 8 pH/Eh stabilitný diagram pre mobilitu As v produktoch zvetrávania arzenopyrit obsahujúcich rúd (Salzsauler et al., 2005); Vysvetlivky: 1 – pôda/technogénny sediment z ložiska Caporciano, 2 – pôda/technogénny sediment z ložiska Libiola, 3 – vzorky vody z ložiska Caporciano, 4 – vzorky vody z ložiska Libiola

Fig 8 pH/Eh stability diagram for As mobility in weathering products of As-ore containing material (Salzsauler et al., 2005); explanations: 1 – soil/technogenous sediment from Caporciano deposit, 2 – soil/technogenous sediment from Libiola deposit, 3 – water samples from Caporciano deposit; 4 – water samples from Libiola deposit

Všetky vzorky pôdy a technogénnych sedimentov, ako aj podzemnej a povrchovej vody spadajú v pH/Eh diagrame, vypracovanom pre systém As-Fe-O-S do stabilného poľa HAsO_4^{2-} , čiže As sa tu vyskytuje v pomerne málo toxickej speciácii As^{5+} (obr 9).

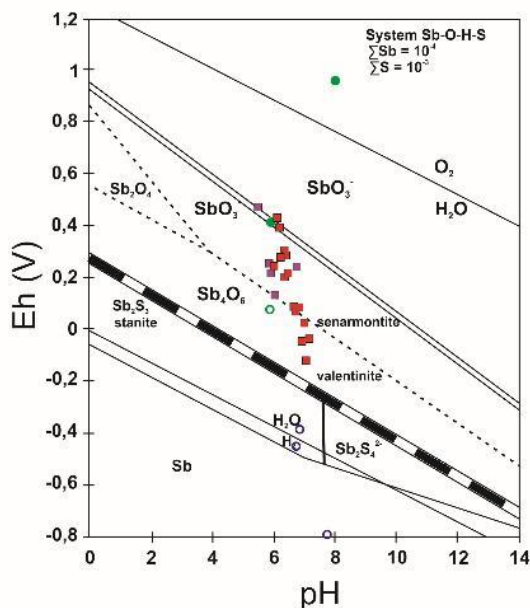
Sb sa v pôdach a technogénnych sedimentoch haldových polí v Libiole vyskytuje podľa pH/Eh diagram pre Fe-H₂O-S systém (obr 10) vo forme málo toxického Sb^{5+} (SbO_3^-) a v Caporciano rovnako aj v menej toxickej forme (Sb^{5+}), ako aj vo forme vysokotoxického Sb^{3+} (Sb_4O_6).



Obr 9

Obr 9 pH/Eh stabilitné diagramy systému As-Fe-O-S (Pokrovski et al., 2002)

Fig 9 pH/Eh stability diagram for As-Fe-O-S system (Pokrovski et al., 2002)



Obr 10

Obr 10 pH/Eh stabilitné diagramy systému Fe-H₂O-S (Ryu et al., 2002)

Fig 10 pH/Eh stability diagram for As-Fe-O-S system (Pokrovski et al., 2002)

V podzemnej vode v oblasti Libioly sa potvrdil vo vode výskyt antimonitu (Sb_2S_3) a elementárneho Sb^0 (obr 10). V Caporciano bol vo vode potvrdený len výskyt menej toxickéj formy Sb^{5+} v podobe iónu SbO_3^- . Sb v povrchovej vode z locality Libiola nespadá do stabilitných polí prezentovaných na pH/Eh diagrame. Sb v povrchovej vode z Caporciana je prítomné ako Sb^{5+} (SbO_3^-), ale aj ako vysoko toxické Sb^{3+} (vo forme Sb_4O_6).

Tab 3 Hodnoty pH/Eh a obsah vybraných prvkov v banskej a povrchovej vode z lokalít Libiola a Caporciano

Tab 3 pH/Eh values and content of selected elements in mining water and surface water from Libiola and Caporciano localities

Prvok	Jednotka	Libiola				Caporciano		
		W-1	W-2	W-3	W-4	W-1	W-2	W-3
Fe	mg.l ⁻¹	146,00	0,36	0,45	5,07	0,16	0,18	0,24
Mn		3,00	0,01	0,01	0,07	0,00	0,00	0,07
Cu		42,00	0,05	0,04	1,06	0,01	0,00	0,03
Zn		15,00	0,21	0,15	2,11	0,02	0,03	0,03
Pb	μg.l ⁻¹	2	2,48	0,99	2	0,12	0,09	0,21
Cd		12	0,05	0,06	0,17	0,04	0,03	0,25
As		29	1,02	4,27	7,18	0,26	0,32	1,04
Sb		46	7,00	0,61	3,51	0,02	0,02	0,16
Ni		1958	24,70	101,07	44,78	0,58	1,06	3,82
Co		955	0,78	2,83	16,06	0,13	0,13	0,41
pH		3,00	7,78	6,89	6,77	8,07	6,02	5,89
Eh _(mV)		212	-84	-40	-47	97	42	7

pH a Eh, ako aj obsah ťažkých kovov vo vzorkách podzemnej i povrchovej vody z oblasti obidvoch študovaných ložísk je prezentovaný v tab 3. Výtok kyslej banskej vody (pH 3; Eh 212) zo štólne na ložisku Libiola (vzorka W-1) obsahuje až 146 mg.l⁻¹Fe, 42 mg.l⁻¹ Cu, 15

mg.l⁻¹ Zn, 1958 µg.l⁻¹ Ni a 955 µg.l⁻¹ Co (tab 3). Vzorky z potoka Gromolo (W-2 až W-4), drenujúceho staré dobývky, vykazujú hodnoty pH blízke neutrálnym hodnotám a obsahujú len zvýšené obsahy Ni (24,70 – 101,07 µg.l⁻¹).

V porovnaní so vzorkami vody z Libioly, obsahujú vzorky vody z ložiska Caporciano podstatne nižšie obsahy ťažkých kovov. pH týchto vôd je v dvoch prípadoch mierne kyslé (5,89 – 6,02) a v jednom prípade alkalické 8,07 (vzorka W-1).

Tab 4 Charakteristika pôdy a technogénnych sedimentov z lokalít Libiola a Caporciano

Tab 4 Characteristic of soil and technogenous sediments from Libiola and Caporciano localities

Vzorka	H ₂ O		1M KCl		D _{pH}	rH ₂	S _{tot.}	S _{SO4}	S _s	C _{tot.}	C _{org.}	AP (S _{tot})	AP (S _s)
	pH	Eh _(mV)	pH	Eh _(mV)			%						
Libiola													
SL-1	4,27	130	3,96	148	0,31	13,47	1,22	0,29	0,93	0,48	0,47	37,82	31,24
SL-4A	5,92	23	6,19	4	-0,27	12,51	0,11	0,08	0,04	1,40	1,34	3,14	0,94
SL-4B	6,07	13	6,18	4	-0,11	12,51	0,12	0,06	0,07	4,15	4,13	3,75	1,89
SL-4C	5,89	25	5,87	26	0,02	12,61	0,31	0,00	0,29	1,61	1,61	9,39	9,06
SL-6	4,01	147	4,09	140	-0,08	12,93	0,13	0,06	0,07	0,75	0,73	3,75	1,89
SL-7	5,54	47	6,62	-26	-1,08	12,37	0,12	0,00	0,12	0,39	0,36	3,76	3,44
referenčná plocha													
SL-8	6,79	24	6,90	27	-0,11	14,48	0,14	0,03	0,04	0,76	0,72	3,44	1,90
Caporciano													
MTC-1	6,85	8	6,25	46	0,61	14,13	0,17	0,00	0,17	0,52	0,48	5,31	5,31
MTC-2	7,14	-4	6,73	38	0,41	14,73	0,30	0,00	0,30	0,74	0,71	9,38	9,38
MTC-3	5,98	24	5,51	89	0,47	14,16	0,24	0,00	0,24	1,01	0,98	7,50	7,50
MTC-4	6,18	39	5,14	97	1,04	13,51	0,06	0,00	0,06	1,64	1,63	1,88	1,88
MTC-5	6,22	27	5,47	85	0,75	8,79	0,56	0,00	0,56	0,38	0,35	17,5	17,5
MTC-6A	6,37	20	6,16	74	0,21	14,79	0,31	0,01	0,30	13,2 5	13,2 2	9,69	9,38
MTC-6B	6,67	8	6,73	22	-0,06	14,19	0,18	0,01	0,17	0,43	0,40	5,63	5,31
MTC-6C	6,88	-5	7,01	-4	-0,13	14,07	0,26	0,00	0,26	0,23	0,21	8,13	8,13
MTC-7	6,73	7	6,03	46	0,70	14,79	0,19	0,00	0,15	0,53	0,45	5,40	5,29
MTC-8	7,05	-12	6,13	41	0,92	13,63	0,28	0,00	0,27	0,69	0,70	8,78	8,62
MTC-9	6,35	29	5,29	91	1,06	13,61	0,20	0,00	0,20	1,03	0,89	6,99	6,50
MTC-10	6,13	42	4,94	111	1,19	13,58	0,05	0,01	0,04	1,55	1,44	1,86	1,64
MTC-11	6,37	28	5,41	83	0,96	13,59	0,52	0,01	0,51	0,32	0,63	15,77	15,51
MTC-12	6,49	21	5,56	75	0,93	13,62	0,30	0,00	0,29	9,27	9,12	9,79	9,34
referenčná plocha													
MTC-13	7,02	2	6,98	22	0,04	14,69	0,60	0,01	0,04	0,32	0,64	7,67	1,52

Celková tvorba acidity (AP) odpovedá množstvu kyseliny, ktorú potenciálne môže materiál depónia vyprodukovať. Na lokalite Libiola sa AP (vypočítaná z celkového obsahu síry S_{tot.}) pohybuje v rozmedzí 3,14 – 37,82 (v priemere 10,27; tab 4) a na lokalite Caporciano od 1,86 do 15,77 (v priemere 8,12). Pokiaľ sa táto hodnota vypočíta z obsahu sulfidickej síry (S_s), sú hodnoty trochu odlišné. Pre Libiolu je to v priemere 8,07 a pre Caporciano v priemere 15,60.

Rastliny sú na obidvoch študovaných haldových poliach vystavené environmentálnemu stresu pod vplyvom zvýšených obsahov ťažkých kovov, čo je výrazne viditeľné aj pri porovnaní s obsahom kontaminantov v pôde a v troch študovaných rastlinných druhoch na referenčných plochách, kde sú obsahy kovov viacnásobne nižšie (tab 5 a tab 6).

Tab 5 Obsah ťažkých kovov v rastlinách z kontaminovaných stanovišť v Libiole (a – koreň, b – konár/stonka, c – ihličie, d – nadzemná časť)

Tab 5 Heavy metal content in plants from contaminated sites at Libiola (a- root, b – branch/steem, c – needles, d – shoot)

Vzorka	Rastlina	Časť rastliny	Fe	Mn	Mg	Al	Cu	Pb	Zn	Cd
			mg.kg ⁻¹							
SL-1	Pinus sp.	a	2540	32	1360	1000	69	3,1	32	0,69
		b	250	13	2190	99	18	0,7	28	0,09
		c	480	15	2160	86	19	0,6	38	0,09
SL-6		a	1320	140	390	98	224	45,1	363	2,40
		b	560	148	680	82	56	12,3	331	4,86
		c	190	216	1630	75	18	4,3	337	0,64
x		a	1930	86	870	549	147	24,1	198	1,55
		b	405	81	1435	91	37	6,5	180	2,48
		c	335	116	1895	81	19	2,5	188	0,37
x	Pinus sp.	Σ	890	94	1401	240	68	11.0	189	1.47
SL-3	Juncus sp.	a	8123	44	1769	900	284	2,0	66	0,10
		d	1200	30	3210	800	204	1,0	42	0,12
SL-5		a	1236	38	1864	712	443	3,1	86	1,36
		d	190	40	1480	100	19	0,6	50	0,34
x		a	4680	39	1817	806	364	2,6	76	0,73
		d	695	35	2345	450	112	0,8	46	0,23
x	Juncus sp.	Σ	2687	37	2081	628	238	1,7	61	0,48
referenčná plocha										
SL-7	Pinus sp.	a	760	21	214	422	24	2,8	22	0,38
		b	68	8	347	90	20	0,5	19	0,08
		c	113	11	468	75	14	0,4	24	0,08
x	Pinus sp.	Σ	314	13	343	196	19	1,2	22	0,18
SL-7	Juncus sp.	a	112	28	226	522	127	1,0	55	1,23
		d	65	25	179	218	8	0,4	21	0,12
x	Juncus sp.	Σ	89	27	203	370	68	0,7	38	0,68

Vysvetlivky: Σ – priemerná koncentrácia ťažkého kovu v celej rastline

Obsah kovov v *Pinus sp.*, vypočítaný z odobraných vzoriek ako aritmetický priemer obsahu kovov z koreňa, konára a ihličia klesá na ložisku v Libiole v poradí:

Mg>Fe>Al>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd,

na lokalite Caporciano v poradí:

Mg>Fe>Al> Cu>Zn>Mn>Cd>Pb.

Pri *Juncus sp.* klesá koncentrácia ťažkých kovov na ložisku v Libiole v rade:

Fe>Mg>Al>Cu>Zn>Mn>Pb>Cd,

na lokalite Caporciano v poradí:

Mg>Fe>Al>Cu>Mn>Zn>Pb>Cd.

Pri *Quercus sp.* je priemerná koncentrácia ťažkých kovov na lokalite Caporciano zostupná v poradí Mg>Fe>Al>Cu>Zn>Mn>Pb>Cd. (tab 6)

Tab 6 Obsah ťažkých kovov v rastlinách v Caporciano (a – koreň, b – konár/stonka, c – list/ihličie, d – nadzemná časť)**Tab 6** Heavy metal content in plants from Caporciano (a- root, b – branch/steem, c – needles, d – shoot)

Vzorka	Rastlina	Časť rastliny	Fe	Mn	Mg	Al	Cu	Pb	Zn	Cd
			mg.kg ⁻¹							
MTC-1	Pinus sp.	a	280	10	1070	200	138	0,2	50	2,87
		b	350	23	1480	200	163	0,9	93	8,82
		c	120	52	2020	70	23	0,2	122	2,75
MTC-6		a	770	25	1570	600	435	0,7	80	2,29
		b	360	28	1360	200	122	0,7	86	3,36
		c	580	59	2220	400	81	0,6	119	0,88
MTC-7		a	910	17	2050	700	265	0,6	52	2,35
		b	510	18	1480	300	184	0,6	77	6,53
		c	300	55	2020	200	44	0,6	143	2,54
MTC-12		a	620	22	1560	400	347	0,5	26	0,23
		b	280	71	1670	100	60	1,5	66	0,36
		c	520	137	3930	300	80	1,5	73	0,06
x		a	645	19	1563	475	296	0,5	52	1,94
		b	375	35	1498	200	132	0,9	81	4,77
		c	380	76	2548	243	57	0,7	114	1,56
x	Pinus sp.	Σ	467	43	1869	306	162	0,7	82	2,75
MTC-5	Juncussp.	a	1820	59	3860	1900	249	0,9	64	0,25
		d	240	77	1200	100	29	0,4	41	0,03
x	Juncus sp.	Σ	1030	68	2530	1000	139	0,7	53	0,14
MTC-2	Quercus sp.	a	967	28	1879	753	217	0,4	51	1,23
		b	470	55	1640	200	22	0,9	61	0,19
		c	120	99	2390	75	19	0,3	45	0,12
MTC-3		a	1270	44	2790	1100	511	1,5	48	0,49
		b	840	71	2310	600	174	2,1	148	0,46
		c	560	121	3520	500	78	1,5	43	0,17
MTC-4		a	12400	225	18710	9900	3288	7,8	545	9,18
		b	870	57	4040	700	181	0,6	87	4,56
		c	490	133	8220	300	80	0,3	81	1,09
MTC-8		a	2100	59	3840	150	1446	2,1	92	0,86
		b	300	71	2000	100	37	1,1	77	0,22
		c	280	135	3020	100	17	0,8	75	0,08
MTC-9		a	150	19	790	75	33	1,0	23	0,43
		b	130	26	1070	70	9	0,6	36	0,59
		c	130	130	1590	70	6	0,3	63	0,23
MTC-10		a	690	96	3830	300	95	1,0	32	0,62
		b	240	166	2340	69	11	0,8	55	0,43
		c	260	431	3500	50	8	1,1	39	0,08
MTC-11		a	620	22	1560	400	347	0,5	26	0,23
		b	280	71	10	100	60	1,5	66	0,36
		c	520	137	1670	300	80	1,5	73	0,06
x		a	2599	70	4771	1811	848	2,0	117	1,86
		b	447	74	1915	248	71	1,1	76	0,97
		c	337	169	3416	199	41	0,9	60	0,30
x	Quercussp.	Σ	1128	104	3367	753	320	1,3	84	1,03
referenčná plocha										
MTC-13	Pinussp.	a	98	10	420	40	20	0,3	20	0,10
		b	100	15	510	50	20	0,8	41	0,09
		c	40	24	780	61	10	1,0	52	0,04
x	Pinus sp.	Σ	79	16	570	50	17	0,7	38	0,08
MTC-13	Quercussp.	a	98	10	280	76	48	0,2	21	0,09
		b	78	16	11	52	7	0,4	28	0,28
		c	56	21	426	48	5	0,1	36	0,22

x	<i>Quercus</i> sp.	Σ	77	16	239	59	20	0,2	28	0,20
---	--------------------	---	----	----	-----	----	----	-----	----	------

Vysvetlivky: Σ – priemerná koncentrácia ťažkého kovu v celej rastline

Len pri *Juncus* sp. a *Pinus* sp. sa potvrdil vyšší obsah Pb (v *Juncus* sp. aj obsah Cu) na ložisku Libiola ako v týchto rastlinných druhoch na ložisku Caporciano, čo pravdepodobne odráža lokálny obsah Pb (a Cu) v pôde jednotlivých stanovišť.

Na haldových poliach sú v oboch drevinách v porovnaní s bylinným zástupcom *Juncus* sp. efektívnejšie akumulované Zn, Cd, Mg a naopak, *Juncus* sp. obsahuje výrazne viac Fe než *Pinus* sp. a *Quercus* sp.

Tab 7 Biokoncentračný faktor (BCF) v rastlinách z Libioli a Caporciana.

Tab 7 Bioconcentration factor (BCF) in plants from Libiola and Caporciano.

Vzorka	Rastlina	Fe	Mn	Al	Cu	Pb	Zn	Cd
Libiola								
haldové pole								
SL-1	Pinus sp.	30,189	0,016	11,669	0,020	0,008	0,092	0,090
SL-6		9,958	0,288	16,892	0,006	0,038	1,272	1,280
x		20,073	0,152	14,280	0,013	0,023	0,682	0,685
SL-3	Juncus sp.	84,388	0,050	221,607	0,068	0,059	0,184	0,013
SL-5		17,560	0,040	16,639	0,003	0,018	0,115	0,094
x		50,974	0,045	119,123	0,036	0,038	0,150	0,054
referenčná plocha								
SL-7	Pinus sp.	11,449	90,164	13,661	0,009	0,022	0,025	0,080
SL-7	Juncus sp.	6,586	204,918	39,709	0,005	0,022	0,022	0,12
Caporciano								
haldové pole								
MTC-1	Pinus sp.	19,934	0,064	10,671	0,004	0,015	0,159	0,887
MTC-6		145,363	0,111	89,686	0,016	0,009	0,688	0,220
MTC-7		56,497	0,075	32,310	0,007	0,024	0,199	0,686
MTC-12		86,379	0,159	44,910	0,013	0,125	0,093	0,024
x		77,043	0,103	44,394	0,010	0,043	0,285	0,454
MTC-5	Juncus sp.	39,474	0,115	15,314	0,003	0,018	0,461	0,007
MTC-2	Quercus sp.	20,339	0,125	11,468	0,002	0,011	0,064	0,038
MTC-3		88,328	0,151	71,225	0,012	0,115	0,079	0,071
MTC-4		78,150	0,190	38,610	0,009	0,011	0,086	0,273
MTC-8		49,558	0,169	14,881	0,003	0,062	0,111	0,030
MTC-9		27,778	0,104	12,681	0,001	0,011	0,107	0,062
MTC-10		45,455	0,526	7,463	0,001	0,048	0,044	0,018
MTC-11		80,871	0,154	44,643	0,007	0,063	0,069	0,015
x		55,783	0,203	28,710	0,005	0,046	0,080	0,072
referenčná plocha								
MTC-13	Pinus sp.	12,862	436,364	13,708	0,011	0,071	0,981	0,050
MTC-13	Quercus sp.	18,006	381,818	10,787	0,006	0,007	0,679	0,275

Efektívnosť akumulácie ťažkých kovov na haldových poliach v nadzemnej alebo podzemnej časti analyzovaných rastlinných druhov väčšinou varíruje aj v rámci jedného druhu na ten

istej lokalite (napr. obsah Mg pri *Quercus* sp. sa v 7 vzorkách na lokalite Caporciano pohybuje v rozmedzí 790 – 18 710 mg.kg⁻¹). Nedá sa preto úplne jednoznačne na základe tabuľkových hodnôt s nameranými obsahmi ťažkých kovov stanoviť, ako klesá vhodnosť jednotlivých druhov napr. pre fytoremediáciu kontaminovaných plôch. Presnejšie sme túto schopnosť rastlín vyjadrili pomocou **biokoncentračného** (tab 7) a **translokačného faktora** (tab 8).

Na oboch haldových poliach má BCF pre všetky rastliny z každého odberu hodnotu BCF < 1, takže tieto možno v zmysle Bakerovej (1981) klasifikácie považovať za exklúdry, t.j. za rastliny, u ktorých dochádza k imobilizácii kovu v koreňoch. Ide o druhy viac metalotolerantné ako o skutočné metalofyty (t.j. druhy vyžadujúce si zvýšenú koncentráciu ťažkých kovov v pôde), nakoľko sa bežne vyskytujú aj na nekontaminovaných pôdach.

Tab 8 Translokačný faktor (TF) v rastlinách z Libioli a Caporciana

Tab 8 Translocation factor (TF) in plants from Libiola and Caporciano

Vzorka	Taxón	Fe	Mn	Mg	Al	Cu	Pb	Zn	Cd
Libiola									
haldové pole									
SL-1	Pinus sp.	0,189	0,469	1,588	0,086	0,275	0,194	1,188	0,130
SL-6		0,144	1,543	4,179	0,765	0,080	0,095	0,928	0,267
x		0,166	1,006	2,884	0,426	0,178	0,144	1,058	0,199
SL-3	Juncus sp.	0,148	0,682	1,815	0,889	0,718	0,500	0,636	1,200
SL-5		0,154	1,053	0,794	0,140	0,043	0,194	0,581	0,250
x		0,151	0,867	1,304	0,515	0,381	0,347	0,609	0,725
referenčná plocha									
SL-7	Pinus sp.	0,149	0,524	2,187	0,178	0,583	0,143	1,091	0,211
SL-7	Juncus sp.	0,580	0,893	0,792	0,418	0,063	0,400	0,382	0,098
Caporciano									
haldové pole									
MTC-1	Pinus sp.	0,429	5,200	1,888	0,350	0,167	1,000	2,440	0,958
MTC-6		0,753	2,360	1,414	0,667	0,186	0,857	1,488	0,384
MTC-7		0,330	3,235	0,985	0,286	0,166	1,000	2,750	1,081
MTC-12		0,839	6,227	2,519	0,750	0,231	3,000	2,808	0,261
x		0,588	4,256	1,702	0,513	0,187	1,464	2,371	0,671
MTC-5	Juncus sp.	0,132	1,305	0,311	0,053	0,116	0,444	0,641	0,120
MTC-2	Quercus sp.	0,124	3,536	1,272	0,100	0,088	0,750	0,882	0,098
MTC-3		0,441	2,750	1,262	0,455	0,153	1,000	0,896	0,347
MTC-4		0,040	0,591	0,439	0,030	0,024	0,038	0,149	0,119
MTC-8		0,133	2,288	0,786	0,667	0,012	0,381	0,815	0,093
MTC-9		0,867	6,842	2,013	0,933	0,182	0,300	2,739	0,535
MTC-10		0,377	4,490	0,914	0,167	0,084	1,100	1,219	0,129
MTC-11		0,839	6,227	1,071	0,750	0,231	3,000	2,808	0,261
x		0,403	3,818	1,108	0,443	0,110	0,938	1,358	0,226
referenčná plocha									
MTC-13	Pinus sp.	0,408	2,400	1,857	1,525	0,500	3,333	2,600	0,400
MTC-13	Quercus sp.	0,571	2,100	1,521	0,632	0,104	0,500	1,714	2,444

Rastlinným orgánom prednostnej akumulácie ťažkých kovov je jednoznačne koreňová (podzemná) sústava rastlín, čo môžeme podoprieť stanovením translokačného faktora alebo zistiť na základe grafických výstupov na obr 11 a obr 12. Všeobecne preukazné je to najmä pri Fe, Al, Cu, Pb. Vo viacerých prípadoch sa Mn a Mg prednostne akumuluje v nadzemnej časti rastlín (a to tak na haldách ako aj na referenčnej ploche pri všetkých troch druhoch). Najvyššia hodnota TF pre Mn sa zistila vo vzorke *Pinus* sp. (TF = 5,455; v priemere na lokalite Caporciano zo 4 vzoriek TF = 4,06). Zn je približne rovnako zastúpený vo všetkých rastlinných častiach, na lokalite Caporciano bol jeho obsah zvýšený pri *Pinus* sp. v asimilačných orgánoch (TF = 2,315). Pri *Quercus* sp. prevažuje akumulácia Zn v konároch, v niektorých vzorkách tohto druhu prechádzal vo vyššej miere do asimilačných orgánov (priemerná hodnota TF zo 7 vzoriek bola 1,182). Cd má veľmi kolísajúce zastúpenie v jednotlivých rastlinných častiach v rámci každého skúmaného druhu.

Pomocou enrichment faktora (EF) sme potvrdili, že tak pôda z haldových polí (tab 9) ako aj rastliny haldových polí (tab 10) boli výrazne ovplyvnené ťažkými kovmi, v porovnaní s referenčnou plochou, kde bola ich koncentrácia nižšia. Výnimkou bol len obsah Zn a čiastočne Al v pôde na referenčnej ploche v Libiole. Vzhľadom k pravdepodobnej analytickej chybe pri stanovení obsahu Mn v pôde na referenčnej ploche pri Libiole sme pre tento prvok nestanovovali EF.

Tab 9 Enrichment faktor stanovený pre obsah ťažkých kovov v pôde

Tab 9 Enrichment factor determined for heavy metals in soil

Vzorka	Taxón	Fe	Al	Cu	Pb	Zn	Cd
Libiola							
SL-1	Pinus sp.	1,61	1,34	0,58	4,17	0,43	1,00
SL-6		1,93	0,81	1,99	6,33	0,28	0,50
x		1,772	1,076	1,285	5,250	0,355	0,750
SL-3	Juncus sp.	1,44	0,66	1,84	0,94	0,24	9,50
SL-5		1,10	1,09	3,46	1,89	0,46	3,60
x		1,268	0,876	2,651	1,417	0,348	6,550
Caporciano							
MTC-1	Pinus sp.	1,94	1,47	7,29	0,93	14,47	3,88
MTC-6		1,28	1,00	5,72	5,00	3,26	5,00
MTC-7		1,71	1,39	7,28	1,79	13,55	4,63
MTC-12		1,94	1,50	6,83	0,86	14,79	3,13
x		1,715	1,342	6,782	2,143	11,519	4,156
MTC-5	Juncus sp.	1,95	1,47	10,56	1,57	1,68	5,13
MTC-2	Quercus sp.	1,90	1,47	9,46	2,00	13,17	4,00
MTC-3		2,04	1,58	7,61	0,93	10,21	3,00
MTC-4		2,02	1,75	10,65	1,93	17,72	5,00
MTC-8		1,82	1,51	5,86	0,93	12,74	3,38
MTC-9		1,50	1,24	5,73	1,93	11,11	4,63
MTC-10		1,84	1,51	9,65	1,64	16,66	5,63
MTC-11		2,07	1,51	12,93	1,71	20,08	5,13
x		1,883	1,509	8,841	1,582	14,526	4,393

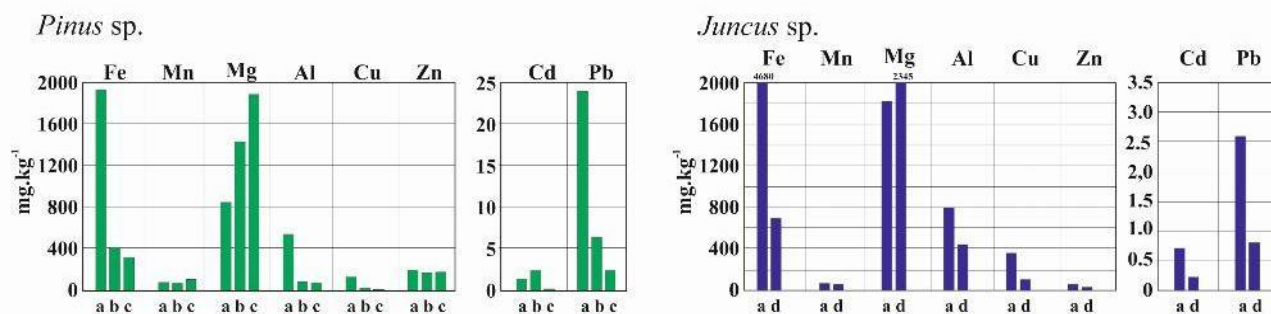
Všetky porovnávané vzorky asimilačných orgánov rastlín mali vyšší obsah ťažkých kovov na haldových poliach, len v ihliciach *Pinus* sp. na haldovom poli v Caporciano bolo oveľa menej Pb než v ihliciach toho istého druhu na referenčnej ploche.

Tab 10 Enrichment faktor stanovený pre obsah ťažkých kovov v rastlinách

Tab 10 Enrichment factordetermined for heavy metals in plants

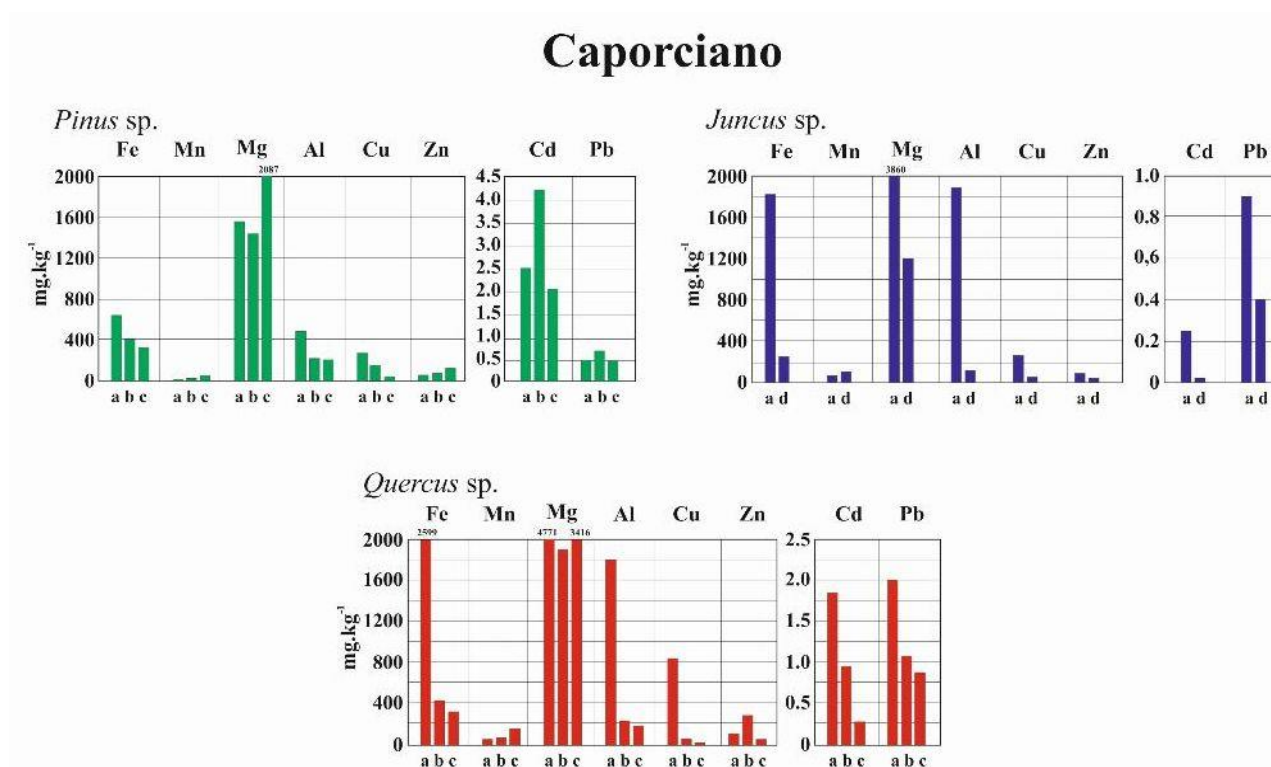
Vzorka	Taxón	Fe	Mn	Mg	Al	Cu	Pb	Zn	Cd
Libiola									
SL-1	Pinus sp.	4,248	1,364	4,615	1,147	1,357	1,500	1,583	1,125
SL-6		1,681	19,636	3,483	1,000	1,286	10,750	14,042	8,000
x		2,965	10,500	4,049	1,073	1,321	6,125	7,813	4,563
SL-3	Juncus sp.	18,462	1,200	17,933	3,670	25,500	2,500	2,000	1,000
SL-5		2,923	1,600	8,268	0,459	2,375	1,500	2,381	2,833
x		10,692	1,400	13,101	2,064	13,938	2,000	2,190	1,917
Caporciano									
MTC-1	Pinus sp.	3,000	2,167	2,590	1,148	2,300	0,200	2,346	68,750
MTC-6		14,500	2,458	2,846	6,557	8,100	0,600	2,288	22,000
MTC-7		7,500	2,292	2,590	3,279	4,400	0,600	2,750	63,500
MTC-12		13,000	5,708	5,038	4,918	8,000	1,500	1,404	1,500
x		9,500	3,156	3,266	3,975	5,700	0,725	2,197	38,938
MTC-2	Quercussp.	2,143	4,714	5,610	1,563	3,800	3,000	1,250	0,545
MTC-3		10,000	5,762	8,263	10,417	15,600	15,000	1,194	0,773
MTC-4		8,750	6,333	19,296	6,250	16,000	3,000	2,250	4,955
MTC-8		5,000	6,429	7,089	2,083	3,400	8,000	2,083	0,364
MTC-9		2,321	6,190	3,732	1,458	1,200	3,000	1,750	1,045
MTC-10		4,643	20,524	8,216	1,042	1,600	11,000	1,083	0,364
MTC-11		9,286	6,524	3,920	6,250	16,000	15,000	2,028	0,273
x		6,020	8,068	8,018	4,152	8,229	8,286	1,663	1,188

Libiola



Obr 11 Priemernéobsahy ťažkých kovov v jednotlivých častiach rastlín na kontaminovaných stanovištiach v Libiole (a – koreň, b – konár/stonka, c – list/ihličie, d – nadzemná časť)

Fig 11 Average heavy metal contents in individual parts of plants on contaminated sites at Libiola (a – root, b – branch/steem, c – leaves/needles, d – shoot)



Obr 12 Priemerné obsahy ťažkých kovov v jednotlivých častiach rastlín na kontaminovaných stanovištiach v Caporciano (a – koreň, b – konár/stonka, c – list/ihličie, d – nadzemná časť)

Fig 12 Average heavy metal contents in individual parts of plants on contaminated sites at Caporciano (a – root, b – branch/steem, c – leaves/needles, d – shoot)

Diskusia

Najvyššie obsahy spomedzi ťažkých kovov na ložisku Libiola sa podľa očakávania potvrdili s výnimkou obsahov Fe u Cu. Na Cu-ložisku je to prirodzené. Zaujímavý je však vysoký obsah V, dosahujúci lokálne až 281 mg.kg^{-1} . Podobne prekvapivo vysoký obsah Zn na referenčnej ploche pravdepodobne súvisí s vysokou mobilitou Zn a s jeho selektívnou precipitáciou na vhodnej geochemickej bariére. V Caporciano sú obsahy Fe, Mn, Ni, Co a Cr voči Libiole výrazne nižšie. Mierne zvýšené obsahy Zn sú spôsobené výskytom sfaleritu. V zmysle limitov talianskej legislatívnej normy podľa Zákona 152/06 prekračujú v Libiole obsahy Cu, Ni ($\pm$ Co, Cd, V, Cr) aj menej prísnu časť normy pre priemyselné a komerčné plochy, kým v Caporciano tieto limity presahuje len obsah Cu.

Keďže hodnoty D_{pH} na ložisku Libiola indikujú výskyt pôdnych koloidov s kladným povrchovým nábojom a na ložisku Caporciano reflektujú výskyt pôdnych koloidov s negatívnym nábojom, možno vysloviť predpoklad, že schopnosť precipitácie kationov kovov bude na týchto ložiskách odlišná, avšak vzhľadom na pomerne vysoké hodnoty pH bude migrácia ťažkých kovov v krajine čiastočne limitovaná. Istý stupeň environmentálneho nebezpečenstva predstavuje len výskyt Sb^{3+} a As^{3+} vysoko toxických (a značne mobilných) foriem týchto toxických prvkov vo vode (v Caporciano lokálne aj v pôde) obidvoch ložísk.

Baker a Walker (1990) uvádzajú, že väčšinu rastlín na banských haldách možno zaradiť do skupiny so stratégiou exklúderov alebo indikátorov, čo sa potvrdilo aj u skúmaných rastlinných zástupcov na talianskych Cu-ložiskách. S podobným zistením, že kovy sa prednostne akumulujú v koreňoch vyšších rastlín, sa možno stretnúť aj v prácach mnohých ďalších autorov (napr. Mehes-Smith et al. 2013; Tomaškin et al. 2013). Je všeobecným pravidlom, že koncentráciakovov v listoch je pomerne variabilná v rámci rôznych druhov z

toho istého stanovišťa (Remon et al., 2013), avšak v zhode s našim zistením potvrdzujú aj niektorí autori (González, González-Chávez 2006; Nazir et al. 2011) vyššie akumulácie Zn v nadzemných orgánoch niektorých skúmaných druhov (napr. *Xanthium strumarium*, *Brachiaria reptans*) než v koreňovej sústave.

Jednoznačné priradenie rastliny k určitej stratégii na kontaminovaných pôdach si vyžaduje pomerne bohatý vzorkový materiál ideálne zozbieraný z celého telesa haldového poľa, aby bola reprezentatívne zachytená vysoká premenlivosť obsahu ťažkých kovov vyplývajúca z prítomnosti mnohých minerálov, v ktorých sa nachádzajú ťažké kovy v rôznych speciáciách. Tieto majú priamy vplyv na biodostupnosť pre cievnaté rastliny, do ktorých sa dostávajú vo forme vodných roztokov koreňovým systémom. Vysokú variabilitu v priestorovej distribúcii jednotlivých ťažkých kovov na haldových poliach slovenských Cu-ložísk (na Cu-haldách Podlipa v Ľubietovej a Maximilián v Španej Doline) prezentovali napr. Krnáč et al. (2014), Andráš et al. (2014, 2014a). Je zrejmé, že už výber rastlinných druhov spĺňajúcich podmienku rovnomerného rozšírenia na telese haldy (na povrchu haldových polí), je ťažko realizovateľný.

Mimoriadne vysoké biokoncentračné faktory na referenčnej ploche, ktoré sa zistili v Libiole pre obsah Mn v *Juncus* sp. (BCF=204,92) a *Pinus* sp. (BCF=90,164) možno vysvetliť pravdepodobne analytickou chybou pri stanovení koncentrácie Mn v pôde, keďže na obidvoch haldových poliach ako aj na referenčnej ploche pri lokalite Caporciano je hodnota BCF pri týchto druhoch aj 1 000- až 10 000-krát nižšia.

Jednoznačné priradenie rastliny k určitej stratégii na kontaminovaných pôdach si vyžaduje pomerne bohatý vzorkový materiál ideálne zozbieraný z celého telesa haldového poľa, aby bola reprezentatívne zachytená vysoká premenlivosť obsahu ťažkých kovov vyplývajúca z prítomnosti mnohých minerálov, v ktorých sa nachádzajú ťažké kovy v rôznych speciáciách. Tieto majú priamy vplyv na biodostupnosť pre cievnaté rastliny, do ktorých sa dostávajú vo forme vodných roztokov koreňovým systémom. Vysokú variabilitu v priestorovej distribúcii jednotlivých ťažkých kovov na haldových poliach slovenských Cu-ložísk (na Cu-haldách Podlipa v Ľubietovej a Maximilián v Španej Doline) prezentovali napr. Krnáč et al. (2014), Andráš et al. (2014). Z toho vyplýva, že už výber rastlinných druhov spĺňajúcich podmienku, že tieto sú rozšírené rovnomerne na telese haldy, je veľmi obmedzený.

Hoci ťažké kovy inhibujú metabolizmus rastlín a vyvolávajú environmentálny stres, niektoré kovy ako Cu, Zn, Co, Fe, Mn vstupujú do početných proteínov a enzýmov v živých organizmoch, preto sú pre udržanie optimálneho metabolizmu rastlín nevyhnutné (Hall, 2002). Ako ich nedostatok, tak aj prebytok má priamy vplyv na životné funkcie v rastlinách.

V odbornej literatúre sa uvádza približne 400 druhov rastlín, ktoré sú schopné vo svojich pletivách akumulovať ťažké kovy. Najviac zastúpené sú z čeľadí Asteraceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cunoniaceae, Cyperaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Lamiaceae, Flacourtiaceae, Poaceae a Violaceae (Prasad, Freitas, 2003). Najčastejším hyperakumulujúcim kovom je Ni (Boyd, Martens, 1998), ktorý však na talianskych ložiskách nebol súčasťou výskumu. Komplikovaná situácia v stanovení efektívnych fytoakumulátorov na talianskych Cu ložiskách je porovnateľná so situáciou na slovenských Cu-ložiskách Ľubietová, Špania Dolina, Staré Hory a Slovinky (Andráš et al., 2007, 2012, 2014a; Fečko et al., 2011). Predstavuje však cestu ekonomicky a environmentálne prijateľného spôsobu dekontaminácie zaťažených území. Podobne efektívne sa môže využiť aj mikrobiálna degradácia, ktorej sa venuje v súčasnosti zvýšená pozornosť (napr. Fečko et al., 2011a; Kučerová et al., 2011; Stefanowicz et al., 2012).

Záver

Porovnanie priemerných obsahov ťažkých kovov na haldovom poli Libiola s haldovým poľom Caporciano ukázalo, že v Caporciano sú obsahy Fe, Mn, Ni, Co a Cr voči Libiole výrazne nižšie. Kým v Libiole obsahy Cu, Ni ($\pm$ Co, Cd, V, Cr) presahujú dokonca menej prísnu časť normy, ktorá platí pre priemyselné a komerčné plochy, v Caporciano tieto limity presahuje len obsah Cu. Hodnoty aktívneho i výmenného pH v pôde vykazujú na ložisku Libiola acidný charakter, kým v Caporciano sú voči ložisku Libiola posunuté bližšie k neutrálnym hodnotám. Pôda je na oboch ložiskách zle prevzdušnená. Pôdne koloidy majú v Libiole kladný povrchový náboj a na ložisku Caporciano negatívny náboj.

Cu sa na haldovom poli v Libiole vyskytuje prevažne vo forme Cu^{2+} a na haldách v Caporciano jednak vo forme Cu^{2+} a Cu_2O_3 , ale aj ako Cu^0 . V pôdach oboch ložísk prevládajú menej toxické formy As^{5+} a Sb^{3+} , avšak v pôdach z hald v Caporciano a vo vode z oboch lokalít sa lokálne potvrdil aj výskyt vysoko toxického formy As^{3+} a Sb^{3+} .

Na lokalite Libiola sa AP pohybuje okolo priemernej hodnoty 8,07 a na lokalite Caporciano je priemerná hodnota AP 15,60. Pokiaľ sa táto hodnota vypočíta z obsahu sulfidickej síry (Ss), sú hodnoty trochu odlišné.

Na oboch ložiskách sa vo vegetačnom kryte uplatňujú metalotolerantné druhy, z drevín predovšetkým borovice (*Pinus* sp.) a duby (*Quercus* sp.), ktoré sme skúmali z hľadiska ich bioakumulačných vlastností. Oba taxóny vykazujú stratégiu exklúderov voči Mn, Cu, Pb, Zn a Cd, t.j. ťažké kovy kumulujú prednostne v koreňovej sústave, a akumulátorov pre Fe a Al. Táto vlastnosť by sa po potvrdení analýzami z viacerých vzoriek prípadne zo vzoriek z ďalších haldových polí s podobným mineralogickým zložením, mohla využiť pri fytoremediácii území so zvýšeným obsahom Fe a Al. Veľmi podobné výsledky sme potvrdili aj u zástupcu vlhkomilných stanovišť – sitine (*Juncus* sp.), pri ktorej sme stanovili aj vôbec najvyšší BCF $\approx$ 222 (pre Al). Výskum rastlín, ktorý má za cieľ špecifikovať druhy, ktoré by boli perspektívne využiteľné pre fytosanačné účely, je v súčasnosti veľmi aktuálny a rozšírený, nakoľko podporuje environmentálne priaznivé spôsoby ozdravenia krajiny, k čomu aspoň čiastočne prispieva ja predkladaný príspevok.

Podakovanie

Príspevok bol finančne podporený grantami APVV-0663-10 a VEGA 1/0538/15.

Literatúra

- Andráš, P. – Turisová, I. – Šlesárová, A. – Lichý, A., 2007. Influence of the dump sites on development of selected plants in the Ľubietová area (Slovakia). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, roč. 2, č. 2, s. 5-20. ISSN 1842-4090.
- Andráš, P. – Turisová, I. – Krnáč, J. – Dirner, V. – Voleková-Lalinská, B. – Buccheri, G. – Jeleň, S. 2012. Hazards of heavy metal contamination at Ľubietová Cu-deposit (Slovakia). *Procedia Environmental Sciences*, roč. 14, s. 3-21. ISSN 1878-0296.
- Andráš, P. – Dirner, V. – Turisová, I. – Vojtková, H. 2014. *Remnants of old activity at abandoned Cu-deposits*. Ostrava : Ekomonitor, 440 s. ISBN 978-80-86832-75-3.
- Andráš, P. – Krnáč, J. – Dadová, J. 2014a. Environmental problems at ore field of Cu-Ag mine Špania Dolina. Košice : Technická univerzita v Košiciach. 103 s. ISBN 978-80-553-1798-4.
- Baker, A. J.M. 1981. Accumulators and excluders – strategies in the response of plant to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, roč. 3, č. 1-4, s. 643-654.
- Baker A. J. M. – Walker P. L. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants, s.156-177. In Shaw, A.J. (ed.): *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press.
- Boyd R. S. – Martens S. N. 1998. The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology*, roč. 8, s. 1-7.

- De Michele, V. – Ostroman, A. 1987. Mineral processing at Montecatini deposit from 1888 to 1938. Milano : Museo Civico Storia Naturale, s. 1-38.
- Dinelli, E. – Lucchini, F. – Fabbri, M. – Cortecchi, G. 2001. Metal distribution and environmental problems related to sulfide oxidation in the Libiola copper mine area (Ligurian Apennines, Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, roč. 74, s. 141-152. ISSN 0375-6742.
- Fečko, P. – Raclavská, H. – Kučerová, R. – Havelek, R. – Lyčková, B. – Király, A. – Konstantin, B. 2011. Application of segregation roasting and flotation by recovery of Cu from waste materials from ZB Slovinky. In 11th International Multidisciplinary Scientific Geo-Conference and Expo â SGEM 2011 (Surveying Geology & Mining Ecology Management) : Conference Proceedings, vol. iii, s. 793-798. ISSN 1314-2704.
- FEČKO, P. – PERTILE, E. – LYČKOVÁ B. – VOJTKOVÁ, H. – JANÁKOVÁ, I. – TORA, M. 2011a. Biodegradace nebezpečných odpadů [Biodegradation of hazardous pollutants]. *Inžynieeria Mineralna*, roč. 11, č. 1-2, s. 41-48. ISSN 1640-4920.
- González, R. C. – González-Chávez, M.C.A. 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, roč. 144, č. 1, s. 84-92. ISSN: 0269-7491.
- HALL, L. 2002. Cellular mechanism for heavy metals detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Biology*, roč. 53, č. 366, s. 1-11. ISSN 0022-0957.
- Kisku G.C. – Barman S.C. – Bhargava S.K. 2000. Contamination of soil and plants with potentially toxic elements irrigated with mixed industrial effluent and its impact on the environment. *Water, Air and Soil Pollution*, roč. 120, č. 1-2, s. 121-137.
- Klemm D.D. – Wagner J. 1982. Copper deposit in ophiolites of southern Tuscany. *Ofioliti*, roč. 7, s. 331-336. ISSN 0391-2612.
- Krnáč, J. – Andráš, P. – Blišťan, P. 2014. Stanovenie rizika kontaminácie krajiny ťažkými kovmi v oblasti haldových polí Podlipa a Reiner na opustenom Cu-ložisku Ľubietová. *Mineralia Slovaca*, roč. 46, č. 1, s. 1-22. ISSN 1338-3523, ISSN 0369-2086.
- Lotti, B. 1884. *Miniera di Montecatini in Val di Cecina*. Boll. R. Comit. Geologico Italiano, XV: 359-394 (in Italian).
- Mazzuoli, L. 1883. *Appunti geologici sul giacimento cuprifero di Montecatini*. R. Comitato Geologico d'Italia. Bollettino, 9, 10, 44-52 (in Italian).
- McNeill, J. D. 1992. Rapid, accurate mapping of soil salinity by electromagnetic ground conductivity meters. In Topp G.C. et al. (eds): *Advances in measurement of soil physical properties: Bringing theory into practice*. SSSA Spec. Publ. 30. SSSA, Madison WI, s. 209-229.
- Mehes-Smith, M. – Nkongolo, K.K. – Narendrula, R. – Cholewa, E. 2013. Mobility of heavy metals in plants and soil: a case study from a mining region in Canada. *American Journal of Environmental Science*, roč. 9, č. 6, s. 483-493.
- Nazir, A. – Malik, R. N. – Ajaib, M. – Khan, N. – Siddiqui, M.F. 2011. Hyperaccumulator of heavy metals of industrial areas of Islamabad and Rawalpindi. *Pak. J. Bot.*, roč., 43, č. 4, s. 1925-1933.
- Orlandi, 2006. Siti di interesse minerario e mineralogico del territorio della Provincia di Pisa. Piano Territoriale di Coordinamento approvato con Deliberazione di Consiglio Provinciale n. 100 del 27/07/2006.
- Pitter, P. 2009. *Hydrogeochemia*. Praha : Vysoká škola chemicko-technologická, 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9.
- Pokrovski, G. S. – Kara, S. – Roux, J. 2002. Stability and solubility of arsenopyrite, FeAsS, in crustal fluids. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, roč. 66, č. 13, 1, s. 2361-2378.
- Prasad M.N.V. – Freitas H.M.D. 2003. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, roč. 6, s. 285-321.
- Remon, E. – Bouchardon, J.L. – Le Guédard, M. – Bessoule, J.J. – Conord, C. – Faure, O. 2013. Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability? *Environmental Pollution*, roč. 175, s. 1-7.
- Richter, R. – Hlúšek, J. 2003. *Půdní úrodnost*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací, Ministerstvo zemědělství, 36 s.
- Riparbelli, A. 1980. *Storia di Montecatini Val di Cecina e delle sue miniere*. Firenze : Tipografia Giuntina, 44 s.
- Ryu, J. – Gao, S. – Dahlgren, R. A. – Ziernberg, R. A. 2002. Arsenic distribution, speciation and solubility in shallow groundwater of Owens Dry Lake, California. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, roč. 66, č. 17, s. 2981-2994.
- Schneider, A. 1890. *La miniera cuprifera di Montecatini V.C.* Firenze : Tipografia G.Barbera, 52 s.

- Singh, R. – Singh, D.P. – Kumar, N. – Bhargava, S.K. – Barman, S.C. 2010. Accumulation and translocation of heavy metals in soil and plants from fly ash contaminated area. *Journal of Environmental Biology*, roč. 31, s. 421-430.
- Sobek, A.A. – Schuller, W.A. – Freeman, J. R. & Smith, R.M., 1978. *Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils*, U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Protection Technology, EPA 600/2-78-054, 203 s.
- Stefanowicz, A. M. – Kaputa, P. – Szarek-Lukaszewska, G. – Grodzińska, K. – Niklińska, M. – Vogt, R. D. 2012. Soil fertility and plant diversity enhance microbial performance in metal-polluted soils. *Science of the Total Environment*, roč. 439, s. 211-219. ISSN 0048-9697.
- Terenzi, A. 1988. *La miniera cuprifera di Montecatini in Val di Cecina (PI)*. Rivista Mineralogica Italiana, 12 1. ISSN 0391-9641, s. 19-26.
- Tomaškin, J. – Tomaškinová, J. – Kmeťová, J. – Drimal, M. 2013. The concentration of heavy metals in grassland ecosystems of the Central Slovakia national parks. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, roč. 8, č. 4, s. 35-40. ISSN 1842-4090.
- Zákon 152/2006 (Law Decree 152/2006 Regulation on environmental matters; Taliansko).

HUSTOTA A ŠTRUKTÚRA POPULÁCIÍ RÚBANISKOVÝCH A SYNANTROPNÝCH TAXÓNOV V BÁBSKOM LESE

DENSITY AND STRUCTURE OF THE POPULATIONS OF CLEARCUT AND SYNANTHROPIC TAXONS IN THE BÁB FOREST

Ivana Pilková¹, Marek Gális²

¹RNDr. Ivana Pilková, PhD., Katedra ekológie a environmentalistiky, FPV UKF Nitra, Trieda A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, e-mail: ivana.pilkova@gmail.com

² RNDr. Marek Gális, PhD., Ochrana dravcov na Slovensku - RaptorProtection of Slovakia (RPS), Kuklovská 5, SK-841 04 Bratislava 4, e-mail: galis@dravce.sk

Abstrakt: V príspevku predstavujeme výsledky populačnej hustoty a štruktúry rúbaniskových a synantropných taxónov v Bábskom lese v roku 2013. Bábsky les je nížinný dubovo-hrabový les v intenzívne využívannej krajine. Les je zvyškom pôvodných lesných spoločenstiev. Výskum prebiehal na rúbaniskách. Taxón *Galium aparine* dosiahol na rúbaniskách celkový počet 982 jedincov - 82 jedincov na m². Taxón bol najrozšírenejší. Druhým najrozšírenejším druhom bol taxón *Urtica dioica*. Tento taxón bol zaznamenaný v celkovom počte 562 jedincov - 47 jedincov na m². Na základe uvedených výsledkov je zrejmé, že na výskyt rúbaniskových a synantropných druhov v Bábskom lese má vplyv hlavne antropická činnosť. Na jednej strane je to samotný vznik rúbanísk v novembri 2006. Na strane druhej je to blízkosť antropicky narušených biotopov (pole, obytná zóna Alexandrov dvor).

Kľúčové slová: Básky les, rúbaniská, hustota, štruktúra populácií, synantropné druhy

Abstract: In this contribution we submit the results of the research of populations density and structure of clear cut and synanthropic in the Báb forest in 2013. The Báb forest is a low land oak-hornbeam forest in an intensively exploited agricultural country. This forest is the remnants to formerly larger in digenous forest complexes. The research was done on the clear cuts. Taxon *Galium aparine* reached on the clear cuts total sum 982 individuals - 82 individuals per square meter. Taxon was the most widespread. Taxon *Urtica dioica* ws second the most widespread. This taxon reached on the clear cuts total sum 562 individuals – 47 individuals per square meter. On the basis of the shown results it is obvious that the occurrence of clear cut and synanthropic species in the Báb forest is influenced mostly by an tropic activity. On one hand, it is the creation of the clear cuts in November 2006. On the other hand, it is the proximity of an tropically disrupted biotopes (field, there is dental zone Alexander's yard).

Keywords: Báb forest, clear cuts, density, structure of populations, synanthropic species

Úvod a problematika

Bábsky les predstavuje klimaxové štádium sukcesie lesa na sprašiach, ide o nízinný dubovo-hrabový les v intenzívne využívannej poľnohospodárskej krajine. Tento les je zvyškom pôvodne rozsiahlejších prirodzených lesných komplexov (Kubíček, Brechtel, 1970).

Fragmenty lesov v odlesnenej krajine, intenzívne využívannej poľnohospodármi, sú vystavené vplyvom ľudských aktivít. Tieto fragmenty sú viac-menej prirodzené porasty obklopené narušenými, intenzívne obhospodávanými plochami a biotopmi s prevahou synantropných druhov. Nielen rušivý vplyv človeka a dlhodobá izolácia od prirodzených spoločenstiev výrazne ovplyvňujú ich biodiverzitu. Sú vystavené aj prísunu diaspór nepôvodných druhov z priliehajúcich synantropných spoločenstiev a agro-ekosystémov (Eliáš, 2010a). Táto skutočnosť sa dotýka aj Bábskeho lesa. V novembri 2006 sa uskutočnil v hospodárskej časti Bábskeho lesa jednorázový pásový a clonný rub, vytvoril sa nový typ stanovišťa na ploche po vyťažení stromov – rúbanisko (Eliáš, 2010b).

Týmto zásahom sa ešte zvýšilo rozširovanie svetlomilných rúbaniskových a synantropných druhov na rúbaniská Bábskeho lesa z okolitých antropogénnych biotopov (pole, cesta, obytná zóna Alexandrov dvor). Tieto druhy sa vyskytujú iba na rúbaniskách. Preto je táto štúdia zameraná na výsledky hustoty a štruktúry týchto taxónov z rúbanísk Bábskeho lesa.

Hlavným cieľom je zhodnotenie hustoty a štruktúry populácií rúbaniskových a synantropných druhov v roku 2013, cieľom príspevku je taktiež poukázať na príčiny (vplyv teploty, interakcie s jedincami vlastnej populácie, interakcie s inými populáciami), ktoré spôsobujú rôznu štruktúru a rôzny vývoj populácií sledovaných rastlinných druhov.

Materiál a metódy

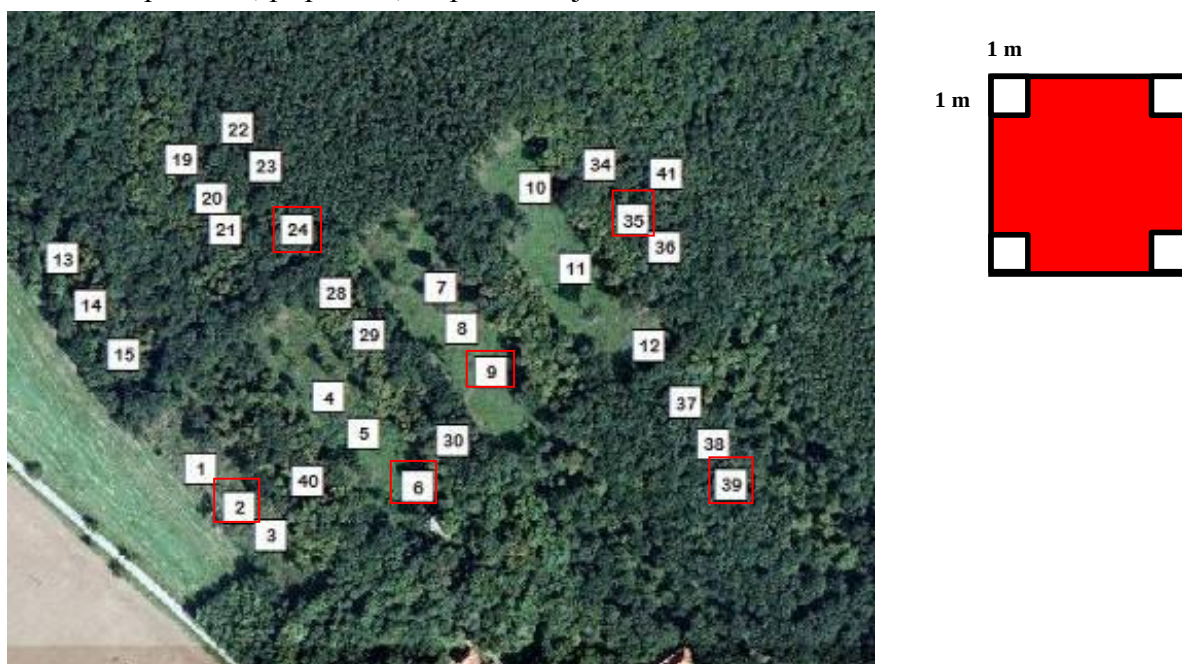
Záujmové územie Bábsky les sa nachádza v katastri obce Veľký Báb, v jej časti Alexandrov dvor. Vymedzené je súradnicami 48°10'00'' a 48°11'30'' s.z.š. a 17°53'00'' a 17°54'20'' v.z.d., leží v nadmorskej výške 160-210 m (Biskupský, 1970). Administratívne patrí územie do okresu Nitra a do Nitrianskeho samosprávneho kraja. Územie leží na Nitrianskej sprašovej pahorkatine. Lesné spoločenstvo je zaradené do zväzu *Carpinion betuli* Mayer 1937 a asociácie *Primulae veris-Carpinetum* (Neuhäusl, Neuhäuslová – Novotná, 1964). V katastrálnom území sú dve chránené územia - Národná prírodná rezervácia Bábsky les a Chránený areál Bábsky park.

Daný výskum nadväzuje na výskum dizertačnej práce (Pilková, 2014). V rámci dizertačnej práce bolo v Bábskom lese vymieraných a trvalo označených 32 TVP o veľkosti 20 x 20 m (obr 1). V budúcnosti je plánované založenie ďalších plôch. Číslovanie nie je preto priebežné, ale keďže vychádzame z dizertačnej práce pôvodné číslovanie sme ponechali.

Z týchto plôch bolo vybraných 6 TVP, na ktorých prebiehal výskum hustoty a štruktúry populácií rastlinných taxónov (obr 1, označené červenou farbou). Daných šesť plôch sme vybrali na základe bohatého druhového zastúpenia. V rámci výskumu sme chceli zachytiť hustotu a štruktúru čo najvyššieho počtu druhov, ktoré sa vyskytujú v Bábskom lese.

Zo šiestich študovaných TVP sa tri nachádzajú na rúbaniskách a tri TVP v lesnom poraste. Rúbanisková TVP č. 2 sa nachádza na 1. rúbanisku, ktoré je najbližšie k poľu, TVP č. 6 na 2. rúbanisku a TVP č. 9 na 3. rúbanisku, ktoré je najďalej od poľa. Rúbaniská vznikli holorubným spôsobom ťažby v novembri 2006 (pásový holorub). Na rúbaniskách sú vysadené sadenice *Quercus robur* a *Quercus petraea* agg. Lesná TVP č. 24 sa nachádza v Národnej prírodnej rezervácii Bábsky les. Ide o antropicky málo ovplyvnené lesné spoločenstvá, ktoré majú viac-menej pôvodné zloženie stromového, krovinného a bylinného poschodia. TVP č. 35 sa nachádza v časti lesa, kde prebehol v novembri 2006 clonný rub. Posledná lesná TVP č. 39 sa nachádza v neťaženej časti lesných porastov.

Na každom rohu z týchto TVP sú trvalo vytýčené štyri plochy o veľkosti 1x1 m (obr 1, vyznačené červenou kockou). Výnimku tvorí lesná TVP č. 35, kde sú vytýčené iba tri plochy a to z dôvodu spadnutého stromu na plochu počas terénneho výskumu. Na každej ploche je študovaná plocha 4, príp. 3 m², čo predstavuje súhrnne 23 m².



Obr 1 Záujmové územie Bábsky les s vyznačenými trvalými plochami (Zdroj: ÚKE SAV, pob. Nitra)

Fig 1 The area of interest in the Báb forest with marked permanent plots (Source: ILE SAS, branch Nitra)

Terénny výskum sa uskutočnil počas roka 2013 v termínoch: 18. február, 4., 22. marec, 2., 12., 17., 21., 26. apríl, 4., 15., 27. máj, 5., 16., 28. jún, 10., 22. júl, 3., 15., 27. august, 8., 20. september, 1., 12., 23. október, 4., 16., 28. november, 11. december.

Pri každom termíne bola zaznamenaná u každej plochy veľkosti 1x1 m, zo sledovaných 6 TVP, populačná hustota, a to metódou opakovaného sčítania jedincov. V grafoch vo výsledkoch znázorňujeme celkový počet jednotlivých taxónov vzťahujúcich sa ku konkrétnym vyššie uvedeným dátumom. Keďže sa druhy vyskytujú v menšom počte sú sčítavané pre všetky plochy, kde sa vyskytujú, spolu.

Pri určovaní vekovej štruktúry boli jednotlivé rastliny každého rastlinného taxónu rozdelené na generatívne a vegetatívne jedince. Tieto jedince sú percentuálne vyjadrené pri každom termíne, a to histogramom.

Po porovnaní plôch na rúbaniskách a v lesnom poraste sme zistili, že rúbaniskové a synantropné taxóny sa vyskytujú iba na troch rúbaniskových plochách. Preto v ďalších častiach práce uvádzame iba tieto tri plochy na rúbaniskách. Zaznamenávali sme a uvádzame všetky prítomné rúbaniskové a synantropné druhy na troch plochách na rúbaniskách.

V práci sú použité charakteristiky počasia, a to priemerná mesačná teplota vzduchu a priemerný mesačný úhrn zrážok zo stanice Nitra-Janíkovce, dáta poskytol SHMÚ. Z daných údajov bol vypracovaný klimadiagram. Názvoslovie zistených taxónov je jednotne upravené podľa Marholda a Hindáka et al. (1998). Taktiež boli, počas vyššie uvedených termínov roka 2013, urobené snímky u všetkých plôch 1m², snímky dokumentujú sezónny priebeh vegetácie na TVP na rúbaniskách a na TVP v lesnom poraste. V tejto práci uvádzame fotografie, ktoré dobre dokumentujú sezónny priebeh vegetácie, vplyv teploty, porovnanie hustoty a štruktúry populácie určitého a pod.

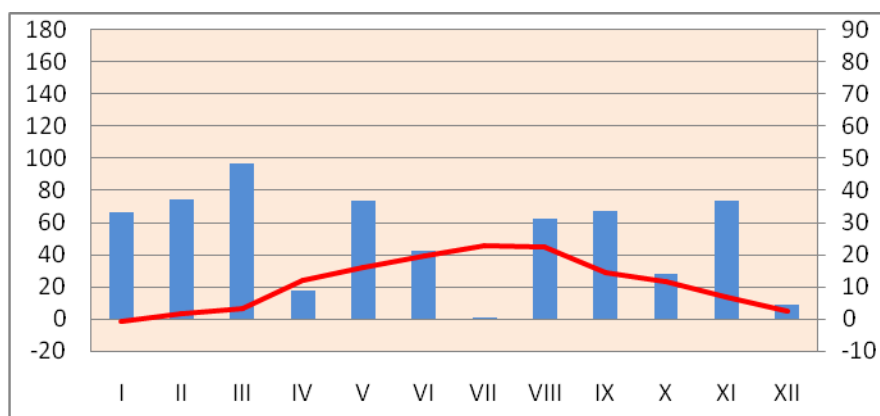
Výsledky a diskusia

Populačnú dynamiku druhu *Ajuga reptans* ilustruje obr 3. Bylinu *Ajuga reptans* som počas celého vegetačného obdobia zdokumentovala v počte 183 jedincov, čo predstavuje 15 jedincov na m². Populácia varírovala od 1 do 19 jedincov. Po prvý krát som bylinu spísala 22. marca, od tohto termínu sa počet zvyšoval až na 19 jedincov v termíne 4. máj (obr 3, A). V tomto termíne sa teplota zvyšovala až na 19 °C a predpokladám, že toto zvyšovanie teploty po nízkej marcovej a nízkej teplote na začiatku apríla spôsobilo intenzívny rozvoj daného druhu (obr 2). Od 15. mája sa počet znižoval až na 3 jedince – 16. júna. Koncom mája a začiatkom júna jednak už nastal intenzívny rozmach okolitej vegetácie a došlo k vytlačeniu daného druhu (obr 3, B). Taktiež sa teplota značne zvýšila a pozorovala som uschnutie a odumretie väčšiny jedincov danej byliny. Daná bylina na rúbaniskových TVP absentovala od 28. júna do 3. augusta. Konštatujem, že úhyn daného druhu má za následok kombinácia konkurencie s ostatnými druhmi, potom vysoká teplota a nakoniec prirodzený životný cyklus danej byliny.

Od termínu 15. august začalo opätovné vyrastanie, počet jedincov sa zvyšoval až na 9 jedincov 28. novembra (obr 3, C a D). Od 15. augusta nastalo zmiernenie teploty po veľmi vysokej teplote na začiatku augusta. Keďže v predchádzajúcom období došlo k uschnutiu a odumretiu časti bylinného podrastu došlo aj k otvoreniu a uvoľneniu priestoru. Konštatujem, že kombinácia miernejšej teploty a voľného priestoru spôsobila intenzívny rast sledovanej byliny. V termíne 11. december sme zdokumentovali 3 jedince a to z dôvodu snehových zrážok, ktoré na niektorých miestach pokryli danú bylinu.

Taxon *Ajuga reptans* predstavuje druh, ktorý sa skoro na jar vyskytuje na rúbaniskách v generatívnej forme, v lete odumrie a následne na jeseň opäť rastie a to vo vegetatívnej forme. Daná bylina patrí medzi letné druhy so včasným začiatkom vegetačného obdobia a jesenným vyrastaním ako uvádzame vyššie (Eliáš, 1997).

Konštatujem, že bylina *Ajuga reptans* dosiahla najvyšší počet jedincov v máji, v júli sme druh nezdokumentovali a v jeseni nastal jeho opätovný rast. Mohutnejšie rastliny sme zdokumentovali na zatienených miestach na rúbaniskách. Tieto skutočnosti uvádzajú Dong a kol. (2002) a Golovko a kol. (2004).



Obr 2 Klimadiagram – rok 2013

Fig 2 Klimadiagram – year 2013



Obr. 3 Populačná dynamika byliny *Ajuga reptans*– TVP č. 9 (Foto: I. Pilková)

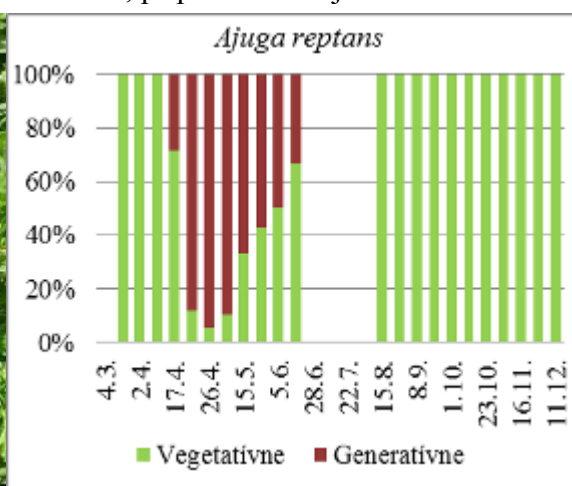
Fig. 3 Population dynamic of herbs *Ajuga reptans*– PRP č. 9 (Foto: I. Pilková)

Generatívne jedince byliny *Ajuga reptans* sa objavujú 17. apríla a to po zvýšení teploty nad 10 °C po nízkej teplote na začiatku tohto mesiaca. Najviac generatívnych jedincov som zdokumentovala 26. apríla (94 %, obr 4 a obr 5) a to v čase vyššej teploty, ktorá sa pohybovala nad 19 °C. Časť jedincov uhynulo spolu s generatívnymi orgánmi, poslednýkrát som jedince dokumentovala 16. júna a to ako uschnuté, príp. uvädnuté jedince.



Obr 4 Generatívne jedince byliny *Ajuga reptans* (Foto: I. Pilková)

Fig 4 Generative individuals of herbs *Ajuga reptans* (Foto: I. Pilková)



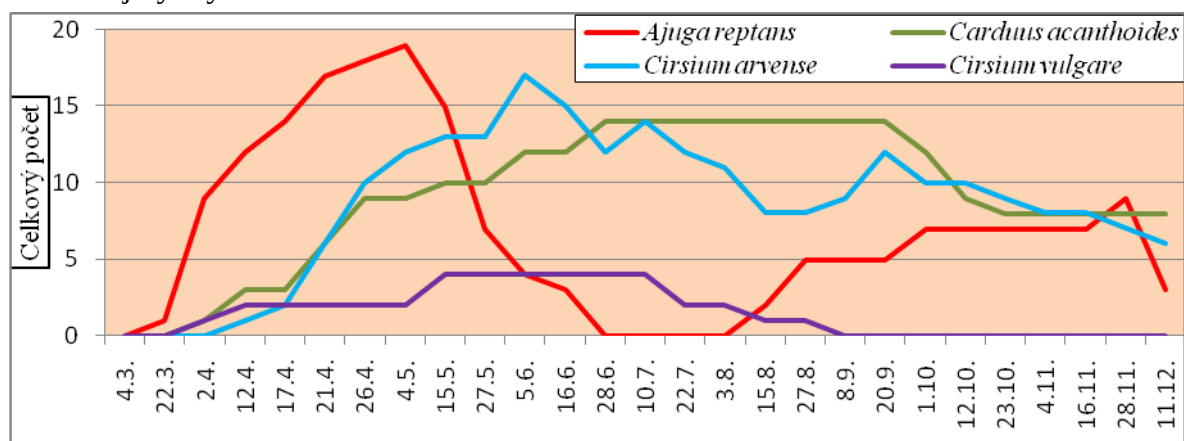
Obr 5 Veková štruktúra byliny *Ajuga reptans*

Fig 5 Age structure of the population of *Ajuga reptans*

Zo synantropných druhov *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense* a *Cirsium vulgare* sa najlepšie darilo prvému taxónu *Carduus acanthoides* (obr 6). Počas sledovaného obdobia roka 2013 som ho zaznamenala v počte 248, čo predstavuje 21 jedincov na m². Jeho počet varíroval od 1 do 14 jedincov. Najviac (14) jedincov sledovanej byliny som spísala v termínoch od 28. júna do 20. septembra. Druhou najrozšírenejšou synantropnou bylinou bol taxón *Cirsium arvense*. Celkový počet daného druhu bol 233 jedincov, čo predstavuje 19 jedincov na m². Počet daného druhu varíroval od 1 do 17 jedincov. Najviac jedincov (17) som spísala 5. júna. Najmenej rozšírených druhom bol druh *Cirsium vulgare*. Jeho celkový počet predstavoval 41 jedincov – 3 jedince na m². Počet daného druhu varíroval od 1 do 4 jedincov. Najviac – 4 jedince som spísala od 15. mája do 10. júla.

Počet daných troch synantropných bylín sa zvyšoval od konca apríla pri zvýšení teploty nad 14°C. V mesiaci jún a začiatkom júla som pozorovala najvyšší počet daných troch taxónov. Taxón *Carduus acanthoides* prosperoval až do začiatku októbra, potom vplyvom nižšej teploty začal jeho počet klesať (obr 6 a obr 7).

V prípade ďalších dvoch bylín sledujeme iný vývoj. Časť populácie byliny *Cirsium arvense* uhynula po vysokej augustovej teplote a následne ku koncu septembra dochádza k rastu mladých jedincov. Ako môžeme vidieť na obr 8, v termíne 22. júl môžeme vidieť plne vyvinuté jedince tohto taxónu, už v termíne 27. august sledujeme odumreté listy a výhonky. Taxón *Cirsium vulgare* odumrel v mesiaci august a v jeseni som nedokumentovala opätovný rast danej byliny.



Obr 6 Celkový počet druhov na rúbaniskových s nízkym výskytom

Fig 6 Total number species on the clearcuts with low incidence



Obr 7 Synantropný taxón *Carduus acanthoides* – TVP č. 9 (Foto: I. Pilková)

Fig 7 Synanthropic taxon *Carduus acanthoides* – PRP č. 9 (Foto: I. Pilková)

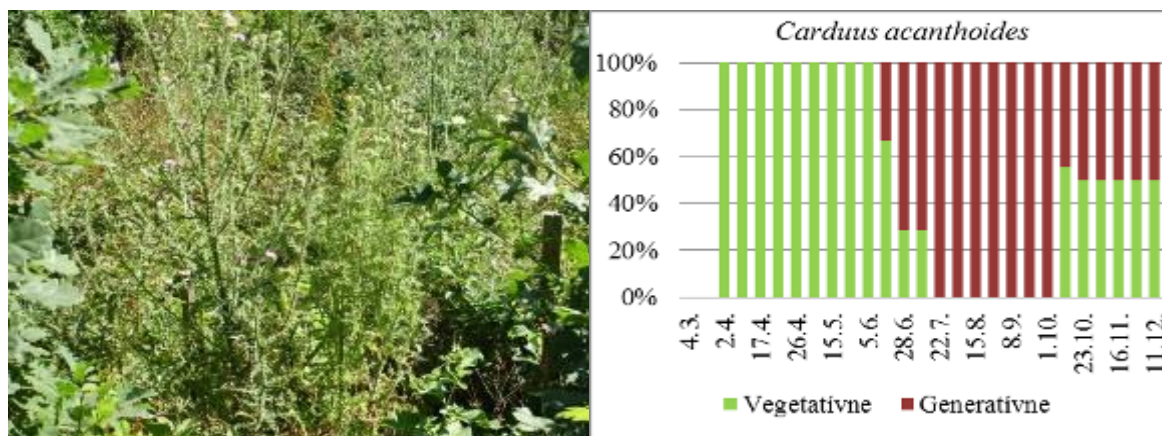


Obr 8 Synantropný taxón *Cirsium arvense* – TVP č. 2 (Foto: I. Pilková)

Fig 8 Synanthropic taxon *Cirsium arvense* – PRP č. 2 (Foto: I. Pilková)

Dané tri synantropné byliny sú svetlomilné a teplomilné taxóny. Preto k najintenzívnejšiemu rastu a vývoju vegetatívnych či generatívnych orgánov dochádza v období vysokých teplôt a to v mesiacoch jún a júl. Časť uschnutých výhonkov dvoch bylín *Carduus acanthoides* a *Cirsium arvense* pretrváva cez zimu a až na začiatku jari.

Z daných troch synantropných druhov generatívne jedince tvoril na plôškach TVP iba taxón *Carduus acanthoides* (obr 9 a obr 10). V termínoch od 22. júla do 1. októbra generatívne jedince dosiahli až 100 %. K diseminácii zreých plodov dochádzalo najmä na miestach, ktoré boli na otvorenom stanovišti a tým neboli chránené pred vetrom. K najväčšej diseminácii dochádzalo počas jesene (najmä október) a to v období intenzívnejšieho vetra (obr 11, A). Časť jedincov odumiera s vytvorenými generatívnymi orgánmi (obr 11, B).



Obr 9 Generatívne jedince byliny
Carduus acanthoides (Foto: I. Pilková)

Fig 9 Generative individuals of herbs
Carduus acanthoides (Foto: I. Pilková)

Obr 10 Veková štruktúra byliny
Carduus acanthoides

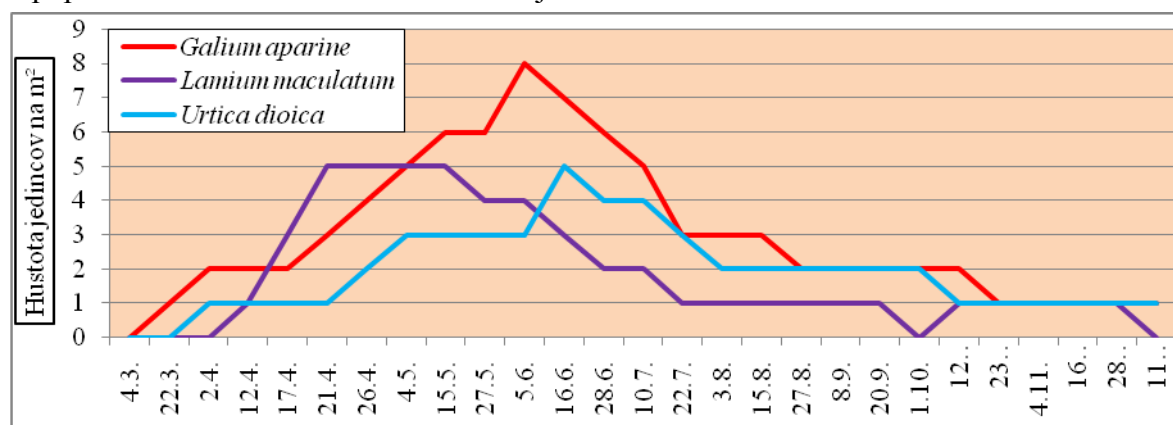
Fig 10 Age structure of the population
of *Carduus acanthoides*



Obr 11 Generatívne jedince byliny *Carduus acanthoides* (Foto: I. Pilková)

Fig 11 Generative individuals of *Carduus acanthoides* (Foto: I. Pilková)

Nasledovné druhy *Galium aparine*, *Lamium maculatum* a *Urtica dioica* boli zaznamenané vo vyššej pokryvnosti a preto obr 12 už zobrazuje hustotu jedincov na m². Najrozšírenejším druhom bol taxón *Galium aparine*. Celkový počet za sledované obdobie roka 2013 predstavoval 982 jedincov, čo je až 82 jedincov na m². Populačná hustota daného taxónu varíovala od 1 do 8 jedincov na m². Druhým najrozšírenejším druhom bol taxón *Urtica dioica*. Bylinu som zdokumentovala v počte 562, čo predstavuje 47 jedincov na m². Hustota danej byliny varíovala od 1 do 5 jedincov na m². Z daných troch bylín bol najmenej rozšírený taxón *Lamium maculatum*. Jeho celkový počet predstavoval 556 - 46 jedincov na m² a populačná hustota varíovala od 1 do 5 jedincov na m².



Obr 12 Hustota populácie taxónov na rúbaniskových s vysokým výskytom

Fig 12 Density of population of taxon on the clearcut with big incidence

Najrozšírenejší taxón *Galium aparine* som po prvý krát zdokumentovala 22. marca v počte jeden jedinec na m². V tomto období sa teplota pohybovala nad 1 °C. Následne po tomto termíne sa počet jedincov na m² zvyšoval. Maximum jedincov na m² (8) som zdokumentovala 5. júna a to v čase vyšších teplôt (obr 13). Od termínu 16. júna sa počet jedincov znižoval až na 1 jedinca na m² od konca októbra. V mesiaci júl som zaznamenala už usychanie jedincov. Dané usychanie bolo najintenzívnejšie začiatkom augusta a to v období extrémnych teplôt. Od augusta som preto pozorovala až iba uschnuté, príp. odumreté listy a výhonky (obr 13).

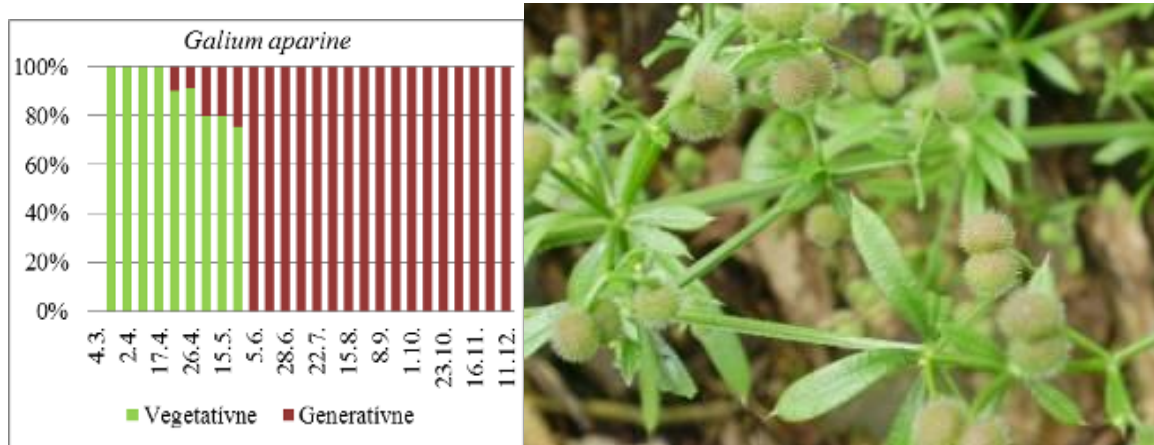


Obr 13 Vývoj taxónu *Galium aparine* – TVP č. 2 (Foto: I. Pilková)

Fig 13 Development of taxon *Galium aparine* – PRP č. 2 (Foto: I. Pilková)

Generatívne jedince tohto taxónu som pozorovala od 21. apríla, tzn. v čase zvyšujúcej sa teploty nad 15 °C. Sto % generatívnych jedincov sme pozorovali od termínu 5. jún až do konca terénnych pozorovaní (obr 14). Najintenzívnejšie kvitnutie a plodenie sa vyskytlo vo vysokých teplotách mesiaca jún a júl. Daný taxón odumrel spolu s časťou generatívnych orgánov v štádium zrelých plodov.

Bylinu *Urtica dioica* sme po prvý krát spozorovali od termínu 2. apríl v počte jeden jedinec na m². Najviac jedincov sme pozorovali taktiež v čase vysokých teplôt a to 16. júna v počte 5 jedincov na m² (obr 15). Od termínu 28. jún sa počet jedincov znižoval až na 1 jedinca na m² v mesiacoch október až december.



Obr 14 Veková štruktúra a generatívne orgány taxónu *Galium aparine* (Foto: I. Pilková)

Fig 14 Age structure and generative individuals of taxon *Galium aparine* (Foto: I. Pilková)

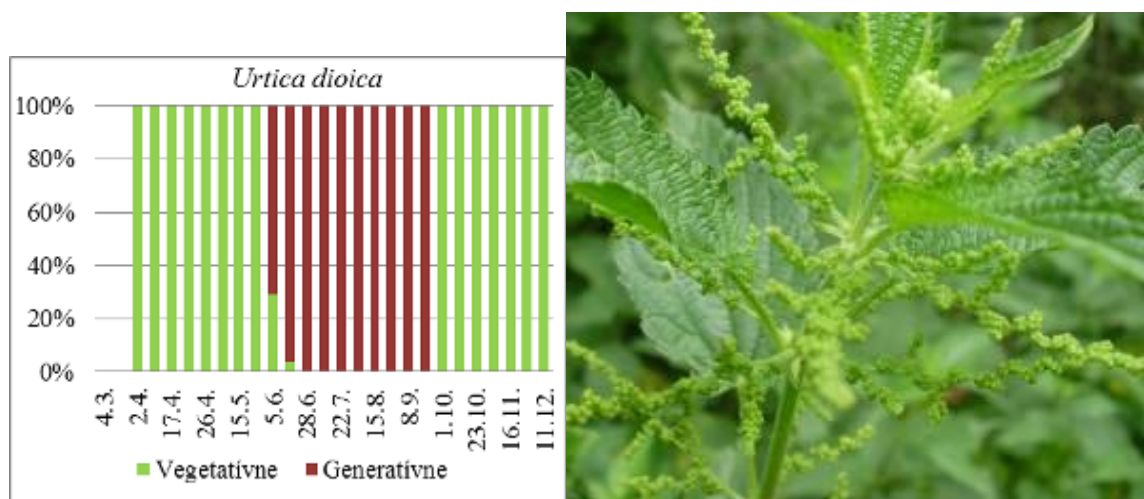
V mesiaci júl už pozoruje uschýňanie a odumieranie časti populácie byliny *Urtica dioica*. K najintenzívnejšiemu uschýňaniu dochádza po vysokých teplotách na začiatku augusta. V novembri už pozoruje úplný opad uschnutých listov sledovanej byliny. V tomto mesiaci sme na plôškach pozorovali už iba odumreté výhonky daného taxónu (obr 15).



Obr 15 Vývoj taxónu *Urtica dioica*–TVP č. 6 (Foto: I. Pilková)

Fig 15 Development of taxon *Urtica dioica*– PRP č. 6 (Foto: I. Pilková)

Generatívne jedince taxónu sompozorovala od 5. júna do termínu 20. september (obr 16). Generatívne jedince sme taktiež zdokumentovali v čase vysokých teplôt. K úplnému vysemeneniu dochádzalo v mesiaci september. V tomto období už boli jedince danej byliny uschnuté a zrelé plody boli intenzívne vysemeňované vetrom. Pozorovala som jednak vysemeňovanie vetrom. U časti uschnutých jedincov došlo k uvoľneniu semien a ich opadu na zem.



Obr 16 Veková štruktúra a generatívne orgány taxónu *Urtica dioica* (Foto: I. Pilková)

Fig 16 Age structure and generative individuals of taxon *Urtica dioica* (Foto: I. Pilková)

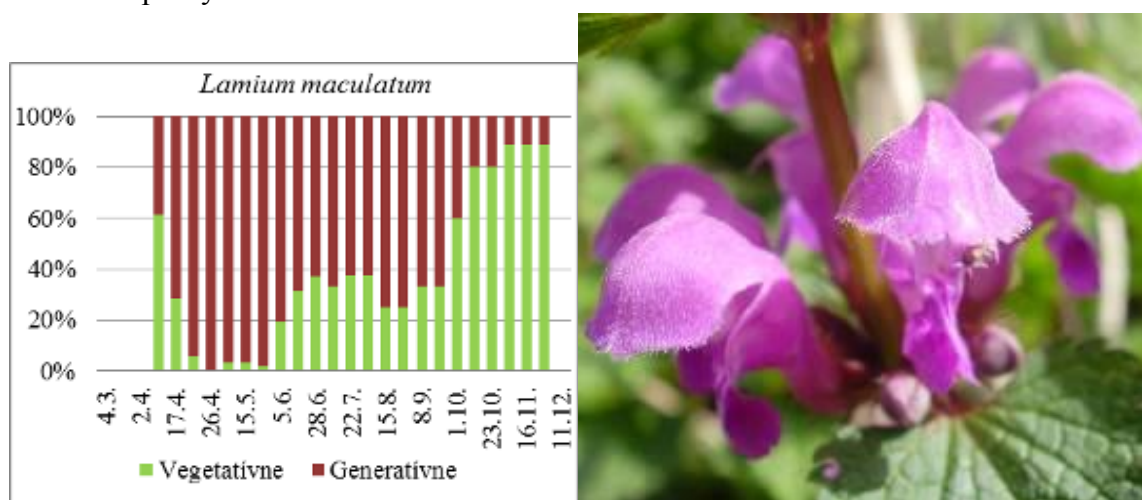
Bylinu *Lamium maculatum* som zaznamenala od 12. apríla, tzn. v čase zvýšenia teploty nad 10 °C. Najviac jedincov – 5 jedincov na m² som spísala v termínoch 26. apríl, 4. a 15. máj (obr 17). Od termínu 27. máj počet jedincov klesal až na 1 jedinca na m² a to 28. novembra. Počas posledného termínu pozorovania – 11. decembra som bylinu nezdokumentovala. Konštatujem, že na úhyn danej byliny má vplyv prirodzená dĺžka jej životného cyklu a potom je to intenzívne vytlačenie okolitou vegetáciou. Ako môžeme vidieť z obr 17 v termíne 10. júl došlo k väčšiemu rastu krovín, dané kroviny – najmä *Carpinus betulus*, *Quercus cerris* vytlačili väčšinu jedincov daného druhu.



Obr 17 Vývoj taxónu *Lamium maculatum* – TVP č. 9 (Foto: I. Pilková).

Fig 17 Development of taxon *Lamium maculatum*– PRP č. 9 (Foto: I. Pilková).

Generatívne jedince sledovanej byliny som zaznamenala od 12. apríla do 28. novembra (obr 18). Bylina počas sledovaného obdobia roka 2013 tvorila neustále generatívne orgány. Počas termínu 28. november som ešte zaznamenala generatívne jedince, ktoré boli však 11. decembra pokryté snehom.



Obr 18 Veková štruktúra a generatívne orgány taxónu *Lamium maculatum* (Foto: I. Pilková)

Fig 18 Age structure and generative individuals of taxon *Lamium maculatum* (Foto: I. Pilková)

Dve byliny *Galium aparine* a *Urtica dioica* patria medzi svetlo a teplomilné druhy a preto k najintenzívnejšiemu rozvoju ich populácií a najväčšej tvorbe generatívnych orgánov dochádza počas letných mesiacov v čase vysokých teplôt. Pričom bylina *Lamium maculatum* patrí medzi druhy s výskytom najmä v jarnom období a jej optimum je najmä koncom apríla a začiatkom mája pri teplote nad 15 °C.

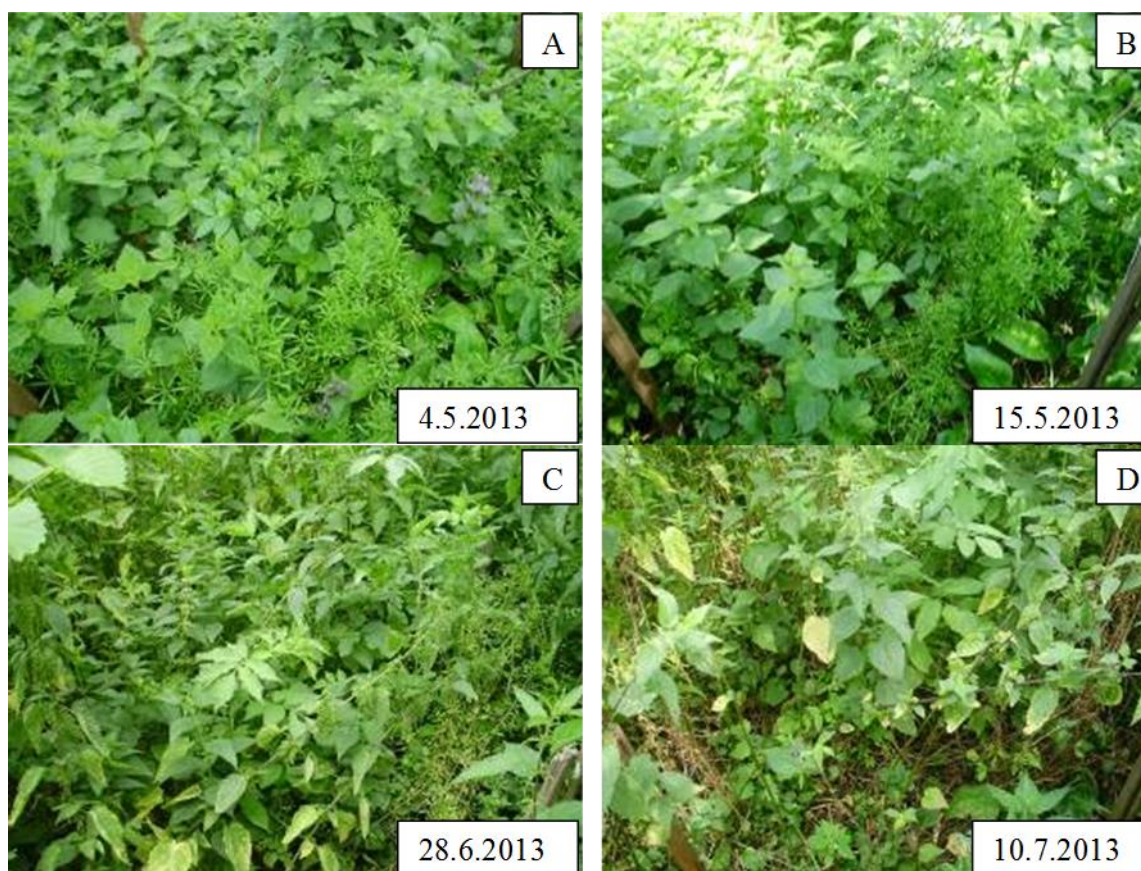
Na plôške TVP č. 6 som pozorovala v populáciách bylín *Galium aparine* a *Urtica dioica* riadiace a kompezačné mechanizmy a to samozahusťovanie rastom rastlín, samorozvrstvovanie a samozriedovanie. Samozahusťovanie porastu predstavuje vyplňovanie priestoru zaujatého populáciou (porastom) rastom jednotlivých rastlín, ich rozkonárovaním a najmä zväčšovaním počtu a plochy listov a pod. Odpovede rastlín na zahustenie sa na úrovni porastu prejavujú v rozvrstvení porastu podľa veľkosti rastlín i podľa distribúcie aktívneho asimilačného aparátu do dvoch či viacerých vrstiev. Často sa vytvára vrstva dominujúcich,

veľkých rastlín a vrstva potlačených, malých rastlín pokračujúceho rastu jednotlivých rastlín zosilňuje vnútrodruhovú kompetíciu o zdroje prostredia. Dochádza k zriedovaniu porastu, t. j. k postupnému poklesu počtu jedincov na plochu zaujatú porastom. Samozriedovanie označuje úhyn (mortalitu) rastlín v poraste, ktorý je vyvolaný samotným rastom (jeho hustotou) (Eliáš, 1994).

Samozahusťovanie som sledovala v termínoch mája (4. a čiastočne 15. mája, obr 19, A a B). Na daných obrázkoch sledujeme rast daných bylín, zväčšovanie populácie. Už na obr 19 B môžeme sledovať, avšak vo veľmi malej miere, že bylina *Galium aparine* začína zmenšovať listovú plochu a dochádza k jej uschýňaniu.

Rozvrstvenie porastu podľa veľkosti rastlín (Eliáš, 1994) môžeme sledovať čiastočne na obr 19 B. Na danom obrázku môžeme vidieť, že sa nám vytvára vrstva dominujúcich jedincov byliny *Urtica dioica* a už dochádza čiastočne k potlačeniu taxónu *Galium aparine*. Na obr 19 C už môžeme sledovať samozriedovanie porastu (Eliáš, 1994). V termíne 28. júna už dominujú iba jedince byliny *Urtica dioica*.

Na ďalších obrázkoch 19 D, E a F sledujeme odumretie sledovaných bylín *Galium aparine* a *Urtica dioica*. Na obrázkoch môžeme sledovať, že dochádza jednak k odumretiu sledovaných taxónov a potom dochádza k rozvoju okolitej vegetácie. Na obr 19 D pozorujeme ešte časť zelených jedincov taxónu *Urtica dioica*, ale dochádza k rastu a rozvoju asimilačného aparátu dreviny *Sambucus nigra*. Na obr 19 E už sledujeme koncom augusta čiastočne uschnuté listy danej dreviny a dochádza k rastu a zväčšovaniu listov inváznej dreviny *Ailanthus altissima*. Koncom októbra (obr 19 F) sa dreviny a bylinný podrast začína pripravovať na obdobie zimného kľudu.





Obr 19 Samozahusťovanie, samorozvrstvovanie a samozried'ovanie v populácii taxónov *Galium aparine* a *Urtica dioica* – TVP č. 6 (Foto: I. Pilková)

Fig 19 Self-thickening, self-layering, self-thinning in the populations taxons *Galium aparine* and *Urtica dioica* – TVP č. 6 (Foto: I. Pilková)

Hustota a štruktúra rúbaniskových a synantropných druhov na rúbaniskách nie je dobre preskúmaná. Okrem byliny *Ajuga reptans*, nie je možné porovnať výsledky s odbornými prácami. Do budúcnosti je plánované opakovať daný výskum hustoty a štruktúry a následne dôjde k porovnaniu výsledkov.

Záver

Príspevkom sa chcelo poukázať na rozširovanie rúbaniskových a synantropných taxónov na rúbaniskách Bábskeho lesa. Dospela som k viacerým záverom:

Najrozšírenejším druhom bol taxón *Galium aparine*. Celkový počet za sledované obdobie roka 2013 predstavoval 982 jedincov, čo je až 82 jedincov na m². Druhým najrozšírenejším druhom bol taxón *Urtica dioica*. Bylinu som zdokumentovala v počte 562, čo predstavuje 47 jedincov na m². Potom nasledovala bylina *Lamium maculatum*. Jej celkový počet predstavoval 556 - 46 jedincov na m².

- V populáciach bylín *Galium aparine* a *Urtica dioica* som pozorovala riadiace a kompezačné mechanizmy a to samozahusťovanie rastom rastlín, samorozvrstvovanie a samozried'ovanie.
- Dve byliny *Galium aparine* a *Urtica dioica* patria medzi svetlo a teplomilné druhy a preto k najintenzívnejšiemu rozvoju ich populácií a najväčšej tvorbe generatívnych orgánov dochádza počas letných mesiacov v čase vysokých teplôt. Pričom bylina *Lamium maculatum* patrí medzi druhy s výskytom najmä v jarnom období a jej optimum je najmä koncom apríla a začiatkom mája pri teplote nad 15 °C.
- Medzi menej rozšírené druhy na rúbaniskách patrili *Ajuga reptans*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*. Z týchto druhov sa najlepšie darilo taxónu *Carduus acanthoides*. Počas sledovaného obdobia roka 2013 som ho zaznamenala v počte 248, čo predstavuje 21 jedincov na m².
- Dané tri synantropné byliny *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense* a *Cirsium vulgare* sú svetlomilné a teplomilné taxóny. Preto k najintenzívnejšiemu rastu a vývoju vegetatívnych či generatívnych orgánov dochádza v období vysokých teplôt a to v mesiacoch jún a júl. Časť uschnutých výhonkov dvoch bylín *Carduus acanthoides* a *Cirsium arvense* pretrváva cez zimu a až na začiatku jari úplne odumierajú.

Z daných troch synantropných druhov generatívne jedince tvoril na plôškach TVP iba taxón *Carduus acanthoides*.

- Taxón *Ajuga reptans* predstavuje druh, ktorý sa skoro na jar vyskytuje na rúbaniskách v generatívnej forme, v lete odumrie a následne na jeseň opäť rastie.

Literatúra

- Biskupský, V. 1970. Work in the field of forest research at the Báb research project. In *Res. Project Báb, Progr. Rep. I*. Bratislava, 1970. s. 71-83.
- Dong, M. a kol. 2002. Root and shoot plasticity of the stoloniferous herb *Ajuga reptans* L. planted in a heterogeneous environment. In *Flora*. 2002, č. 197, s. 7-46.
- Eliáš, P. 1997. *Funkčné skupiny rastlín vo fytoocenózach Bratislava*. Slov. ekolog. spoločnosť pri SAV, 1997. 152 s. ISBN 80-967883-1-0-55-1.
- Eliáš, P. 2010a. Zmeny biodiverzity v Bábskom lese a blízkom okolí (Nitrianska pahorkatina, Juhozápadné Slovensko). In *Starostlivosť o biodiverzitu vo vidieckej krajine*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2010, s. 151-158. ISBN 978-80-552-0445-1.
- Eliáš, P. 2010b. Fenotypové plastické odpovede netýkavky malokvetej (*Impatiens parviflora*) na zmeny prostredia po ťažbe stromov v lese. In *Rosalia*. Nitra. ISBN 978-80-970672-1-2, 2010, roč. 21, s. 33-46.
- Eliáš, P. 1994. Samozahusťovanie, samorozvrstvovanie a samozriedovanie v rastlinných populáciách. In *Populačná biológia III*, Bratislava. s. 29 – 33.
- Golovko, T.K. a kol. 2004. The effect of light regime on source-sink relations in the shade enduring *A. reptans* plant. In *Russian Journal of Plant Physiology*. 2004, roč. 51, č. 5, s. 604-608.
- Kubiček, F. – Brechtel, J. 1970. Charakteristika skupín lesných typov výskumnej plochy v Bábke pri Nitre. In *Biológia*. Bratislava, 1970, s. 27-38.
- Marhold, K., Hindák, F. a kol. 1998. *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava: Veda, 1998. 687 s.
- Pilková, I. 2014. *Štruktúra a dynamika lesnej vegetácie modelového územia Báb*. Dizertačná práca (in press).

ANALÝZA VÝSKYTU POVODNÍ V POVODÍ DOLNÉHO TOKU HRONA A NÁVRH ZÁKLADNÝCH OPATRENÍ NA ZMIERNENIE ICH NÁSLEDKOV

THE ANALYSIS OF FLOOD OCCURRENCE IN LOWER HRON BASIN AND PROPOSITION OF BASIC MEASURES THAT WOULD REDUCE THE IMPACT OF FLOODS

Michaela Gašparová, Juraj Ladomerský

Mgr. Michaela Gašparová, Katedra životného prostredia FPV UMB, Tajovského 55, 974 01 Banská Bystrica, michaela.gasparova08@gmail.com,

prof. Mgr. Juraj Ladomerský, CSc., Katedra životného prostredia FPV UMB, Tajovského 55, 974 01 Banská Bystrica, jladomersky@yahoo.co.uk

Abstrakt: Príspevok sa zaoberá vyhodnotením hydrologických údajov vo vybraných profiloch a analýzou výskytu povodní v povodí dolného toku Hrona za posledných desať rokov. Zámerom tohto príspevku je na základe dosiahnutých výsledkov z vyhodnotenia hydrologických údajov, z analýzy výskytu povodní a z identifikácie území so zvýšeným povodňovým rizikom, ako aj na základe predpokladaných vplyvov klimatických zmien na povodňový režim navrhnúť opatrenia na riešenie hydrologických problémov. Záver poukazuje na zistenie, že na Slovensku nie sú v súčasnosti na mnohých územiach vytvorené vhodné podmienky a opatrenia, ktorými by sa predišlo opakujúcim sa záplavám. Je to najmä dôsledok nepremyslených zásahov do krajiny, nízkej informovanosti obyvateľstva o prepojení zložiek krajinskej sféry a v neposlednom rade nedostatok finančných prostriedkov určených na obnovu a ochranu životného prostredia.

Kľúčové slová: hydrológia, povodie, dolný Hron, povodeň

Abstract: Paper deals with the hydrological data evaluation in selected areas and the analysis of flood occurrence in Lower Hron basin during the last decade. The aim of this paper is based on the results gained from the hydrological data evaluation, the flood occurrence analysis, the identification of high flood risk areas, and from the anticipated impact of climate change on flood regime we suggest measures that address hydrological problems. In conclusion we point out that sufficient conditions and measures that would prevent recurring floods are currently missing in many areas in Slovak Republic. Current situation is implication of thoughtless intervention in the country, low awareness of the population of how the components of landscape sphere are interconnected and last but not least the lack of funds used for restoration and protection of environment.

Key words: hydrology, riverbasin, Lower Hron, flood

Úvod

V rôznych scenároch vývoja budúcej klimateckej zmeny sa všeobecne uvádza striedanie období sucha a prudkých povodní. Vzhľadom na veľkú členitosť územia Slovenska môže byť každé povodie a jeho jednotlivé úseky špecifické vo vzťahu k povodniam. Rieka Hron je druhou najdlhšou riekou na území Slovenska v celkovej dĺžke 279,5 km a zároveň riziková z hľadiska povodní. Zákon č. 7/2010 Z.z. o ochrane pred povodňami definuje povodeň ako dočasné zaplavenie zväčša nezaplaveného územia v dôsledku pôsobenia prírodných činiteľov, medzi ktoré patria hlavne zrážky, topenie snehu, zátarasy vytvorené ľadovými kryhami, ľadové zápchy a tiež rôzne prekážky obmedzujúce plynulý odtok vody. Jedinou príčinou povodne, ktorú môže spôsobiť zlyhanie technického zariadenia je porucha na vodnej stavbe spôsobená vyliatím vody z koryta vodného toku (Kuníková, 2002).

Pre povodie Hrona je najrizikovejším záplavovým územím dolný tok, nakoľko sa jedná o rovinné územie (Hlavčová et al., 2008). Územie povodia dolného Hrona je z hľadiska regionálneho geologického členenia súčasťou podunajskej panvy. Rieka Hron pramení na juhovýchodnom úpätí Kráľovej hole v nadmorskej výške 980 m n.m. a ústi do Dunaja pod Štúrovom v nadmorskej výške 106 m n.m. Hlavným zdrojom vody v rieke Hron je sneh i dážď, keďže má snehovo-dažďový režim odtoku (Lepeška, 2013).

Cieľom tohto príspevku je analyzovať doterajší vývoj povodní vo vybraných profiloch Hrona (na dolnom toku – v podstate od Novej Bane až po ústie) na základe hydrologických údajov a archívnych údajov o povodniach za posledných desať rokov, terénneho prieskumu a vytvorenej vlastnej fotodokumentácie poskytnúť základné odporúčania pre zníženie rizík a dopadov záplav v tomto území. Realizácia navrhnutých opatrení podľa odporúčaní by mala v dlhodobom horizonte priniesť elimináciu následkov povodní a predchádzanie samotného vzniku tejto neželanej udalosti.

Metodika

Riešenie problémov definovaných v celi práce bolo splnené nasledovným postupom:

- spracovanie interných materiálov Slovenského vodohospodárskeho podniku, š. p., odštepny závod Levice – Správa povodia dolného Hrona a dolného Ipľa Levice a Slovenského hydrometeorologického ústavu v Banskej Bystrici a v Bratislave, povodňových správ z SHMÚ a súhrnných správ z povodňových aktivít vypracovaných SVP š.p., OZ Levice – Správou povodia dolného Hrona a dolného Ipľa v Leviciach
- vyhodnotenie hydrologických údajov vo vybraných profiloch troch vodomerných staníc – Brehy a Kamenín za obdobie 2004 až 2013 a Veľké Kozmálovce za obdobie 2009 až 2013
- vytvorenie prehľadu všetkých povodní v období rokov 2004 – 2013 s príčinami vzniku každej povodne a s posúdením nepriaznivých vplyvov
- terénny prieskum a vytvorenie fotodokumentácie, ktorá obsahuje obrázky z významných miest pozdĺž celého povodia dolného toku Hrona ako východisko pri identifikácii území so zvýšeným povodňovým rizikom
- vyhodnotenie výskytu povodní na dolnom toku Hrona za posledných desať rokov a určenie úsekov so zvýšeným povodňovým rizikom
- porovnávací analýza publikovaných hydrologických údajov odtokového režimu rieky Hron za referenčné obdobie 1931 – 1980 a nami spracovaným obdobím referenčným 1961 – 2000
- návrh opatrení na riešenie hydrologických problémov na základe dosiahnutých výsledkov z vyhodnotenia hydrologických údajov, z analýzy výskytu povodní a z identifikácie území so zvýšeným povodňovým rizikom, ako aj z predpokladaných vplyvov klimatických zmien na povodňový režim.

Pre účely tejto práce sme za povodeň považovali takú hydrologickú situáciu na vodnom toku, kedy bol dosiahnutý aspoň I. stupeň povodňovej aktivity.

Výsledky a diskusia

Povodie Hrona môžeme charakterizovať ako veľmi členité. Na území povodia Hrona sa z morfológicko-morfometrického hľadiska vyskytujú všetky typy reliéfu od rovín cez pahorkatiny, vrchoviny, nižšie hornatiny, vyššie hornatiny až po veľhornatiny v Nízkych Tatrách a vo Veľkej Fatre (Plán manažmentu čiastkového povodia Hrona, 2009). Ako referenčné vodomerné stanice dolného toku Hrona sme zvolili:

- vodomernú stanicu Brehy, ktorá je považovaná za akýsi pomyselný začiatok povodia dolného toku Hrona,
- vodomernú stanicu Kamenín, ktorá je považovaná za jeho koniec
- vodomernú stanicu Veľké Kozmálovce na základe jej významnosti, nakoľko je prvou prietoknou nádržou na toku od prameňa Hrona.

Zisťovali sme, či sa za posledné desaťročia zmenil prietok Hrona v porovnaní s obdobím od začiatku sledovania od r. 1931. Z tab 1 vyplýva, že dlhodobé priemerné prietoky poklesli takmer o 10 %. Zrejme pre tento stav neexistuje len jediná príčina, ale ich analýza je mimo rozsah tohto príspevku.

Tab 1 Dlhodobé priemerné prietoky na toku Hron za vybrané obdobia a ich vzájomnéporovnanie (Zdroj: The Study on the regional environmental management plan for the Hron riverbasin in the Slovak republic, 2000.)

Tab 1 Long-termaverage flow in the Hron river for selected periods and their comparison (Source: The Study on the regional environmental management plan for the Hron riverbasin in the Slovak republic, 2000.)

Stanica	Qa [m ³ .s ⁻¹]		Pomerné hodnoty v %
	1931 – 1980	1961 – 2000	1961 – 2000 / 1931 - 1980
Brehy	49,97	45,898	91,85
Kozmálovce	51,58	47,160	91,43
Kamenín	54,71	49,626	90,71

Pri dlhodobých mesačných prietokoch je v 11 mesiacoch vyššia vodnatosť za jednotlivé mesiace v období rokov 1931 – 1980 v porovnaní s vodnatosťou v období rokov 1961 – 2000. Zaujímavé je, že v mesiaci október sú v novšom období (1961 – 2000) značne vyššie stavy prietokov ako v staršom období (1931 – 1980). Zdá sa, že výskyt zrážok sa v novšej dobe presúva do obdobia, keď z hľadiska prírody a poľnohospodárstva nie je až tak potrebný.

Hlavčová et al. (2008) uvádza, že frekvencia a intenzita zrážkových udalostí schopných vyvolať extrémny odtok a následne povodeň sa za posledné roky na Slovensku výrazne zvýšila. S povodňami sa stretávame po celý rok, avšak každá povodeň je iná (obr 1).

Mechanizmy vzniku povodní rovnakého druhu sú síce podobné, ale ich priebeh, účinok a dopad na socioekonomickú sféru je spravidla špecifický.

Na Slovensku je možné uviesť tri základné cesty vody, po ktorých povodne zaplavujú územie:

1. povrchovým odtokom spôsobeným zrážkami, intenzívnym topením sa snehu a ich vzájomnou kombináciou:

- a) pritekaním vody po teréne zo svahov,
- b) zamedzením al. obmedzením odtoku vody z územia do vodných tokov,

2. vystúpením vody z korýt vodných tokov na brehy:

- a) pri zväčšení prietoku vody nad prietokovú kapacitu koryta,
 - b) po vzniku prekážky v koryte vodného toku aj pri relatívne malom prietoku,
3. vystúpením hladiny podzemnej vody nad povrch terénu:
- a) v dôsledku dlhotrvajúceho vysokého vodného stavu v okolitých tokoch,
 - b) po vysokom al. úplnom nasýtení pôdy vodou v predchádzajúcom období, keď ďalšia voda z atmosférických zrážok už nemôže vsakovať, pretože zóna nasýtenia vyplnila celý pôdny profil (Analýza stavu protipovodňovej ochrany na území Slovenskej republiky, s.a.).

V posledných rokoch je zvýšená frekvencia výskytu extrémnych zrážkoodtokových situácií dávajú do súvislosti s globálnou zmenou klímy. Objavuje sa nový fenomén, za ktorý sa považujú tzv. prívalové povodne. Stretávame sa s nimi takmer každý rok, hoci v minulosti to bol pomerne zriedkavý jav (Majerčáková, Poórová a Škoda, 2009).

Rieka Hron dosahuje najväčšie prietoky v jarných mesiacoch ako je marec, apríl, prípadne máj. Vtedy sa vytvárajú prietokové vlny z topenia snehu, resp. prietokové vlny zmiešaného typu z topenia snehu a dažďa, ku ktorým dochádza v dôsledku topenia snehovej pokrývky v okolitých pohoriach. Naopak najnižšie vodné stavy sú koncom leta a začiatkom jesene. Kombináciou zrážok, topiaceho sa snehu, prípadne zámrazom na toku vznikajú povodne najčastejšie počas zimy a na jar. V lete a na jeseň vznikajú zase povodne v dôsledku výdatných búrok, ale aj dlhotrvajúcich dažďov a spravidla majú menší objem povodňovej vlny.

Podľa Bačika (2010) jednou z novodobých príčin vzniku povodní je odpad na nelegálnych skládkach. Odpad je pri výdatných zrážkach odplavený vodou do nižších úsekov toku a zachytáva sa na brehových porastoch, umelých či prírodných prekážkach, čím môže dôjsť k zhoršeniu odtokových pomerov a k zvýšenému ohrozeniu okolitého územia.

Tab 2 Prehľad povodní na dolnom Hrone za posledných desať rokov (Zdroj: vlastné spracovanie, 2014)

Tab 2 Over view of floods in lower Hron river during the last decade (Source: author analyse, 2014)

Doba výskytu povodne	Profil (vodný tok)	$Q_{\max}$ [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	Stupeň PA
2004/II.	V. Kozmálovce (Hron)	242,9	III.
2005/III.	Kalinčiakovo (Sikenica)	53,54	I.
2005/V.	Kalinčiakovo (Sikenica)	41,46	III.
2006/I.	Kalinčiakovo (Sikenica)	49,25	III.
	Hr. Kľačany (Podlužianka)	17,25	II.
2006/III.	Brehy (Hron)	472,8	II.
	Kamenín (Hron)	403,6	I.
2008/III.	Brehy (Hron)	308,0	I.
2009/XII.	Brehy (Hron)	824,0	III.
	Hr. Kľačany (Podlužianka)	12,5	I.
	Júr nad Hronom (Hron)	691,0	III.
	Kalinčiakovo (Sikenica)	34,46	I.
	Kamenín (Hron)	760,0	III.
2010/VI.	Brehy (Hron)	469,3	II.
	Hr. Kľačany (Podlužianka)	23,6	III.
	Júr nad Hronom (Hron)	422,1	I.
	Kalinčiakovo (Sikenica)	53,05	III.
	Kamenín (Hron)	530,0	II.

Doba výskytu povodne	Profil (vodný tok)	$Q_{\max} [m^3 \cdot s^{-1}]$	Stupeň PA
2011/III.	Brehy (Hron)	395,5	I.
	Hr. Kľačany (Podlužianka)	10,73	I.
	Júr nad Hronom (Hron)	348,4	I.
	Kalinčiakovo (Sikenica)	31,92	I.
	Kamenín (Hron)	357,2	I.
2013/II.	Brehy (Hron)	349,6	I.
	Hr. Kľačany (Podlužianka)	7,515	I.
	Kalinčiakovo (Sikenica)	36,3	II.
	Kamenín (Hron)	341,0	I.
2013/VI.	Hr. Kľačany (Podlužianka)	14,4	I.
	Kalinčiakovo (Sikenica)	30,3	I.

Na území povodia dolného toku Hrona bolo v časovom rozpätí rokov 2004 – 2013 zaznamenaných celkovo 11 významných povodní, pričom v rokoch 2007 a 2012 boli len menej závažné povodňové situácie. V r. 2004 bolo príčina povodne spôsobená náhlym topením snehu začiatkom februára, sprevádzaná zrážkovou činnosťou a vznikom ľadového záatarasu. V marci r. 2005 sa vyskytli dve povodne v dôsledku pretrvávajúcich dažďov počas celého týždňa. V máji sa počas povodne v dôsledku lokálnych zrážok vytvorili bariéry a záatarasy z plavenín. Začiatkom 1. týždňa v r. 2006 sa začala vplyvom náhleho oteplenia a výskytu dažďových alebo zmiešaných zrážok rýchlo topiť snehová pokrývka a nastal zvýšený splach z povodia, čím sa výrazne zvýšili prietoky na niektorých vodných tokoch. Koniec marca priniesol so sebou druhú výraznú povodňovú situáciu z roku 2006, ktorou bola tzv. jarná povodeň. Prevaha zamračeného počasia s výskytom dažďových zrážok a vplyv náhleho oteplenia spôsobili rýchle topenie snehových zásob v povodí. To malo za následok značné zvýšenie prietokov na vodných tokoch (tab 2). Pri prvej povodni z roku 2009 sa vplyvom náhleho oteplenia v druhej polovici januára narušila ľadová celina pozdĺž celej dĺžky povodia a vytvárali sa ľadochody a ľadové záatarasy. Postupne sa ľadochod dostával z horných častí tokov aj na územie povodia dolného toku Hrona. Použitím výbušnín pri uvoľňovaní ľadovej záatarasy v koryte Hrona sa docielilo prudké zníženie hladiny. V decembri 2009 na vznik tzv. vianočnej povodne mali vplyv predovšetkým výdatné dažde. O viac ako 80 cm prekročila vodný stav stanovený pre III. stupeň povodňovej aktivity kulminácia na Hrone v Brehoch, kde maximálny prietok dosiahol veľkosť prietoku, ktorý sa môže vyskytnúť priemerne raz za 20 rokov. Zvýšené prietoky na toku spôsobili, že cez vodnú stavbu Veľké Kozmálovce prechádzalo aj značné množstvo plavenín a splavenín. Tie sa zachytávali na hrabliciach vtokového objektu do Pereca, čím zahatili prietok. Hydrologický rok 2010 sa zaraďuje do kategórie mimoriadne vodných rokov a to hlavne vďaka množstvu zrážok. V tomto roku sa vyskytlo niekoľko povodňových situácií na dolnom toku Hrona. V marci r. 2011 maximálne hladiny na tokoch povodia dolného toku Hrona zodpovedali hodnotám I. stupňa povodňovej aktivity v dôsledku trvalého dažďa a topenia sa snehu. V povodí dolného Hrona došlo len na začiatku marca 2012 k vzniku povodňovej situácie a to v dôsledku postupného naplavovania ľadových kryh a srieňov. V priebehu jari 2013 sme v povodí Hrona zaznamenali niekoľko povodňových situácií. Hlavnými príčinami vzniku povodňovej situácie na dolnom Hrone boli koncom februára výdatné zrážky vo forme dažďa, výrazné oteplenie a s ním spojené topenie snehovej pokrývky.



Obz 1 Úsek tvorby ľadovej bariéry medzi obcami Kozárovce a Tlmače (Zdroj: archív autora)

Fig 1 Location of ice barrier formation between villages Kozárovce and Tlmače (Source: author)

Návrh opatrení na jednotlivých tokoch

Na základe vykonanej dlhodobej analýzy záplav sme navrhli opatrenia proti ich opakovaniu nielen na hlavnom toku Hrona, ale aj jeho z tohto pohľadu rizikových prítokoch. Uvedieme niektoré z najdôležitejších opatrení, ktorých súhrn bol poskytnutý príslušným právnickým osobám:

- zabezpečiť systém jednoduchého a rýchleho uzatvárania priepustov pod cestným telesom medzi obcami Kozárovce a Psiare na zamedzenie vnikania vôd za cestu a za železničný násyp nad obec Kozárovce
- v tomto úseku je potrebné vybudovať pravostrannú ochrannú hrádzu, prípadne navýšiť cestné teleso na zamedzenie vybrežovania vôd na pravú stranu
- prehodnotiť merné krivky na limnigrafických staniách dolného úseku Hrona, nakoľko nie je súlad v prepočítanej výške prietoku medzi jednotlivými stanicami Brehy – Júr nad Hronom – Kamenín a prietokom cez VS Veľké Kozmálovce
- na toku Sikenica zabezpečiť utesnenie hrádzových priepustov a samotných betónových konštrukcií, ktoré prepúšťajú priesakové vody na toku
- navýšiť jestvujúce brehové línie a hrázde na toku Podlužianka, tak aby boli pred povodňovými prietokmi chránené nižšie položené časti obcí Nová Dedina, Podlužany a Levice
- taktiež sú navrhnuté opatrenia na toku Teller, na Čaradickom, Malokozmálovskom a na Čankovskom potoku

Záver

Záver práce poukazuje na zistenie, že na Slovensku nie sú v súčasnosti na mnohých územiach vytvorené vhodné podmienky a opatrenia, ktorými by sa predišlo opakujúcim sa záplavám. Je to najmä dôsledok nepremyslených zásahov do krajiny, nízkej informovanosti obyvateľstva o prepojení zložiek krajinskej sféry a v neposlednom rade nedostatok finančných prostriedkov určených na obnovu a ochranu životného prostredia.

Realizácia navrhnutých opatrení by mala v dlhodobom horizonte priniesť elimináciu následkov povodní a predchádzanie samotného vzniku tejto neželanej udalosti.

Literatúra

- Analýza stavu protipovodňovej ochrany na území Slovenskej republiky (Príloha č. 1). s.a. [online]. [cit. 2014-10-08]. Dostupné na internete: http://www.minzp.sk/files/sekcia-vod/priloha_1_suhrn_vysledkov_analyzy.pdf.
Bačík, M. 2010. Prevencia povodní – nebezpečenstvo, ohrozenie, analýza rizík. *Revue* 112, roč. 2, č. 2., s. 6-7.

- Hlavčová, K. et al. 2008. Simulation of hydrological response to the future climate in the Hron river basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. vol. 56, no. 3., p. 163-175.
- Kuníková, E. 2002. *Pilotný integrovaný vodohospodársky plán povodia Hrona*. Bratislava : Výskumný ústav vodného hospodárstva. 44 s. ISBN 8089062164.
- Lepěška, T. 2013. Hydric potential of selected river basins in Slovakia. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 2013, s. 46. [online]. [cit. 2014-08-10]. Dostupné na internete:
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1642359313000487.htm>.
- Majerníková, O., Poórová, J., Škoda, P. 2009. Kvantitatívny stav vodných zdrojov našej krajiny. *Enviromagazín*, roč. 14, č. 5., s. 14-15. ISSN 1335-1877.
- Plán manažmentu čiastkového povodia Hrona*. Bratislava : Ministerstvo životného prostredia, 2009. 107 s.
- The Study on the regional environmental management plan for the Hron river basin in the Slovak republic. Main report*. Tokyo : Japan International Cooperation Agency, Bratislava : MŽP SR a SAŽP, 2000.

PRÍSTUPY K RIEŠENIU PROBLEMATIKY PREVENČIE HAVÁRIÍ A HAVARIJNÉHO PLÁNOVANIA Z HĽADISKA PREVENČIE ZÁVAŽNÝCH PRIEMYSELNÝCH HAVÁRIÍ (SEVESO III)

APPROACHES TO SOLVING THE PROBLEMS OF ACCIDENT PREVENTION AND EMERGENCY PLANNING IN THE PREVENTION OF INDUSTRIAL ACCIDENTS (SEVESO III)

Božena Sliacka¹, Iveta Marková²

¹Ing. Božena Sliacka, Katedra protipožiarnej ochrany DF TU vo Zvolene, Masaryka 24, 960 53 Zvolen, bozena.sliacka@umb.sk,

²prof. RNDr. Iveta Marková, PhD., Katedra životného prostredia FPV UMB, Tajovského 55, 974 01 Banská Bystrica, iveta.markova@umb.sk

Abstrak: Príspevok sa zaoberá syntézou poznatkov a analýzou súčasných postupov v prevencii závažných priemyselných havárií (ZPH). Popisuje program prevencie závažných priemyselných havárií, prístupy k hodnoteniu rizík závažných priemyselných havárií, výpočet pravdepodobnosti rizika vzniku závažnej priemyselnej havárie a softvérové riešenie výpočtov pravdepodobnosti rizika vzniku závažnej priemyselnej havárie.

Kľúčové slová: priemyselná havária, prevencia

Abstract: This paper deals with the synthesis of knowledge and analysis of current practices in the prevention of major industrial accidents. Describes a program of major industrial accidents, approaches to risk assessment of industrial accidents, compute the probability of risk of major industrial accidents and software solution calculations of probability risk of major industrial accident.

Key words: industrial accidents, prevention

Úvod

Problematika spracovania, manipulácie a dopravy nebezpečných látok ostáva v súčasnosti veľmi aktuálna, keďže mimoriadne udalosti spojené s únikom nebezpečnej látky môžu mať katastrofálne následky nielen na ľudských životoch a majetku, ale aj na životnom prostredí. Do popredia vystupuje pojem „mimoriadna udalosť (tab 1)“, pod ktorým sa rozumie živelná pohroma, havária, katastrofa, ohrozenie verejného zdravia II. stupňa alebo teroristický útok. (Zákon 42/1994 Z.z.) Mimoriadne udalosti v dôsledku havárie sú prezentované ako:

- ✓ požiare a výbuchy,
- ✓ úniky nebezpečných látok, prípravkov a odpadov, ropných produktov s následným kontaminovaním územia, ovzdušia, vodných tokov, zdrojov pitnej vody a podzemných vôd,
- ✓ poškodenie vedení rozvodných sietí, ich zariadení a diaľkovodov.

Tab 1 Charakteristika pojmu mimoriadna udalosť v zmysle zákona 42/1994 Z.z.

Tab 1 Characteristics of the term of incident within the meaning of the Act 42/1994

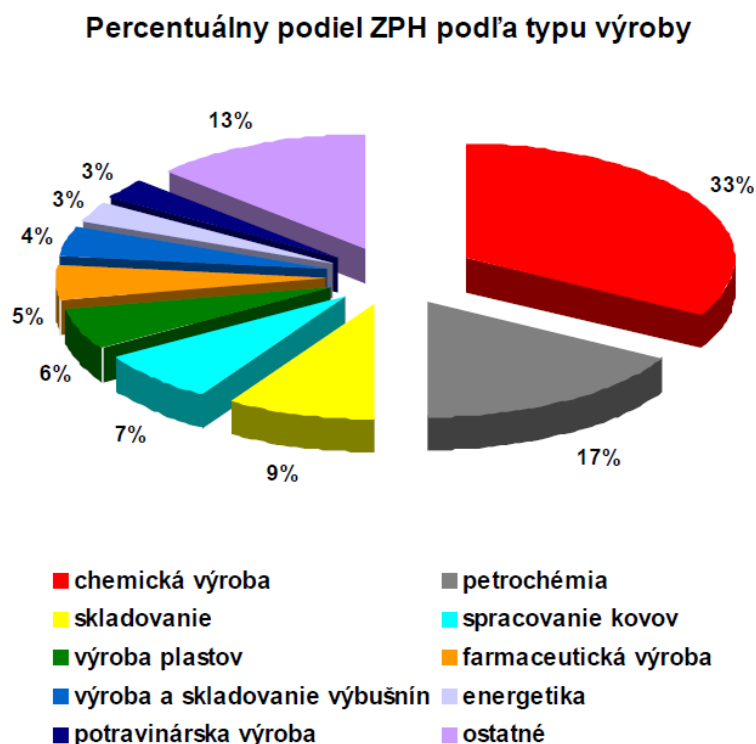
Mimoriadne udalosti	Výklad
spôsobené živelnou pohromou	• povodne a záplavy, krupobitia, víchrice, • zosuvy pôdy, • snehové kalamity a lavíny, rozsiahle námrazy, • zemetrasenia,
v dôsledku havárie	• požiare a výbuchy, • úniky nebezpečných látok, prípravkov a odpadov, ropných produktov s následným kontaminovaním územia, ovzdušia, vodných tokov, zdrojov pitnej vody a podzemných vôd, • poškodenie vedení rozvodných sietí, ich zariadení a diaľkovodov
v dôsledku katastrofy (kumulácia živelných pohromy a havárie)	• veľké letecké, železničné, lodné a cestné nehody spojené s požiarom, prípadne s únikom nebezpečných látok, • havárie jadrových zariadení, • porušenie vodných stavieb.
ohrozenie verejného zdravia II. stupňa (podľa zákona č. 172/2011 Z. z., ktorým sa novelizuje zákon č. 355/2007 Z. z.)	• ohrozenie verejného zdravia, pri ktorom je potrebné prijať opatrenia podľa ust. § 6 - § 9 zákona č. 42/1994 Z. z. o civilnej ochrane obyvateľstva pri (1) radiačnej nehode alebo radiačnej havárii, (2) výskyte prenosného ochorenia, podozrení na prenosné ochorenie alebo podozrení na úmrtie na prenosné ochorenie nad predpokladanú úroveň, (3) uvoľnení chemických látok ohrozujúcich život, zdravie, životné prostredie a majetok, alebo (4) úniku mikroorganizmov alebo toxínov z uzavretých priestorov.
Teroristický útok	• Vyhláška č. 179/2011 Z. z.
Priemyselná havária (závažná) (podľa zákona č. 261/2002 Z. z., ZPH)	• je udalosť, akou je najmä nadmerná emisia, požiar alebo výbuch s prítomnosťou jednej alebo viacerých vybraných nebezpečných látok, vyplývajúca z nekontrolovateľného vývoja v prevádzke ktoréhokoľvek z podnikov, na ktoré sa vzťahuje tento zákon a ktorá vedie bezprostredne alebo následne k vážnemu poškodeniu alebo ohrozeniu života alebo zdravia ľudí, životného prostredia alebo majetku v rámci podniku alebo mimo neho

Z hľadiska zabezpečenia prevádzok pracujúcich s nebezpečnými látkami sa do popredia dostávajú mimoriadne udalosti v dôsledku úniky nebezpečných látok, prípravkov a odpadov, ropných produktov s následným kontaminovaním územia. Na základe uvedených skutočností je zavedený pojem priemyselná havária a keďže ide o nebezpečné látky je zadefinovaný výraz závažná priemyselná havária (ZPH).

Čorba a kol. (2013) hodnotia dopad havárie ako dopad podobný dlhodobej záťaži životného prostredia priemyselnou činnosťou s tým rozdielom, že pri havárii môže dôjsť pomerne rýchlo k nezvratným zmenám či zničeniu života ľudí a organizmom alebo k zničeniu materiálnych hodnôt.

Závažnou priemyselnou haváriou (ZPH) je udalosť, akou je najmä nadmerná emisia, požiar alebo výbuch s prítomnosťou jednej alebo viacerých vybraných nebezpečných látok, vyplývajúca z nekontrolovateľného vývoja v prevádzke ktoréhokoľvek z podnikov, na ktoré sa vzťahuje tento zákon a ktorá vedie bezprostredne alebo následne k vážnemu poškodeniu alebo ohrozeniu života alebo zdravia ľudí, životného prostredia alebo majetku v rámci podniku alebo mimo neho (Zákon NR SR č. 261/2002 Z. z.). Príklady typov výroby so ZPH sú uvedené na obr 1. Najčastejšie udalosti, ktoré sa vyskytli a spôsobili priemyselné havárie sú podľa Oravca a Vargovej (2013):

- rozklad chemickej látky,
- explózia,
- preniknutie vzduchu (kyslíka) do reaktantu,
- preniknutie kvapaliny do reaktantu,
- strata fyzickej integrity,
- narušenie konštrukcie, stability zariadení,
- únik kvapalnej fázy z potrubia,
- únik plynnej fázy z potrubia,
- ruptúra časti zariadenia,
- zrútenie strechy.



Obr 1 Typy výroby, kde sa vyskytli závažné priemyselné havárie (Súhrnná správa o závažných priemyselných haváriách v Slovenskej republike)

Fig 1 Types of production, where the serious industrial accidents (Report about major industrial accidents in Slovak Republic)

Cieľom príspevku je syntéza poznatkov v problematike prevencie ZPH. Popisuje program prevencie závažných priemyselných havárií, prístupy k hodnoteniu rizík závažných priemyselných havárií, výpočet pravdepodobnosti rizika vzniku závažnej priemyselnej havárie a softvérové riešenie výpočtov pravdepodobnosti rizika vzniku závažných priemyselných havárií.

Právny rámec EÚ a SR v oblasti prevencie závažných priemyselných havárií

Od roku 1996 po súčasnosť došlo okrem iného v Európskej únii k vydaniu Smernice Rady č. 96/82/ES z 9. decembra 1996 o kontrole nebezpečenstiev veľkých havárií zahŕňajúcich nebezpečné látky (tzv. "Smernica Seveso II") a Rozhodnutiu Rady z 23. marca 1998 č. 98/685/ES, ktorým k tomuto dohovoru pristúpilo Európske spoločenstvo ako celok a zároveň sa tak umožnilo členským štátom EÚ urýchliť ich proces ratifikácie, prístupu alebo prijatia tohto dohovoru.

Následne došlo v Slovenskej republike k vydaniu viacerých noviel zákona o závažných priemyselných haváriách a jeho vykonávacích vyhláškach.

Vzhľadom na zmeny v právnych predpisoch EÚ v oblasti chemických látok, predovšetkým s nariadením (ES) č. 1272/2008 o klasifikácii, označovaní a balení látok a zmesí (nariadenie „CLP“), ďalej nariadenia REACH, bolo potrebné smernicu SEVESO II aktualizovať a zosúladiť so spomínanými právnymi predpismi. Smernica SEVESO II bola teda v zmysle nových požiadaviek aktualizovaná a v auguste roku 2012 bola schválená nová smernica - SEVESO III (Sliacka, 2013).

Z hľadiska legislatívy EÚ v oblasti prevencii a havarijného plánovania je potrebné bližšie spomenúť Smernicu rady č. 96/82/ES o kontrole nebezpečenstiev veľkých havárií zahŕňajúcich nebezpečné látky – SEVESO II (Tobiášová, 2011).

Uvedená smernica sa zameriava na dve základné oblasti. Na prevenciu rizík závažných havárií v súvislosti s nebezpečnými látkami a na obmedzenie následkov týchto havárií na človeka (bezpečnostné a zdravotné aspekty) a životné prostredie (environmentálne aspekty) (Tobiášová, 2011).

Okrem smernice SEVESO II a SEVESO III sa havarijnému plánovaniu venujú aj niektoré predpisy OECD a medzinárodné dohovory, najmä však Dohovor EHK OSN o cezhraničných účinkoch priemyselných havárií presahujúcich štátne hranice (tzv. Helsinský dohovor), ktorého cieľom je v záujme trvalo udržateľného rozvoja na základe princípov medzinárodného práva s prihliadnutím na zásady priateľských susedských vzťahov napomáhať aktívnej spolupráci medzi štátmi pri prevencii priemyselných havárií, pripravenosti na ne, pri ich efektívnom zdoľávaní a obmedzovaní ich nepriaznivých účinkov, a to predovšetkým takých, ktoré môžu presiahnuť hranice štátov (Sliacka, 2013).

Smernicou SEVESO III sa stanovujú pravidlá prevencie závažných havárií s prítomnosťou i nebezpečných látok a obmedzovania ich následkov na ľudské zdravie a životné prostredie s cieľom zabezpečiť vysokú úroveň ochrany v celej Únii konzistentným a účinným spôsobom.

V súčasnosti sú spracované novely zákona NR SR č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií, ktoré transponovať obsah smernice SEVESO III (zákon 345/2013 Z. z.) a tým aj nariadení REACH a CLP.

V rámci Slovenskej republiky je právna stránka riešenia problematiky závažných priemyselných havárií (ZPH) daná zákonom NR SR č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií a jeho dvoch vykonávacích vyhlášok 489/2002 Z.z. (novelizovaná vyhláškou vyhláška č. 451/2005 Z.z.) a 490/2002 Z.z. (novelizovaná vyhláškou č. 452/2005 Z.z.) v znení neskorších predpisov. V zákone o ZPH sú riešené nasledovné oblasti: základné povinnosti prevádzkovateľa; kategorizácia podnikov; prevencia závažných priemyselných havárií (hodnotenie rizika závažných priemyselných, organizovanie prevencie závažných priemyselných havárií, bezpečnostná správa, územné plánovanie a povoľovanie stavieb, zariadení a iných činností, odborná spôsobilosť, školenie a výcvik zamestnancov, autorizácia); pripravenosť na zdoľávanie závažných priemyselných havárií; informovanie a účasť verejnosti; zhromažďovanie údajov o závažných priemyselných haváriách; orgány štátnej správy a ich pôsobnosť; zodpovednosť za porušenie povinností.

Oblasť prevencie závažných priemyselných havárií spadá do gescie Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky (MŽP SR). MŽP je jedným z orgánov štátnej správy na úseku prevencie závažných priemyselných havárií, ktorý je zodpovedný okrem iného za vedenie registra závažných priemyselných havárií, celoštátneho registra podnikov kategórie A a B a ich prevádzkovateľov, registra odborne spôsobilých osôb a autorizovaných osôb.

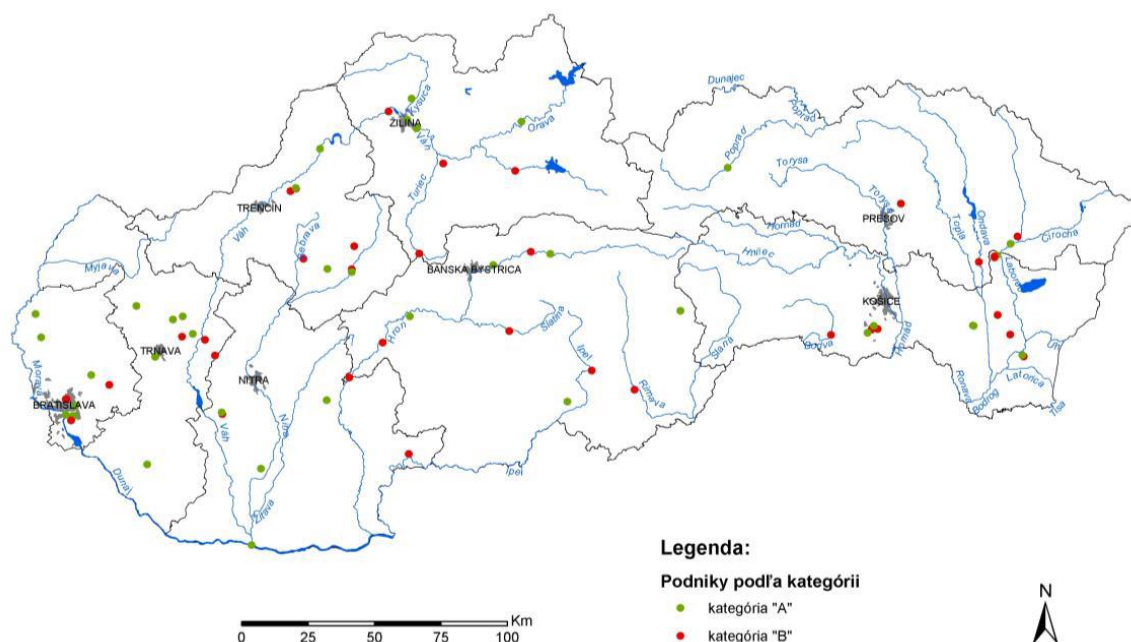
Kategorizácia podnikov z hľadiska závažných priemyselných havárií

Z hľadiska zákona o prevencii závažných priemyselných havárií kategorizujeme podniky do troch kategórií – nezaradené podniky, podniky kategórie A a kategórie B. Podniky sa kategorizujú podľa celkového množstva vybraných nebezpečných látok, ktoré sú prítomné v podniku. Vzhľadom na množstvo vybraných nebezpečných látok nachádzajúcich sa v podniku je väčším ohrozovateľom podnik kategórie B.

Prevádzkovateľ na základe celkového množstva vybraných nebezpečných látok zaradí podnik do kategórie A alebo B a zašle obvodnému úradu oznámenie o zaradení podniku alebo mu oznámi, že na základe celkového množstva vybraných nebezpečných látok sa do vyššie uvedených kategórií nezaradí.

Pre podnik by prípadná havária znamenala nielen priame materiálne straty a pokles výroby, ale hlavne stratu imidžu a obchodného trhu, napríklad stratou záujmu odberateľov (Majerník a kol., 2013). Z tohto dôvodu sa podniky vážne zaoberajú otázkou prevencie úniku nebezpečných látok (Čorba a kol., 2013).

Pohľad na lokalizáciu jednotlivých podnikov kategórie A a B na Slovensku (obr 2).



Obr 2 Lokalizácia podnikov kategórie A a B v rámci územia Slovenskej republiky (zdroj: enviroportal.sk)

Fig 2 Location of factories category A and B within the territory of the Slovak Republic (Source: enviroportal.sk)

Program prevencie závažných priemyselných havárií

Program prevencie závažných priemyselných havárií obsahuje celkové ciele a princípy činnosti prevádzkovateľa s ohľadom na kontrolu nebezpečenstiev závažných priemyselných havárií, pripravenosť na ich zvládanie a obmedzovanie ich následkov. Je dostupný k nahliadnutiu pre kontrolné orgány v podniku. Súčasťou programu sú nasledujúce dokumenty:

- *Bezpečnostný riadiaci systém*, ktorý obsahuje potrebné opatrenia najmä v oblasti organizácie riadenia podniku a zamestnancov, identifikácie a hodnotenia nebezpečenstiev, prevádzkovej kontroly, havarijného plánovania. Je súčasťou celkového systému riadenia a jeho tvorba je ovplyvnená aj inými systémami: systémom environmentálneho riadenia (STN EN ISO 14001) a systémom riadenia kvality (STN EN ISO 9000).
- *Bezpečnostná správa (BS)* je dokumentácia obsahujúca technické, bezpečnostné a riadiace informácie o nebezpečenstvách a rizikách podniku kategórie B a o opatreniach na ich vylúčenie alebo zníženie. Podáva komplexnú charakteristiku podniku umožňujúcu získať celkovú predstavu o reálnych nebezpečenstvách a rizikách vyplývajúcich z jeho činnosti, z používaných zariadení a technologických procesov, z druhu, množstva, vlastností a umiestnenia vybraných nebezpečných látok. Prevádzkovateľ je povinný prehodnocovať a aktualizovať ju najmenej raz za päť rokov ako aj v prípade zmien, ktoré môžu ovplyvniť bezpečnosť. BS zasiela prevádzkovateľ príslušnému obvodnému úradu ŽP na posúdenie.
- *Havarijný plán*, ktorý vychádza z výsledkov hodnotenia rizika v podniku, ktoré zahŕňa najmä identifikáciu nebezpečenstiev, pravdepodobnosť vzniku havárie, definovanie vzniku rizika pre život a zdravie ľudí, životné prostredie a majetok. Opisuje reprezentatívne scenáre vzniku možných havárií. Prevádzkovateľ je povinný predložiť ho orgánu, ktorý vypracováva plán ochrany obyvateľstva.

Povinnosť informovať dotknutú verejnosť sa vzťahuje aj na verejnosť iného štátu, ktorého územie môže byť dotknuté nepriaznivými cezhraničnými vplyvmi závažnej priemyselnej havárie. Túto úlohu zabezpečuje Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky.

Podľa Tobiašovej (2011) článok smernice SEVESO III týkajúci sa Politiky Prevencie ZH (ďalej len „MAPP“) sa mení a dopĺňa tak, aby sa objasnilo, že (Tobiašová, 2011):

- ✓ Všetky podniky musia mať MAPP, primeraný nebezpečnosti.
- ✓ MAPP musí byť dostupná v písomnej forme a poslaná príslušnému orgánu, v súlade s navrhovanou frekvenciou aktualizácie „Oznámení“ aktualizovať MAPP aspoň raz za 5 rokov.

Prístupy k hodnoteniu rizík závažných priemyselných havárií

Prevádzkovateľ je povinný v zmysle zákona o prevencii závažných priemyselných havárií zabezpečiť hodnotenie rizika. Prístup k hodnoteniu rizika závažných priemyselných havárií sa vykonáva podľa platných legislatívnych postupov prezentovaných v literatúre uvedeného príspevku.

Hodnotenie rizika sa vykonáva najmä na účely podľa vyhlášky 489/2002 Z. z.:

- a) vypracovania oznámenia o zaradení podniku,
- b) vypracovania programu prevencie závažných priemyselných havárií a zavedenia bezpečnostného riadiaceho systému,
- c) vypracovania a využívania bezpečnostnej správy,
- d) vypracovania havarijného plánu a podkladov na vypracovanie plánu ochrany obyvateľstva,
- e) informovania verejnosti,
- f) plánovania a vykonávania kontrol v podnikoch.

Po obsahovej stránke hodnotenie rizika zahŕňa najmä podľa zákona o ZPH:

- a) identifikáciu nebezpečenstiev (zdrojov rizika) a udalostí, ktoré môžu vyvolať závažnú priemyselnú haváriu,

- b) kvantifikáciu pravdepodobnosti alebo početnosti vzniku možných závažných priemyselných havárií,
- c) hodnotenie rozsahu a závažnosti následkov možných závažných priemyselných havárií,
- d) definovanie rizika pre život a zdravie ľudí, pre životné prostredie a pre majetok,
- e) posúdenie prijateľnosti rizika.

Postup hodnotenia rizika podľa vyhlášky 489/2002 Z. z. zahŕňa:

- a) identifikáciu a lokalizáciu iniciátorov a zdrojov rizika závažnej priemyselnej havárie,
- b) identifikáciu možných iniciačných udalostí a prechodových javov a procesov, ktoré môžu viesť k vzniku a rozvoju závažnej priemyselnej havárie,
- c) určenie možných vplyvov ľudského činiteľa na udalosti a procesy podľa písmena b),
- d) identifikáciu a zhodnotenie technických, administratívnych, personálnych a organizačných opatrení a zábran určených na zabránenie, obmedzenie alebo potlačenie vzniku a rozvoja udalostí a procesov podľa písmena b),
- e) odhad pravdepodobnosti, prípadne početnosti vzniku závažnej priemyselnej havárie na základe:
 - odhadu pravdepodobnosti vzniku udalostí a procesov podľa písmena b) s prihliadnutím na možné vplyvy podľa písmena c),
 - zohľadnenia účinnosti a spoľahlivosti opatrení a zábran podľa písmena d),
- f) odhad rozsahu možných následkov závažnej priemyselnej havárie spôsobených jednotlivými zdrojmi rizika, vrátane prípadných interakcií medzi nimi, na život a zdravie ľudí, životné prostredie a majetok v rámci podniku a v jeho okolí,
- g) analýzu rizika závažných priemyselných havárií pre život a zdravie ľudí, životné prostredie a majetok,
- h) posúdenie prijateľnosti rizika závažných priemyselných havárií.

Formu, spôsob a rozsah použitia výsledkov hodnotenia rizika vrátane predbežného odhadu rizika určí prevádzkovateľ s prihliadnutím na konkrétne podmienky v podniku a v jeho okolí.

Výpočet pravdepodobnosti rizika vzniku závažnej priemyselnej havárie

Pre výpočet pravdepodobnosti rizika vzniku závažnej priemyselnej havárie sa najmä v zahraničí využíva metodika „Guidelines for quantitative risk assessment“ publikovaná v CPR 18E (Purple Book). V domácich podmienkach sa viac využíva metodika publikovaná v Metodickej príručke pre expertný odhad pravdepodobnosti výskytu priemyselných havárií v podnikoch podliehajúcich režimu zákona o závažných priemyselných haváriách. (Kandráč a kol., 2002) Často sa pre tento účel využíva metóda stromu udalostí (ETA). Pre výpočet frekvencie jednotlivých udalostí sa najčastejšie využíva kombinácia metód strom porúch (FTA) so stromom udalostí (ETA) (Oravec, Vargová, 2013).

Pre výpočet fyzikálnych účinkov havárie možno využiť metodiku „Methods for calculation of physical effects“ publikovaná v CPR 14E (Yellow Book), alebo možno pre tento účel rovnicu rozptylu, ktorá je publikovaná v štandardoch CPR, konkrétne CPR 18E alebo je možné využiť matematické modely integrované v počítačových programoch určených na modelovanie dopadov závažných priemyselných havárií ako je napr. ALOHA, TEREX, EFFECTS a ROZEX, ktoré majú spomínanú rovnicu rozptylu zakomponovanú vo svojich integrálnych matematických modeloch. Koncentrácia v strede osi prúdu toxických látok je počítaná na základe rovnice Gaussovoho modelu pre kontinuálny únik toxických látok (splodín, emisií), resp. Gaussov disperzný model.

Nasleduje spomínaná rovnica rozptylu toxických látok v zmysle štandardov CPR, kde:

$$c = \frac{q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) - \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

c – koncentrácia

q – rýchlosť uvoľňovania emisií

σ – hodnoty reprezentujúce difúziu pozdĺž vhodných osí

y – horizontálna vzdialenosť od osi prúdu unikajúcich toxických látok

z – výška a h – výška emisií.

Pre účely stanovenia potenciálnych škôd sa najmä v zahraničí využíva metodika „Methods for determination of possible damage“ – CPR 16E.

Pre výpočet fyzikálnych účinkov havárie možno využijeme metodiku „Methods for calculation of physical effects“ publikovanú v CPR 14E (Yellow Book) a porovnáme ju s výsledkami modelovania v programovom prostredí ALOHA.

Pre účely odhadu rozsahu možných následkov závažných priemyselných havárií spojených s nadmernou emisiou vybraných nebezpečných látok budeme testovať možnosti nasadenia programových prostriedkov pre modelovanie potenciálne ohrozenej oblasti, konkrétne prostredie ALOHA pre tento účel. Jeho možnosti nasadenia budú testované v porovnaní s reálnou situáciou (verifikačné údaje), ktorá sa odohrala v minulosti, ako aj v zmysle rovnice rozptylu plynov v ovzduší, ktorá bola uvedená vyššie a je publikovaná v štandarde CPR 18E „Guidelines for quantitative risk assessment“. Identifikované a popísané budú rozdiely v týchto prístupoch, ako aj obmedzenia programovacích prostriedkov.

ALOHA je softvérový prostriedok pre hodnotenie pravdepodobne ohrozenej oblasti po priemyselných haváriách s únikom nebezpečnej látky (NL) a na zisťovanie následkov úniku nebezpečných látok, ktorý má v sebe integrovaný matematický model rozptylu toxických látok v zmysle štandardov CPR. Obsahuje databázy najčastejšie používané a prepravovaných nebezpečných látok a ich fyzikálne vlastnosti. Výsledkom je jednoduchý priemet predpokladanej hranice zraňujúcej alebo smrteľnej koncentrácie v teréne. Je určený pre operačné systémy Windows a MAC OS (ALOHA manuál).

Záver

Spoločným cieľom členských štátov je uviesť do účinnosti zákony, iné právne predpisy a správne opatrenia potrebné na dosiahnutie súladu so smernicou SEVESO III, avšak najneskôr do 31. mája 2015.

Posudzovanie rizík vzniku závažných priemyselných havárií a ich dopadov, ako aj samotné výsledky testovania možnosti nasadenia programových prostriedkov pre modelovanie potenciálne ohrozenej oblasti únikom vybranej nebezpečnej látky ako dôsledku nekontrolovaného vývoja procesov v podnikoch spadajúcich pod zákon o prevencii závažných priemyselných havárií, identifikácia problémových miest, vplyv výpočtových obmedzení v počítačových prostriedkoch, na príklade programu ALOHA, na stanovenie správneho rozsahu ohrozeného územia, ako aj času za ktorý množstvo vybranej nebezpečnej látky unikne sú nutnou podmienkou vytvorenia bezpečného životného prostredia.

Literatúra

ALOHA user's manual. 2007. [online]. [cit. 2014-11-04]. Dostupné na internete: <http://www.epa.gov/oem/docs/cameo/ALOHAManuall.pdf>

- Čorba, J. a kol. 2013. Environmentálna bezpečnosť a ochrana životného prostredia pred nežiaducimi vplyvmi pri preprave nebezpečných látok. [On-line]. Košice : *Transfer technológií*, 25/2013. [cit. 2014-11-01]. Dostupné na internete: <http://www.sjf.tuke.sk/transferinovacii/pages/archiv/transfer/25-2013/pdf/018-023.pdf>
- Guidelines for quantitative risk assessment - CPR 18E* (Purple Book). First edition. Den Haag: Sdu Uitgevers, 52005. ISBN 9012087961.
- Kandráč, J. a kol., 2002. *Metodická príručka pre expertný odhad pravdepodobnosti výskytu priemyselných havárií v podnikoch podliehajúcich režimu zákona o závažných priemyselných haváriách*. [On-line]. Bratislava : Konzult Risk. [cit. 2014-11-02]. Dostupné na internete: http://www.minzp.sk/files/skody-a-havarie/priemyselne-havarie/metodicke-postupy-a-prirucky/prirucka_vyskyt.pdf
- Majerník, M., Szaryszová, P., Štofová, L. 2013. Environmentálne manažérstvo podľa schémy EMAS a medzinárodnej normy ISO 14001 v európskom hospodárskom priestore – stav a perspektívy. [On-line], *Acta UMB, séria Environmentálne manažérstvo*, 2013 / Ročník XV. / Číslo 2/Prehľadové štúdie. [cit. 2015-01-11]. Dostupné na internete: http://sparc.fpv.umb.sk/kat/ken/akta/index.php?option=com_content&view=article&id=254:acta-20131502 &catid=1:archiv&Itemid=2
- Methods for the calculation of physical effects – CPR 14E* (Yellow Book). Third edition. The Hauge, 1992.
- Methods for the determination of possible damage - CPR 16E*. First edition. The Hauge, 1992.
- Oravec, M. 2011. *Manažérstvo priemyselných havárií*. e – skriptá. ISBN 978-80-553-0727-5 [cit. 2014-11-02]. Dostupné na internete: https://www.sjf.tuke.sk/kbap/Document/Manazerstvo_priemyselných_havárií.pdf
- Oravec, M., Vargová, S., 2013. *Závažné priemyselné havárie*. I. vydanie. ICV TU v Košiciach, 223 s., ISBN 978-80-553-1231-6.
- Sliacka, B. 2013. Projekt dizertačnej práce. TU vo Zvolene, 49 s. (nepublikované)
- Súhrnná správa o závažných priemyselných haváriách v Slovenskej republike*. Ministerstvo životného prostredia SR. Odbor manažmentu environmentálnych rizík.
- Tobiášová, T. 2011. SEVESO III. *Predpokladané zmeny v zákone č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií*. [on-line]. [cit. 2014-11-02]. Dostupné na internete: http://www.rcsk.sk/mix/Chemia_2011/Zivotne/SEVESO_III-zmeny/CHEMIA_2011-1.pdf
- Zákon 345/2013 Z. z. Zákon, ktorým sa mení a dopĺňa zákon č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov
- Zákon NR SR č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií v zmysle neskorších predpisov
- Zákon 42/1994 Z.z. o civilnej ochrane a v znení a doplnení neskorších predpisov
- www.enviroportal.sk

FLÓRA BUDMERICKÉHO PARKU

FLORA OF BUDMERICE PARK

Danica Černušáková¹, Natália Dudová²

¹RNDr. Danica Černušáková, CSc, Katedra botaniky, Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Révová 39, Bratislava, dcernusakova@fns.uniba.sk

²Bc. Natália Dudová, Partizánska 53, 900 01 Modra, dudova.natalia@gmail.com

Abstrakt: Anglický park dal vybudovať v obci Budmerice okolo poľovníckeho kaštieľa Ján Pálffy ml. v roku 1889. Pôvodný zoznam druhov drevín sa nezachoval. V roku 2014 sa začal rekonštruovať kaštieľ, preto by bolo veľmi potrebné, aby sa zrevitalizoval aj park, ktorý by mohol slúžiť širokej verejnosti. Týmto príspevkom chceme podporiť rekonštrukciu parku, so zachovaním súčasnej flóry a aspoň v približnom duchu, v akom bol pôvodne vytvorený. Štúdia ukázala, že tomuto významnému historickému parku treba venovať primeranú pozornosť, najmä zabezpečiť pravidelnú údržbu a ochranu pôvodných drevín, krov a bylín.

Kľúčové slová: Budmerice, anglický park, poľovnícky kaštieľ, dreviny, stromy, kry, bylinný podrast, prírodná rezervácia Lindava, potok Gidra.

Abstract: English park in Budmerice was established by comte Jan Palfy Jr. in the neighborhood of the hunting mansion in 1889. The original list of woody plants is unpreserved. In 2014 the reconstruction of the mansion started and it would be very appropriate to re-vitalize the park so it can serve also to public. In this paper we want to contribute to this reconstruction with the aim to restore floristically as much as possible from its original design. Our study demonstrated that this important historical park deserves appropriate management with regular maintenance to protect original natural species.

Keywords: Budmerice, english park, hunting mansion, woody plants, trees, bushes, herbs, Lindava, Gidra

Úvod

Malebná obec Budmerice sa nachádza na úpätí Malých Karpát, v blízkosti Trnavy a neďaleko od Bratislavy. Je známa hlavne poľovníckym kaštieľom, ktorý bol do roku 2011 „Domom slovenských spisovateľov“. Okolo kaštieľa je prírodný – anglický park, s rozlohou 14,76 ha. Do prirodzených teplomilných dubových a dubovo-hrabových lesov boli dosadené okrasné dreviny pochádzajúce z rôznych končín sveta. Pôvodný zoznam druhov sa nezachoval, park bol naposledy revitalizovaný v roku 1963. V súčasnosti je kaštieľ v rekonštrukcii a treba dúfať, že sa bude upravovať aj park a jeho okolie, ktoré môže slúžiť nielen návštevníkom kaštieľa ale aj obyvateľom obce a všetkým návštevníkom Budmeríc.

Zoznamom druhov chceme prispieť ku zachovaniu druhovej diverzity a ku obnove parku v jeho pôvodnom duchu.

Metodika

Zoznam drevín a bylín bol robený vo vegetačných obdobiach 2013-2014 a v roku 2014 spracovaný do bakalárskej práce Natálie Dudovej: „Dreviny Budmerického parku v Malých Karpatoch“ (Dudová 2014). Väčšina druhov bola určovaná priamo v teréne. Poddruhy a kultivary boli dourčované podľa prác Bertová (1985) (čelad' Loniceraeae), Bertová (1987) (čelad' Fabaceae), Coombes (1996, 2008), Tsapody (1982).

Názvoslovie druhov je upravené podľa práce Marholda a Hindáka (1998).

Prírodné pomery sú spracované podľa práce Tíbenského (1998) a podrobnejšie sú v bakalárskej práci Dudová (2014).

Obec Budmerice sa nachádza v severozápadnej časti okresu Pezinok, na severnom okraji Bratislavského kraja. Obec je od Bratislavy vzdialená 38 km a od Trnavy 22 km. Podľa fyzicko-geografického členenia sa nachádza na Trnavskej pahorkatine, ktorá je podcelkom Podunajskej pahorkatiny. Podľa fytogeografického členenia patrí do obvodu panónskej flóry, podobvodu eupanónskej xerothermnej flóry (Futák, 1966).

Prírodné pomery

Park je na území vymedzenom súradnicami: 48°21'43" - 48°21'54" severnej šírky a 17°23'47" - 17°23'56" východnej dĺžky, severozápadne od obce Budmerice (obr 1).

Geologické podložie tvoria neogénne sedimenty, ktoré sú pokryté vrstvou spraší a sprašových hĺn. V povodí potokov Gidra a Štefanovský potok sú poriečne nivy tvorené hlinitými a štrkovitými, alebo piesočnatými nánosmi tokov.

Južná časť územia je prevažne rovinatá, kým severná a severozápadná časť je mierne zvlnená do širokých chrbtov a úvalinových dolín.

V obci a jeho okolí je pestrá škála pôd, prevažne sú to kvalitné, úrodné pôdy ako černozy, čiernice a popri tokoch oglejené čiernice (Tíbenský, 1998).

Budmerice patria do teplej klimatickej oblasti s priemernou ročnou teplotou 8-9 °C, priemerným množstvom zrážok za rok je 550-600 mm. Menšie množstvo zrážok spôsobujú Malé Karpaty, ktoré zachytávajú väčšinu zrážok.

Park nie je zákonom chránený, v jeho blízkosti sa nachádzajú dve chránené územia – Alúvium Gidry a prírodná rezervácia Lindava so zachovanou flórou a faunou.

Územie dnešných Budmeríc bolo podľa archeologických nálezov osídlené už v 4. tisícročí pred našim letopočtom. Obec dostala názov podľa prvého richtára Budimíra, ktorý v 10. storočí spojil pozemky viacerých lazov. V 13. storočí bola obec začlenená do panstva Červený Kameň, ktoré patrilo Fugerovcom. Počas ich panovania boli vybudované siete rybníkov, z nich boli najväčšie Horný Budmerický a Šajnovský rybník. V okolí Budmeríc

bolo 7 mlynov, varilo sa tu pivo a boli založené viaceré vinohrady. Neskôr panstvo odkúpil Mikuláš Pálffy a posledným majiteľom bol Pavol Pálffy. Pálffyovci sa tiež zaslúžili o rozvoj regiónu, zakladali vinohrady a založili pivovar.



Obr 1 Katastrálna mapa parku a okolia (zdroj: Mapa Slovakia Digital, s.r.o.)

Fig 1 Cadastral map of the park and surrounding areas (Source: Digital Map Slovakia, s.r.o.)

Budmerický kaštieľ s anglickým parkom dal vybudovať v roku 1889 Ján Pálffy mladší (obr 2). Po znárodnení, v roku 1945, sa kaštieľ stal majetkom Ministerstva kultúry a bol Domom slovenských spisovateľov až do roku 2011.

Autorom projektu bol viedenský architekt Franz Neuman, ktorý ho navrhol v ekletickom štýle a slúžil majiteľom ako poľovnícke sídlo. Okolo kaštieľa bol prírodný – anglický park, s kľukatými chodníkmi, s čistinkami, bazénom a na okraji s jazdeckou dráhou.

Výsledky

Park vznikol vyrúbaním pôvodného dubového a dubovo-hrabového lesa a vysadením dovezených domácich a cudzokrajných drevín. Park na okrajoch pozvoľna prechádzal do prirodzených lesných porastov. Do parku, severozápadne od obce Budmerice vedie cesta lemovaná vysadeným topoľom čiernym vlašským (*Populus nigra* var. *italica*) a čerešňami vtáčimi (*Cerasus avium*).



Obr 2 Fotografia kaštieľa (zdroj www.budmerice.sk/kastiel-v-budmericiach.html)

Fig 2 Photos of mansion (source www.budmerice.sk/kastiel-v-budmericiach.html)

V podraсте rastú bežné lúčne druhy: *Acetosa pratensis*, *Agrimonia eupatoria*, *Ajuga reptans*, *Alliaria petiolata*, *Artemisia vulgaris*, *Astragalus glycyphyllos*, *Ballota nigra*, *Cardaria draba*, *Carex praecox*, *Convallaria majalis*, *Cruciata laevipes*, *Dactylis glomerata*, *Eryngium campestre*, *Ficaria bulbifera*, *Fragaria vesca*, *Galium mollugo*, *Geranium pyrenaicum*, *Glechoma hederacea*, *Heracleum sphondylium*, *Lathyrus odoratus*, *Medicago sativa*, *Phleum pratense*, *Pilosella officinarum* agg., *Ranunculus acris*, *Rumex crispus*, *Salvia pratensis*, *Tanacetum vulgare*, *Veronica chamaedrys*, *Vicia sepium*, *Viola odorata*.

Pôvodne bol park rozdelený chodníkmi na viaceré rôzne veľké nepravidelné časti, ktoré sa ale do súčasnosti sa nezachovali. Preto sme pre lepšiu orientáciu park rozdelili na nasledovné časti (obr 3): 1. Okolie kaštieľa, 2. Centrálna časť parku, 3. Lúka, 4. Parkovisko a okolie, 5. Sad a záhrada správcu kaštieľa, 6. Dreviny rastúce na okraji parku.



Obr 3 Lokality študovaného územia na satelitnej mape (mierka (1 : 2880)

Fig 3 Locations of studied area on the satellite map (scale (1: 2880)

1. Okolie kaštieľa

Z parku je táto časť najzachovalejšou rastú tu mnohé cudzokrajné dreviny. Stromy a kry rastú jednotlivo, sú strihané a trávnik je kosený, náletové dreviny tu nemajú šancu vyrásť. Z listnatých drevín sú zastúpené *Aesculus hippocastanum*, *Juglans regia*, *Magnolia x soulangiana*, *Paulownia tomentosa*, *Platanus x hybrida*, *Prunus cerasifera* subsp. *myrobalana*, *Prunus insititia*, *Rhamnus catharticus*, *Quercus dalechampii*, *Q. robur* cult. *pectinata*, *Q. petraea*, viaceré druhy z rodu *Rhododendron*, *Sorbus aucuparia*. Z ihličnanov v tejto časti parku rastú: *Abies nordmanniana*, *A. pinsapo*, *Cupressus sempervirens* cult. *horizontalis*, *Juniperus chinensis*, *Larix decidua*, *Picea abies*, *P. orientalis*, *Pinus nigra*, *P. sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*.

Bohato sú zastúpené aj kry, z listnatých druhov sú prítomné *Berberis thurnbergii* cult. *atropurpurea*, *Caragana arborescens*, *Crataegus monogyna*, *Elaeagnus angustifolia*, *Laurocerasus officinalis*, *Ligustrum vulgare*, *Spiraea media*. Na budove rastie liana *Parthenocissus quinquefolia*.

Pestrý je aj bylinný podrast, ktorý sa mení počas vegetačného obdobia a zastúpené sú tu jarné aj letné druhy: *Acetosa pratensis*, *Achillea millefolium*, *Bellis perennis*, *Cardanine pratensis*, *Cerastium arvense*, *C. tomentosum*, *Festuca pallens*, *Gagea lutea*, *Galium aparine*, *G. mollugo*, *G. verum*, *Geranium robertianum*, *Hieracium murorum*, *Impatiens parviflora*, *Lysimachia nummularia*, *Moehringia trinervia*, *Phleum pratense*, *Pilosella officinarum* agg., *Plantago lanceolata*, *P. major*, *P. media*, *Poa annua*, *P. bulbosa*, *Potentilla argentea*, *P. reptans*, *Primula veris* subsp. *veris*, *Sedum acre*, *S. sexangulare*, *Silene nutans*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*, *Viola reichenbachiana*, *Veronica chamaedrys*, *V. hedrifolia*, *V. officinalis*.

2. Centrálna časť parku

Nachádza sa západne od vstupnej brány pred kaštieľom. Je tu pestré zloženie strihaných drevín do zaujímavých tvarov, často s kaskádovito rozloženými konármi. Z listnatých drevín tu rastú najčastejšie ako solitéry, menej v skupinkách druhy: *Acer campestre*, *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. tataricum*, *Betula pendula*, *Carpinus betulus*, *Corylus maxima* cult. *purpurea*, *Cydonia oblonga*, *Fraxinus excelsior*, *Gleditschia triacanthos*, *Morus alba*, *Populus alba*, *P. tremula*, *P. x canescens*, *Quercus cerris*, *Q. dalechampii*, *Q. robur*, *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*. Z ihličnanov sú to *Abies concolor*, *Picea pungens*, *Picea orientalis*, *Pinus nigra*, *P. sylvestris*.

Ostrovčky krov tvoria druhy *Berberis thurnbergii* cult. *atropurpurea*, *Berberis vulgaris*, *Buxus sempervirens*, *Colutea arborescens*, *Corylus avellana*, *Forsythia suspensa*, *Philadelphus coronarius*, *Spiraea media*, *Swida sanguinea*, *Syringa vulgaris* a *Taxus baccata*.

Bylinný podrast je podobný ako pri predchádzajúcej lokalite.

3. Lúka

Smerom na západ od centrálnej časti parku sa nachádza lúka, na ktorú vedú viaceré chodníky, v minulosti bola pravdepodobne väčšia a podľa oválneho tvaru to mohla byť jazdecká dráha, ktorá sa spomína v starších opisoch parku. V súčasnosti postupne zarastá drevinami z okolitého lesa, ale aj vysadenými krami z parku. Od centrálnej časti parku je oddelená pásom stromov a krov. Zo stromov sú to staré jedince dubov *Quercus petraea* a *Q. robur*, z ostatných listnáčov je to *Acer campestre*, *Cerasus avium*, *Ulmus minor*, z ihličnanov *Pinus sylvestris*. Z krov *Crataegus monogyna*, *Euonymus europaeus*, *E. verrucosus*, *Forsythia suspensa*, *Lonicera nigra*, *L. xylosteum*, *Philadelphus coronarius*, *Sambucus nigra*, *Swida sanguinea*, *Syringa vulgaris*, a *Viburnum lantana*.

Bylinný podrast je podobný ako pri predchádzajúcich lokalitách, zaznamenali sme len pár nových druhov *Astragalus glycyphyllos*, *Glechoma hederacea*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Salvia nemorosa*, *Stenactis annua*. Lúka je kosená.

4. Parkovisko a okolie

Aj táto časť parku, ktorá sa nachádza juhovýchodne od vstupnej brány, bola v minulosti udržiavaná, o čom svedčia nepôvodné dreviny, ale aj zbytky hriadiok popri chodníku, v minulosti s pestovanými druhmi, dnes len s *Iris germanica*.

Z listnatých drevín tu rastú *Fraxinus excelsior*, *Cerasus avium*, *C. mahaleb*, *Quercus robur* a *Sophora japonica*, z ihličnanov *Pinus nigra*, *P. sylvestris*, na stromoch je tu častý imelovec *Loranthus europaeus*, a brečtan *Hedera helix*, ktorý je aj súčasťou podrastu.

Z krov spomeňme *Buxus sempervirens*, *Caragana arborescens*, *Cotoneaster tomentosus*, *Crataegus monogyna*, *Philadelphus coronarius*, *Spiraea media*, *Swida sanguinea*.

Bylinný podrast tvoria druhy charakteristické pre neudržiavané trávniky a lúčne druhy *Arrhenatherum elatius*, *Arum alpinum*, *Arctium lappa*, *Capsella bursa – pastoris*, *Cardamine pratensis*, *Cirsium arvense*, *Ficaria bulbifera*, *Geranium robertianum*, *Muscari botryoides*, *Pimpinella major*, *Silene nutans*, *Thlaspi perfoliatum*, *Vicia sepium*.

5. Sad a záhrada správcu kaštieľa

V severovýchodnej časti parku, kde sa nachádza obydlie správcu parku je aj zvyšok ovocného sadu a záhrady, v súčasnosti už nevyužívané.

Z ovocných drevín tu ostali hlavne jablone a slivky (*Malus domestica*, *Prunus domestica*), ostatné pestované druhy sú zastúpené len jednotlivito *Cydonia oblonga*, *Cerasus avium*, *Pyrus communis*, *Sorbus domestica*.

Z krov tu rastú *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Pyrus pyraster*, *Rosa canina*, z listnatých stromov *Carpinus betulus*, *Cerasus mahaleb*, *Padus avium*, *Quercus dalechampii*, *Q. robur* var. *pectinata*, *Sorbus aucuparia* a z ihličnanov *Taxus baccata* a *Thuja occidentalis*.

Podrast je podobný ako na ostatných lokalitách, bohatšie sú zastúpené druhy *Arctium lappa*, *Bromus sterilis*, *Campanula persicifolia*, *Cardaria draba*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pallens*, *Galium aparine*, *Hieracium murorum*, *Holcus lanatus*, *Lamium maculatum*, *Luzula campestris*, *Physalis alkekengi*, *Poa annua*, *P. bulbosa*, *Vicia tetrasperma*.

6. Dreviny rastúce na okraji parku

Park po obvode pozvoľna prechádza do prirodzených lesných porastov. Najprv sú to husté porasty krov *Caragana arborescens*, *Euonymus europaeus*, *E. verucosus*, *Ligustrum vulgare*, *Lonicera nigra*, *Rosa canina*, ďalej pribúdajú stromy *Acer campestre*, *Cerasus avium*, *Fraxinus excelsior*, *Padus avium*, *Prunus insititia*, *Robinia pseudoaccia*, *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *Ulmus laevis*, *U. minor*. Často sú to mladé, náletové dreviny nízkeho vzrastu s tenkými kmeňmi.

Bylinný podrast je podobný, ako pri predchádzajúcich lokalitách, pribudli druhy *Achillea millefolium*, *Allium ursinum*, *Carduus acanthoides*, *Daucus carota*, *Fragaria viridis*, *Geum urbanum*, *Humulus lupulus*, *Hypericum maculatum*, *Chelidonium majus*, *Leucanthemum vulgare*, *Melica uniflora*, *Parietaria officinalis*, *Ranunculus bulbosus*, *Rumex crispus*, *R. obtusifolius*, *Senecio vulgaris*.

Záver

V parku sme počas dvoch vegetačných období zistili 85 druhov drevín, z toho je 53 stromov a 32 krov. Počet nahosemenných drevín – ihličnanov je 14 a zvyšok sú dreviny patriace medzi krytosemenné rastliny. Podľa pôvodu 17 druhov drevín pochádza z južnej alebo juhozápadnej Európy, 15 je ázijského a 9 amerického pôvodu, ostatné dreviny sú domáce.

Dreviny podľa hrúbky kmeňa sú rôzneho veku, ale najstaršie sú duby, ktoré tu rástli v pôvodných dubových a dubovo hrabových lesoch. Vek najstarších jedincov je odhadom okolo 300 rokov. V minulosti na území parku, ale aj v jeho okolí boli duby napadnuté vírusovým ochorením grafiózou, preto boli mnohé vyrúbané.

Do parku spontánne prenikajú dreviny z okolia sú to najmä rýchlo rastúce druhy napr. topoľ sivý (*Populus x canescens*) a breza previsnutá (*Betula pendula*), ktoré menia vzhľad a štruktúru parku. Pre zachovanie súčasnej druhovej diverzity drevín je nutné územiu venovať väčšiu pozornosť najmä ho pravidelne kosiť, prerézavať staré stromy a rýchlo rastúce kry. Týmto príspevkom chceme prispieť ku zachovaniu, rozlohou nie veľkého, ale pre obec Budmerice významného, historického parku.

Literatúra

- Bertová, L. 1985. *Loniceraceae* Dostál. In: Bertová L. (ed.) *Flóra Slovenska IV/2*. Veda, Bratislava. s. 69-99. ISBN 71-024-85.
- Chrtková, A. 1988. *Caesalpiniaceae*, Klotysch et Garcke, *Fabaceae* Reichenb. In: Bertová L. (ed.) *Flóra Slovenska IV/4*. Veda, Bratislava. s. 11-12. ISBN 071-001-80.
- Coombes, A. J. 1996. *Stromy. Obrazový sprievodca po viac ako 500 druhoch stromov z celého sveta*. Martin: Vydavateľstvo Osveta, 320 s. ISBN 80-88824-15-X.

- Coombes, L. J. 2008. *Stromy. Príroda do vrečka*. Bratislava : Vydavateľstvo SLOVART, 224 s. ISBN 978-80-8085-578-9.
- Csapody, V. - Tóth, I. 1982. *Flowering Trees and Shrubs*. Budapest : Akadémiai Kiadó, 311 s. ISBN 963 05 2783 9.
- Dudová, N. 2014. *Dreviny budmerického parku v Malých Karpatoch*. Bac. práca. Msc. Deponované na Katedre botaniky PriF UK Bratislava. 57 s.
- Futák, J. 1980. Fytogeografické členenie. Mapa 1 : 1 000000. In: *Atlas SSR*. Bratislava, SAV –SÚG aK.
- Futák, J. et al. 1966. *Flóra Slovenska II*. Veda, Bratislava, 349. ISBN 71-021-66.
- Marhold, K. - Hindák, F. (eds.) 1998. *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava : Veda. 688 s. ISBN 80-224-0526-4.
- Tibenský, J. 1998. Pôživá obec Budmerická / Staroveká história, *Každodenný život slovenskej dediny od najstarších čias do začiatku 18. storočia*. Bratislava : Vydavateľstvo Rak Budmerice. ISBN 80-855 1-15-5.

FYTOINDIKÁCIA EKOGENOTOXICITY ODKALISKA HORNÁ VES PRI KREMNICI

PHYTOINDICATION OF GENOTOXICITY OF MINING TAILING POND IN HORNÁ VES (KREMNICA)

Andrea Pogányová, Erik Kerekeš, Karol Mičieta

Mgr. Andrea Pogányová, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Katedra botaniky, Révova 39, Bratislava 811 02, poganyova@gmail.com

Mgr. Erik Kerekeš, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Katedra botaniky, Révova 39, Bratislava 811 02, kerekeserik@gmail.com

Prof. RNDr. Karol Mičieta, CSc., Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Katedra botaniky, Révova 39, 811 02 Bratislava, micieta@fns.uniba.sk

Abstrakt: Vedľajšie produkty ťažby a spracovania rúd predstavujú v oblastiach poznamenaných aktívnou banskou činnosťou zásah do životného prostredia. Mnohé z takýchto lokalít sa stávajú environmentálne rizikovými, nakoľko môžu aj po desaťročiach uvoľňovať do prostredia toxické a zdraviu škodlivé látky. V tejto práci sa venujeme detekcii genotoxických vplyvov na území nefunkčného odkaliska v Hornej Vsi pri Kremnici. Prostredníctvom vybranej fytoindikačnej metódy (test peľovej abortivity) sme v roku 2013 stanovili prítomnosť nešpecifických mutagénnych faktorov v prostredí. Priemer frekvencie abortivity všetkých druhov dosiahol na sledovanej lokalite trojnásobnú hodnotu v porovnaní s kontrolnou lokalitou. Výsledky našej práce tým potvrdzujú pretrvávajúcu zvýšenú úroveň znečistenia na odkalisku.

Kľúčové slová: deteriorizácia prostredia, fytoindikácia, odkalisko Horná Ves, abortivita peľu

Abstract: By-products of ore mining and processing are negative influences to the environment in areas affected by mining activity. Many of these sites are becoming environmentally risk, because they may even decades later released toxic and harmful substance into the environment. The aim of study is detection of genotoxic effects in the area of dysfunctional mining tailings pond in Horná Ves near Kremnica. Using the selected phytoindication method (pollen abortivity assay), we determined the presence of non-specific mutagenic factors in the environment in 2013. Average abortivity frequency at all of the species reached three times higher value on monitored area, than on the control area. Our results confirm the continuing high level of pollution on the mining tailings pond.

Key words: environment deterioration, phytoindication, mining tailings pond Horná Ves, pollen abortivity

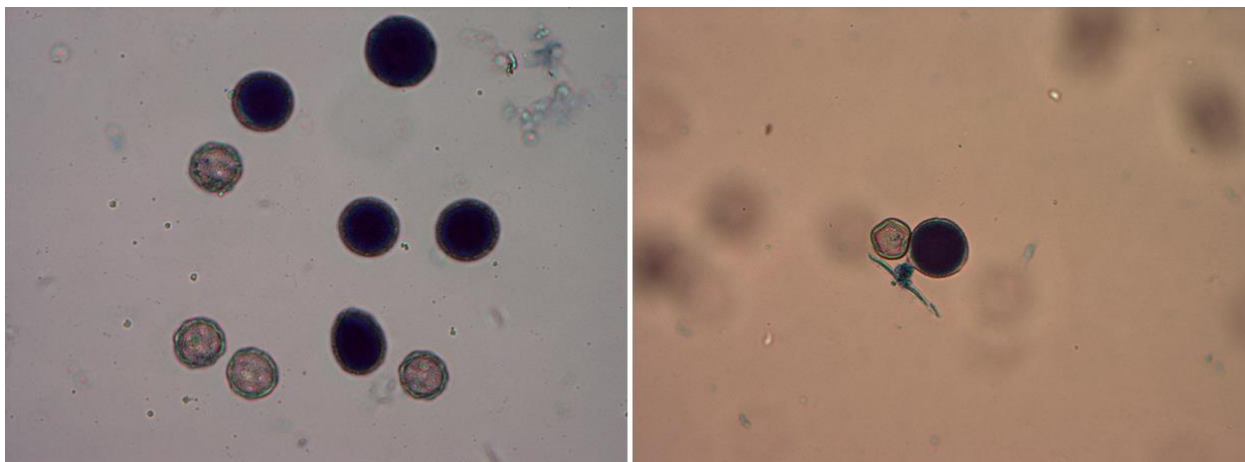
Úvod

Monitoring deteriorizácie životného prostredia antropogénne zaťažených lokalít predstavuje nevyhnutnú súčasť prevencie environmentálnych rizík. Obzvlášť na lokalitách, v blízkosti ľudských osídlení a s problematickým charakterom, ako je bývalé banské odkalisko v Hornej Vsi. Ekogenotoxicita a prítomnosť nešpecifických rizikových faktorov na sledovanom území tohto odkaliska sme overovali použitím rastlinnej fytoindikácie. Aplikácia rastlinných testov je vhodná pri indikácii znečistenia prostredia ťažkými kovmi (Majer et al., 2002) a monitoringu genotoxicity vôd, pôdy a vzduchu (Ma, Harris, 1985, Ma, 1994, Helma et al., 1998, Knasmüller et al., 1998). Senzitivita vybraných rastlinných organizmov umožňuje „*in situ*“ detekciu už pri nízkej koncentrácii chemických látok v prostredí (Uhl et al., 2003). Nakoľko sú divo rastúce rastlinné organizmy permanentne vystavené pôsobeniu genotoxických látok indukovaných do prostredia, sú vhodné na hodnotenie environmentálneho rizika (Mičieta, Murín, 1996, 1997). Ich prirodzená integrujúca funkcia umožňuje sledovať všeobecnú alebo špecifickú odpoveď na zmenu v prostredí a tým registrovať vplyv rizikového faktora alebo rizikových faktorov (Mičieta, Murín, 1996, Gregušková, Mičieta, 2013). Genotoxický potenciál sledovaného územia sme v tejto práci hodnotili sledovaním abortivity mikrospór a peľových zŕn divorastúcich druhov. Biologický účinok environmentálne rizikových látok sa prejavuje štatisticky hodnotiteľnou abortívnosťou – mikrospóry a peľové zrná zasiahnutej vegetácie majú pozorovateľné anomálie. Tieto vznikajú ako dôsledok letálnych mutácií, ktoré priamo ovplyvňujú vývoj peľu (Mišík et al., 2007). Cieľom štúdie bolo stanoviť mieru genotoxického znečistenia na území odkaliska analýzou peľovej abortivity divorastúcich druhov a zhodnotiť súčasný environmentálny stav sledovanej lokality.

Materiál a metodika

Fytoindikáciu mutagenity prostredia sme vykonali s použitím „*in situ*“ testu peľovej abortivity (Murín, 1987, 1995, Mičieta, Murín, 1996, Mičieta, Kunová 2000). Vzorky peľu z divorastúcich druhov boli odobraté v októbri 2013 z cca 10 m širokého pásu vegetácie, ktorý sa nachádza na okraji odkaliska (obr 1). Vhodné druhy pre analýzu sme stanovili na základe prác Murína (1987) a Mičietu a Murína (1996). Vybrané, prevažne synantropné, druhy spĺňajú základné kritériá pre fytoindikáciu analýzou peľovej abortivity. Pre potreby štandardného monitoringu je nutné, aby sa vybrané diploidné druhy nachádzali na lokalite v dostatočnom počte. Taktiež musí ísť o druhy s dostatočnou tvorbou peľu a dobou kvitnutia počas celej vegetačnej sezóny, ideálne druhy jednodomé. Na základe týchto kritérií výsledný výber druhov takmer vždy zahŕňa synantropnú flóru, ktorej životná stratégia predurčuje svojich zástupcov ako najvhodnejších, pre tento typ monitoringu. Vzorky sme odobrali zo šiestich divorastúcich rastlinných druhov: *Silene latifolia* Poir., *Cichorium intybus* L., *Lamium purpureum* L., *Artemisia vulgaris* L., *Ballota nigra* L., *Trifolium pratense* L. a *Linaria vulgaris* Mill. Dodržaný bol štandardný postup odberu vzoriek z min. 10 individuí jedného druhu. Odobraté súkvetia sme fixovali v zmesi etanolu (97 %) a kyseliny octovej (3:1). (Po 24 hodinách prefixácia do 70 % etanolu). Následnú analýzu abortivity sme vykonali v laboratóriu na mikroskope Nikon YS2 Alphaphot. Po vypreparovaní peľníc a nafarbení peľových zŕn roztokom anylínovej modrej v laktófenole sme zhodnotili abortivitu peľových zŕn podľa kritérií práce Mičietu a Murína (1996) (deformácie, farbitelnosť, abnormálna veľkosť) (obr 1). Zhodnotených bolo cca 3 000 peľových zŕn z každej odobratej vzorky. Vzorky z referenčnej lokality Horné Opatovce boli odobrané v identickom termíne ako vzorky v Hornej Vsi. Vzorky z kontrolnej lokality Ostrovné lúčky boli odobierané v mesiacoch júl, august a september v roku 2013 a pre výsledné zhodnotenie boli použité priemerné hodnoty druhov. Podľa doterajších poznatkov, sa počas vegetačnej sezóny

frekvencia abortivity peľových zŕn mierne zvyšuje, pričom svoj vrchol dosahuje zvyčajne v septembri (Kerekeš et al., 2013). Aj v našom prípade sme zaznamenali obdobné intrasezónne zvýšenie abortivity na kontrolnej lokalite Ostrovné lúčky. Priemer frekvencie abortivity všetkých druhov stúpol z hodnoty 1,7 v júni na 2,7 v septembri.

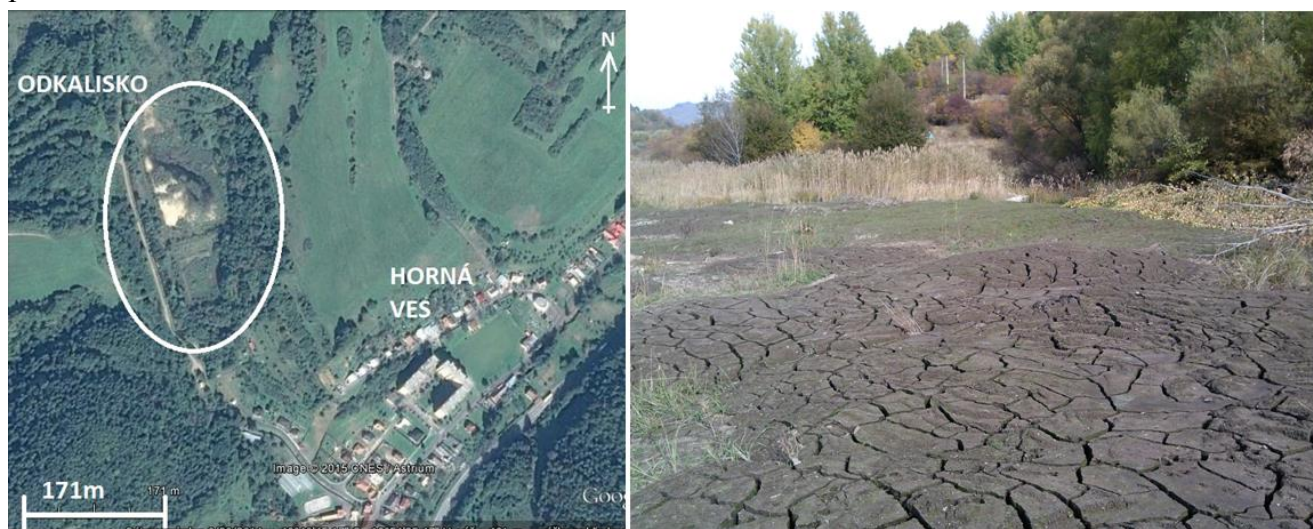


Obr 1 Skupina abortívnych peľových zŕn *Silene latifolia* Poir. a abortívne peľové zrno *Trifolium pratense* L. vo vzorkách z odkaliska.

Fig 1 Group of abortive pollen grains of *Silene latifolia* Poir. and abortive pollen grain of *Trifolium pratense* L. in samples from mining tailings pond.

Charakteristika územia

Oblasť na strednom Slovensku, v okolí Kremnice, je charakteristická ťažbou vzácnych kovov, zlata a striebra. Sledované odkalisko (obr 2) bolo vybudované v roku 1965 ako finálna súčasť spracovateľských procesov (gravitácia, floatácia, amalgamácia a lúhovanie kyanidom) využívaných pri ťažbe a spracovaní rúd (Matušková a Finka, 2010). Nachádza sa pri obci Horná Ves (cca. 200 m nad obcou) v miernom svahu v blízkosti Lúčanského potoka (GPS: 48°40' 49.,10" S, 18°54' 22.,86" V). Po roku 1970 sa na odkalisko ukladali produkty úprav rôznych surovín z viacerých závodov (Kovohuty, n. p. Krompachy, závod SNP Žiar nad Hronom a ďalšie). Medzi rokmi 1986 až 1992 tu boli vypúšťané kaly zo spracovania rúd povrchového lomu Šturec.



Obr 2 Banské odkalisko pri Hornej Vsi na strednom Slovensku (zdroj: google earth a autorská fotografia)

Fig 2 Mining tailings pond in Horná Ves in Central Slovakia (source: google earth and author's photography)

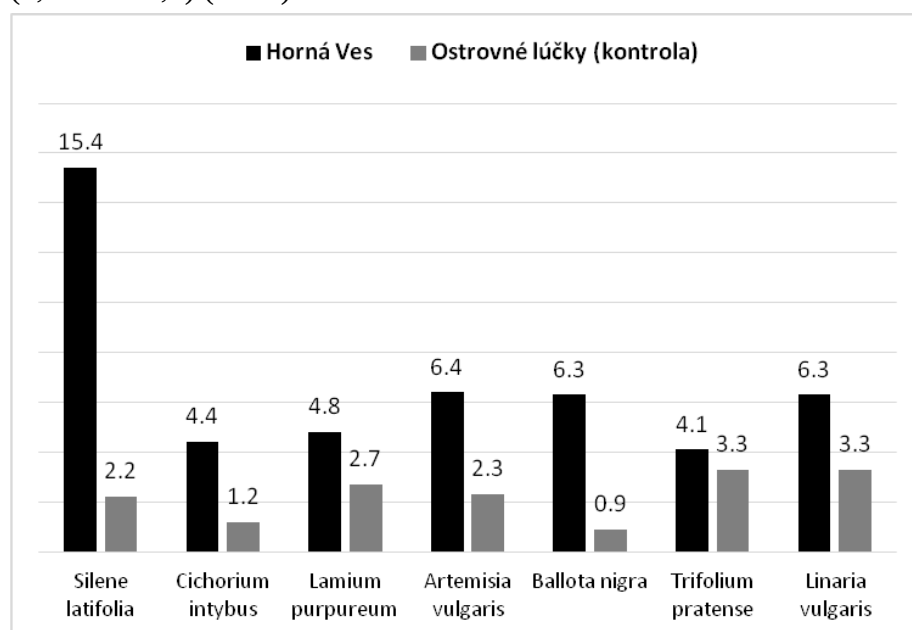
Odkalisko je v súčasnosti uzavretým areálom. Vzhľadom k environmentálnej závažnosti problematiky ťažby a spracovania odpadových produktov vznikajúcich pri rôznych technologických postupoch, je tejto lokalite venovaná pozornosť v rade odborných prác (Matúšková, Finka, 2010, Poništ, 2008).

Abortivitu peľových zŕn hodnotenej lokality sme porovnali s kontrolnou neznečistenou lokalitou v prírodnej rezervácii Ostrovné lúčky, ktorá je súčasťou Chránenej krajinnnej oblasti Dunajské luhy (GPS: 48°02' 24.,00" S, 17°10' 29.,50" V) vzdialenej cca. 12 km od Bratislavy. Vzorky z rastlinných druhov kontrolnej lokality boli odobraté, spracované a analyzované identickým spôsobom ako vzorky z odkaliska. Ako referenčnú lokalitu pre zhodnotenie našich výsledkov sme použili dáta z výskumu abortivity v zaniknutej obci Horné Opatovce pri Žiari nad Hronom (GPS: 48°33' 22.,17" S, 18°51' 11.,52" V). Ide o lokalitu v blízkosti továrne na výrobu hliníka Slovalco a. s., ktorá je predmetom dlhoročného monitoringu genotoxicity (Mičieta a Murín, 1997, Mičieta a Kunová, 2000)

Štatistickú signifikantnosť rozdielu vo frekvencii abortivity medzi druhmi na kontrolnej lokalite a odkaliskom sme overili použitím Studentovho t-testu.

Výsledky

Analýza abortivity peľu potvrdila prejavy ekogenotoxicity u sledovaných indikačných druhov a tým aj pretrvávajúcu zvýšenú úroveň znečistenia na odkalisku. Priemerná hodnota abortivity na sledovanom území bola trojnásobne vyššia ($6,81 \% \pm 3,9$) v porovnaní s kontrolnou lokalitou ($2,27 \% \pm 0,9$) (obr 3).

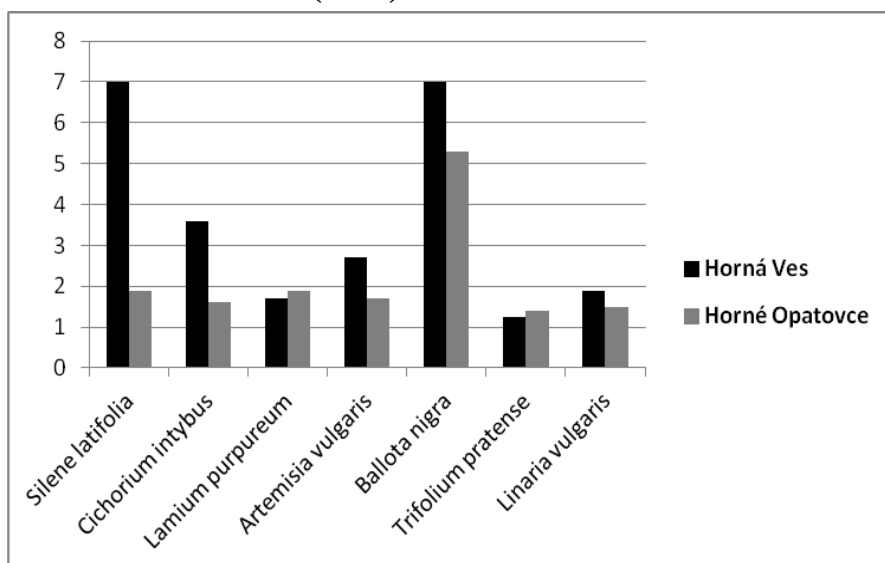


Obr 3 Abortivita peľu (%) vybraných druhov v lokalite Horná Ves a na kontrolnej lokalite

Fig 3 Pollen abortivity (%) of selected species in Horná Ves and control site

Detekcia abortivity natívnej flóry na odkalisku potvrdila vzhľadom ku kontrole významný rozdiel. Preukaznosť tohto rozdielu medzi lokalitami sme štatisticky overili použitím Studentovho t-testu. Výsledná hodnota $p = 0,0113$ potvrdila, podľa konvenčných kritérií štatistiky, signifikantnosť výsledkov (použité hodnoty: $t = 2,9892$, $df = 12$, odchýlka = 1,520). Pri overovaní hodnoty získaných výsledkov a pre definovanie miery environmentálnej záťaže sme abortivitu odkaliska porovnali s hodnotami dlhodobo sledovanej referenčnej lokality Horné Opatovce. Výpočet indukčného indexu vyjadruje hodnotu výsledkov oboch lokalít

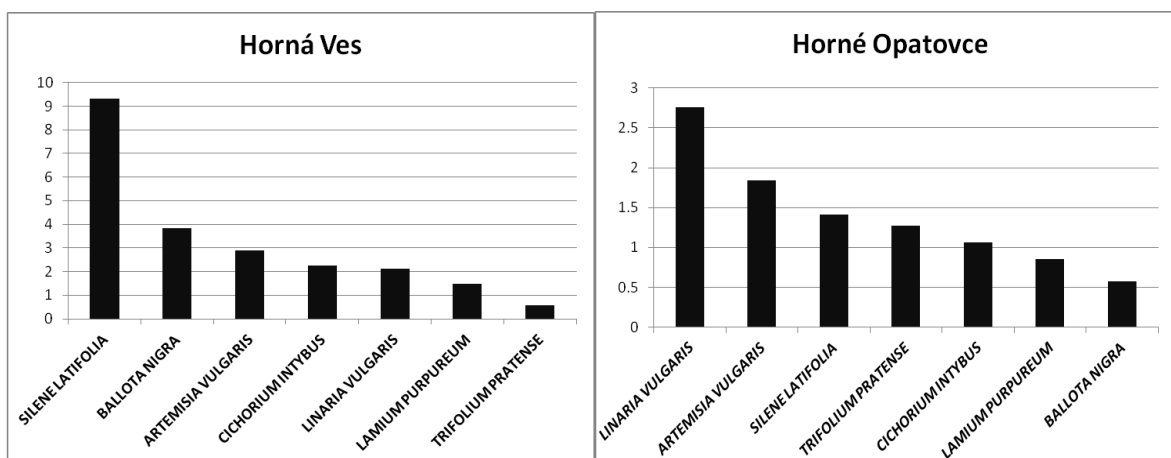
vzhľadom ku kontrole. V grafe môžeme vidieť rozdiel medzi sledovanou lokalitou odkaliska a referenčnou lokalitou (obr 4).



Obr 4 Indukčné indexy jednotlivých druhov odkaliska a referenčnej lokality

Fig 4 Induction indexes of each species on mining tailings pond and reference site

Celkový indukčný index lokality Horná Ves dosiahol hodnotu $id = 3,59 \pm 2,5$. Táto hodnota vyjadruje celkovú záťaž lokality v porovnaní s kontrolou a v prípade odkaliska dosahuje výrazne vysokú hodnotu (viac ako trojnásobná hodnota), čo indikuje významnú prítomnosť genotoxických faktorov v prostredí. Podstatný rozdiel sa ukazuje aj pri porovnaní s referenčnou lokalitou. Celkový indukčný index referenčnej lokality v blízkosti továrne na výrobu hliníka dosiahol hodnotu „iba“ $id = 2,19 \pm 1,4$ (obr 3). Je zjavné, že jednotlivé rastlinné druhy reagujú na prítomnosť znečisťujúcich látok v prostredí s rôznou mierou citlivosti. V našich výsledkoch (obr 3 a obr 4) sa javia ako najsenzitívnejšie druhy *Silene latifolia* Poir., *Ballota nigra* L., a *Cichorium intybus* L. Citlivosť jednotlivých druhov sme pre overenie zhodnotili výpočtom strednej kvadratickej odchylky. Táto hodnota nám umožňuje pozorovať mieru disperzie vo frekvencii abortivity pri jednotlivých druhoch. Obr 5 a obr 6 zobrazujú poradie druhov na základe rozptylu hodnôt abortivity na sledovanej a referenčnej lokalite.



Obr 5, Obr 6 Poradie druhov na základe citlivosti na znečistenie, stanovené pomocou štandardnej odchýlky, na odkalisku v Hornej Vsi a referenčnej lokalite v Horných Opatovciach

Fig 5, Fig 6 The species sequence based on sensitivity to pollution, determined by the standard deviation, on the mining tailings pond in Horná Ves and reference locality in Horné Opatovce

Zobrazené výsledky naznačujú rôznu mieru citlivosti jednotlivých druhov na znečistenie v prostredí. Taktiež pozorujeme odlišnú mieru reakcie v závislosti od typu znečistenia. To s najväčšou pravdepodobnosťou vysvetľuje rozdiely medzi odkaliskom a referenčnou lokalitou. Na základe našich výsledkov predpokladáme že medzi najsenzitívnejšie druhy, a teda aj druhy najvhodnejšie pre monitoring genotoxicity fytoindikáciou, patria *Silene latifolia* L., *Artemisia vulgaris* L., *Cichorium intybus* L., a *Linaria vulgaris* Mill.

Diskusia

Lokalita odkaliska bola dlhé roky využívaná pri procesoch spracovania vedľajších produktov ťažby zlata a striebra, neskôr aj ostatných druhov kovov z rôznych spracovateľských závodov. Na území bolo akumulované veľké množstvo ťažkých kovov a ďalších environmentálne toxických látok. Napriek tomu, podľa dostupných analýz a odborných prác, tieto látky neboli do okolia uvoľňované v nadlimitných hodnotách (Matúšková, Finka, 2010).

V súčasnosti sa odkalisko považuje za bezpečné, nemalo by dôjsť k uvoľneniu toxického kalu do okolia ani v prípade veľkých zrážok, ako sa stalo pri havárii v roku 1971. Opustený areál hojne zarastá vegetáciou. Okrem vegetácie je tu prítomné rozmanité množstvo živočíšnych druhov. Napriek tomu naše výsledky potvrdili výrazne vysokú prítomnosť abnormálnych prejavov spôsobených mutáciami na chromozómovej úrovni. Obdobné pozorovania nachádzame aj v prácach niektorých slovenských autorov. Pri monitoringu okolia mestskej spaľovne v Bratislave a okolia spoločnosti Slovnaft (Mičieta, Kunová, 2000) autori pozorovali prítomnosť dvoj až trojnásobne vyšších hodnôt abortivity v porovnaní s kontrolnou lokalitou. Tieto hodnoty boli zistené v dobe kedy, s použitím bežných analytických metód, neboli v tejto lokalite namerané hodnoty prekračujúce doporučené koncentrácie rizikových látok. Výskum genotoxicity analýzou abortivity lokálnej flóry, doplnenej o analýzu peľovej abortivity implantovaného druhu *Tradescantia paludosa* a taktiež o *Tradescantia* MCN test, sa uskutočnil aj v okolí priemyselných lokalít a skládky pri Žiline (Solenská et al., 2006). Autori na základe výsledkov konštatujú možnosť vyššej citlivosti peľových zŕn natívnej flóry na znečistenie, ako je tomu pri teste na mikrojadrá. Z ich pozorovaní taktiež vyplýva existencia priameho vzťahu medzi abortivitou a vzdialenosťou rastlín od priameho zdroja znečistenia. Na podstatný význam tohto vzťahu poukazuje aj práca zahraničných autorov (Carneiro et al. 2011), ktorí analýzu abortivity uplatnili pri monitoringu znečistenia emisiami z dopravného koridoru v Sao Paulo. Za hlavný potenciálny nedostatok tejto metodiky sa považuje možná adaptácia exponovaných rastlinných populácií na pôsobenie environmentálnych toxínov (Mičieta, Murín, 1997). Na tento fakt autori upozorňujú v práci venovanej monitoringu prostredia potenciálne kontaminovaného rádioaktivitou (Murín, Mičieta, 2009). Za ďalší potenciálny nedostatok metodiky môžeme považovať prirodzené ovplyvnenie abortívnosti rastlín zmenou klimatických faktorov.

Aj keď našim predpokladom je, že pôsobenie týchto základných premenných, pri porovnávaní výsledkov s kontrolnou lokalitou, neovplyvňuje výslednú abortivitu výraznejšie než prítomnosť genotoxických látok v prostredí, vplyv klimatických faktorov na skreslenie výsledkov nie je zanedbateľný. Tento problém výraznou mierou redukuje voľba vhodnej kontrolnej lokality, mimo dosahu znečistenia, avšak s identickými klimatickými parametrami.

Na základe našich výsledkov, získaných jednorazovou analýzou stavu odkaliska z hľadiska prítomnosti genotoxických faktorov, odporúčame aj naďalej venovať tejto lokalite pozornosť v podobe pravidelného monitoringu a preventívnych bezpečnostných opatrení.

Záver

Znečisťovanie životného prostredia vedľajšími produktmi banskej činnosti má výrazný vplyv na jednotlivé zložky ekosystému. Aj keď znečistenie vďaka adaptabilite rastlinných aj živočíšnych organizmov nemusí byť na prvý pohľad viditeľné, výsledky našej štúdie naznačujú, že staré environmentálne záťažuje svoj vplyv na prostredie majú. Test peľovej abortivity aplikovaný „*in situ*“ na vybrané druhy flóry odkaliska naznačil, že v prostredí sa nachádza množstvo genotoxických látok s mutagénnym účinkom.

Podakovanie

Táto práca bola finančne podporená projektom VEGA 1/0380/13.

Literatúra

- Carneiro, M.F.H., Ribeiro, F.Q., Fernandes-Filho, F.N., Lobo, D.J.A., Barbosa Jr., F., Rhoden, C.R., Mauad, T., Saldiva, P.H.N., Carvalho-Oliveira, R. 2011. Pollen abortion rates, nitrogen dioxide by passive diffusive tubes and bioaccumulation in tree barks are effective in the characterization of air pollution. *Environ. Exp. Botany*, 72, s. 272-277. ISSN 0098-8472.
- Gregušková E., Mičieta, K. 2013. Phytoindication of the Ecogenotoxic Effects of Vehicle Emissions Using Pollen Abortion Test with Native Flora. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 22, 4, s. 1069-1076. ISSN 1230-1485.
- Helma, C., Eckl, P., Gottmann, E., Kassie, P., Rodinger, W., Steinkellner, H., Wind-Passinger, C., Schulte-Hermann, R., Knasmüller, S. 1998. Genotoxic and ecotoxic effects of groundwaters and their relation to routinely measured chemical parameters. *Environ. Sci. Technol.*, 32, s. 1799-1805. ISSN 0013-936X.
- Kerekeš, E., Pogányová, A., Miškovic, J., Mičieta, K. 2013. Test abortivity peľu natívnej flóry a *Tradescantia* MCN test v dlhodobej fytoindikácii zmien ekogenotoxického záťaž v Horných Opatovciach. In Galamboš, M., Džugasová, V., Ševčovičová, A. (eds.): Študentská vedecká konferencia PriF UK 2013 – Zborník recenzovaných príspevkov. Bratislava : Vydavateľstvo UK, s. 334-338. ISBN 978-80-223-3392-4.
- Knasmüller, S., Gottmann, E., Steinkellner, H., Fomin, A., Pickl, C., Paschke, A., God, R., Kundi, M. 1998. Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soils with plant bioassays. *Mutation Research*, 420, s. 37-48. ISSN 1383-5718.
- Ma T.H., Harris, M.M. 1985. *In situ* monitoring of environmental mutagens, s. 77-106. In Saxena, J. (ed.): *Hazard Assessment of Chemicals*. Vol. 4. New York : Academic Press, 1985. ISBN 978-01-231-2404-3.
- Ma, T.H. 1994. Application of quick and simple plant bioassays to assess the genotoxicity of environmental pollutants - detection of potential health hazards of air, water and soil contaminants. In Degen, G.H., Seiler, J. P., Bentley P. (eds.): *Proceedings of 1994 EUROTOX Congress*. Basel : Springer, s. 420-433. ISBN 978-35-405-8781-1.
- Majer, B.J., Tscherko, D., Paschke, A., Wennrich, R., Kundi, M., Kandeler, E., Knasmüller, S. 2002. Effects of heavy metal contamination of soils on micro-nucleus induction in *Tradescantia* and on microbial enzyme activities: a comparative investigation. *Mutation Research*, 515, s. 111-124. ISSN 2224-4263.
- Matúšková, L., Finka, O. 2010. *Vplyv banskej činnosti na životné prostredie - odkalisko Horná Ves - správa*. Kremnica Gold, s. r. o., Banská Bystrica, 2010, s. 3-10. [online]. [cit. 11-2.2015]. Dostupné na internete: <http://www.zbsc.eu/download/odkalisko.pdf>
- Mičieta, K., Kunová, K. 2000. Poznáme únosnosť genetickej deteriorizácie v ochrane ohrozených a vzácných druhov? *Acta Environmentalica universitatis comenianae*, 10, s. 99-103. ISSN 1335-0285.
- Mičieta, K., Murín, G. 1996. Microspore analysis for genotoxicity of polluted environment. *Environ. Exp. Botany*, 36, 1, s. 21-27. ISSN 0098-8472.
- Mičieta, K., Murín, G. 1997. Wild plant species in practical use for bioindication of polluted environment. *Ekológia*, 16, s. 193-202.
- Mišík, M., Mičieta, K., Solenská, M., Mišíková, K., Pisarčíková, H., Knasmüller, S. 2007. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of mixed industrial emissions using the *Tradescantia* micronucleus and pollen

- abortion tests with wild life plants: Demonstration of the efficacy of emission controls in an Eastern European city. *Environ. Pollut.*, 145, s. 459-466. ISSN 0269-7491.
- Murín, A. 1987. Kvety ako indikátory mutagenity a fytotoxicity znečisteného životného prostredia. *Biológia*, 42, s. 447-456.
- Murín, A. 1995. Basic criteria for selection of plant bioindicators from regional flora for monitoring of an environmental pollution. *Biologia*, 50, s. 37-40. ISSN 0006-3088.
- Poništ, M. 2008. Systematická identifikácia environmentálnych záťaží SR, čiastková záverečná správa za okres Žiar nad Hronom. In Paluchová, K. (ed.): *Systematická identifikácia environmentálnych záťaží SR, záverečná správa 2008*, Banská bystrica, 2008, s. 116. [online]. [cit. 11-2-2015]. Dostupné na internete: www.sazp.sk/public/index/open_file.php?file=CEI/EZ/ZavSprava.pdf
- Solenská, M., Mičieta, K., Mišík, M. 2006. Plant bioassay of *in situ* monitoring of air near an industrial area and municipal solid waste – Žilina (Slovakia). *Env. Monit. Assess.*, 115, s. 499-508. ISSN 0167-6369.
- Uhl, M., Plewa, M.J., Majer, B.J., Knasmüller, S. 2003. Basic principles of genetic toxicology with an emphasison plant bioassays. In Maluszynska, J., Plewa, M. (eds): *Bioassays in plant cells for improvement of ecosystem and human health*. Katowice : Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, 2003. 150 s. ISBN 978-83-226-1316-0.

VYBRANÉ PATOGÉNY AKO KONTAMINANTY VODNÉHO PROSTREDIA

SELECTED PATHOGENS AS CONTAMINANTS OF WATER ENVIRONMENT

Jana Kalinová, Alexandra Valenčáková, Oľga Danišová, Antónia Hasajová, Pavol Bálent

MVDr. Jana Kalinová, doc. MVDr. Alexandra Valenčáková, PhD., MVDr. Oľga Danišová, MVDr. Antónia Hasajová, prof. MVDr. Pavol Bálent, PhD.

Univerzita veterinárskeho lekárstva a farmácie v Košiciach, Katedra biológie a genetiky, Ústav biológie, zoológie a rádiobiológie, Komenského 73, 041 81 Košice, mail:

jana.kalinova@student.uvlf.sk

Abstrakt: Protozoárne patogény a patogény kmeňa *Microsporidia* patria medzi časté kontaminanty vodných zdrojov, ktoré môžu vyvolať infekcie u ľudí. Do roku 2010 bolo globálne nahlásených viac ako 524 parazitických epidémií, ktoré boli spôsobené kontaminovanou vodou. Až 93 % epidémií sa vyskytlo v Severnej Amerike a Európe, pričom v samotnej Európe sa vyskytlo viac ako 30 % týchto prípadov. Väčšina epidémií bola spôsobená dvomi druhmi protozoí, a to *Giardia intestinalis* (40,6 %) a *Cryptosporidium parvum* (50,8 %). Medzi ďalšie významné patogény patria *Entamoeba histolytica*, *Naegleria fowleri*, *Toxoplasma gondii*, *Balantidium coli*, *Cystoisospora belli*, *Cyclospora cayetanensis*, *Acanthamoeba* spp., *Blastocystis* spp. a *Microsporidia* spp., ktoré sa vyskytovali v zastúpení 2,8 – 0,6 %.

Kľúčové slová: Protozoa, *Microsporidia*, voda, životné prostredie

Abstract: Protozoan pathogens and pathogens of phylum *Microsporidia* are among the greatest risks of waterborne infection. By the year 2010, more than 524 parasitic outbreaks caused by contaminated water were reported. Almost 93 % of outbreaks occurred in the North America and in the Europe, from which 30 % of cases occurred in Europe alone. Majority of these epidemic outbreaks was caused by two species of protozoan parasites - *Giardia intestinalis* (40.6 %) and *Cryptosporidium parvum* (50.8 %). Other important pathogens include *Entamoeba histolytica*, *Naegleria fowleri*, *Toxoplasma gondii*, *Balantidium coli*, *Cystoisospora belli*, *Cyclospora cayetanensis*, *Acanthamoeba* spp., *Blastocystis* spp. a *Microsporidia* spp., which were detected in 2.8 to 0.6 % of cases.

Key words: Protozoa, *Microsporidia*, water, environment

Úvod

Prenos patogénov prostredníctvom životného prostredia je významný pre mnoho protozárných a iných parazitov, pričom voda, pôda a potrava patria k najvýznamnejším cestám prenosu. Schopnosť týchto patogénov produkovať veľké množstvo infekčných štádií a ich odolnosť vo vonkajšom prostredí, kde sú schopné prežiť aj vo vlhkých mikroklimách aj dlhšie časové obdobie, z nich robí trvalé ohrozenie verejného zdravia a zdravia zvierat.

Voda môže byť faktorom prenosu ochorení najmä ak sú do nej vylučované patogény infikovaných ľudí a zvierat. Infekčný agens sa dostáva kontaminovanou vodou do tráviaceho traktu ľudí a zvierat. Ďalšou z možností nákazy je aj využívanie rekreačných zariadení, vodných nádrží a jazier.

Protozoárne patogény patria medzi najväčšie riziká nákaz z vody. Predstavujú jednu z hlavných skupín ríše *Protozoa* (doména *Eukaryota*). Protozoá sú najjednoduchšie, väčšinou jednobunkové eukaryotické organizmy, pričom v súčasnosti poznáme asi 65 000 druhov, z ktorých asi 10 000 je patogénnych (Lešník et al., 2005).

Patogénne protozoá spôsobujúce ochorenia u ľudí sa vo vode spravidla nemnožia, ale sú schopné prežívať niekoľko dní, mesiacov až rokov. Na vyvolanie ochorenia je potrebná určitá infekčná dávka, pričom veľkosť infekčnej dávky závisí od druhu mikroorganizmu, jeho schopnosti nakaziť organizmus jedinca, ale aj od kompetentnosti imunitného systému jedinca.

Veľké množstvo druhov parazitických protozoí patrí medzi pôvodcov vodou prenosných ochorení, pričom k tým najčastejším patria *Cryptosporidium* spp., *Toxoplasma* spp., *Giardia* spp., *Cyclospora* spp., *Blastocystis* spp., *Balantidium* spp., *Cystoisospora* spp. a *Entamoeba* spp.. K významným vodou prenosným parazitom patria aj zástupcovia z kmeňa *Microsporidia* (Karanis et al., 2007).

Voda ako zdroj infekcie

Kontaminácia vody parazitmi býva často spojená s jej kontamináciou fekáliami, ktoré slúžia ako hlavný prostriedok prenosu parazitov. Spóry niektorých druhov kmeňa *Microsporidia* (*Encephalitozooncuniculi*) sú však schopné kontaminovať životné prostredie aj cez moč hostiteľa. Infekčné štádiá parazitov môžu kontaminovať vodu priamo, pomocou trusu alebo nepriamo. Priamu kontamináciu vody trusom opisujú v svojej štúdii napríklad Sulaiman et al. (2003) kedy zistili, že *Enterocytozoonbieneusi* objavený v truse divo žijúcich cicavcov môže byť zdrojom kontaminácie vody.

Voda je jedným z hlavných prostriedkov prenosu parazitov, pričom parazitmi kontaminovaná voda je dôležitý zdroj ľudskej infekcie, jednak po priamej konzumácii alebo napríklad po konzumácii jedla umytého kontaminovanou vodou. V Spojených Štátoch Amerických sa vyskytla v rokoch 1995 – 2000 nákaza spôsobená protozoárnym parazitom *Cyclosporacayetanensis*, kde bolo malinami dovezenými z Guatemaly, ktoré boli umyté v kontaminovanej vode, nakazených viac ako 3 200 ľudí v 115 zaznamenaných epidémiách (Murrow et al., 2002). Voda tiež umožňuje ďalšie šírenie parazitov do zásobníkov pitnej vody, do vody v rekreačných oblastiach alebo do vody určenej na polievanie plodín, ktorá umožňuje kontamináciu týchto plodín. Potravinársky priemysel tiež používa veľké množstvo vody na spracovanie potravín, kde pri kontaminácii tejto vody parazitmi môže dôjsť k závažnému ohrozeniu zdravia ľudí.

Kontaminácia životného prostredia

Samotná kontaminácia životného prostredia závisí od viacerých faktorov ako napríklad počet infikovaných hostiteľov, množstvo vylúčených infekčných štádií parazita, správanie

hostiteľov, geografická distribúcia, hygiena a ošetrovanie pitnej vody, klimatických podmienok a hydrogeológie oblasti.

Napríklad jeden kus hovädzieho dobytku nakazeného parazitom *Cryptosporidium* môže denne vylúčiť $7,6 \times 10^5$ až $7,2 \times 10^8$ oocýst (Smith et al., 2000). Množstvo oocýst, ktoré môžu kontaminovať životné prostredie potom záleží aj od používaných poľnohospodárskych postupov, ako napríklad skladovanie hnoja a hnojovice alebo pasenie nakazeného dobytku v oblasti blízko vodných zdrojov. Na jednej farme vo Veľkej Británii, kde bola zaznamenaná kryptosporidióza bolo do vody vylúčených 550 oocýst/l⁻¹. Množstvo oocýst vylúčených do vody sa môže ešte zvýšiť, napríklad pri hnojení pôdy trusom postihnutých zvierat (Smith, 2000). Oocysty vylúčené do vodného prostredia prežívajú dlhšie ako tie, ktoré sú vylúčené na pastvu a potrebujú určitý čas aby sa dostali cez substrát do vody.

Ku kontaminácii životného prostredia môže tiež prispieť aj koprofágni transportní hostitelia ako prasatá, psy, sliepky ale aj muchy. Obzvlášť muchy môžu byť dôležitým prenášačom oocýst rodu *Cryptosporidium* (Graczyk et al., 1999) alebo cýst rodu *Giardia* (Sterling et al., 1987).

Epidémie spôsobené vodou

Do roku 2010 bolo globálne nahlásených viac ako 524 parazitických epidémií, ktoré boli spôsobené kontaminovanou vodou (Baldursson et al., 2010). *Giardia* a *Cryptosporidium* patria medzi najčastejšie vodou prenosné protozoa, pretože sa pomerne často vyskytujú ako patogény u rôznych druhov zvierat a sú schopné kontaminovať životné prostredia dostatočným množstvom cýst a oocýst, ktoré sú odolné voči bežne používaným dezinfekčným prostriedkom vody. Cysty rodu *Giardia* a oocysty rodu *Cryptosporidium* sú tiež dostatočne malé aby kontaminovali podzemné vody (CDC, 2012). Z týchto dôvodov boli epidémie spôsobené *Giardia intestinalis* nahlásené v 40,6 % prípadov a epidémie spôsobené *Cryptosporidium parvum* v 50,8 % prípadov (Baldursson et al., 2010). *Entamoeba histolytica*, *Naegleria fowleri*, *Toxoplasma gondii*, *Balantidium coli*, *Cystoisospora belli*, *Cyclospora cayentanensis*, *Acanthamoeba* spp., *Blastocystis* spp. a *Microsporidia* spp. sa vyskytovali v zastúpení 2,8 – 0,6 % (Baldursson et al., 2010). Tieto patogény sa vyskytujú menej často a tiež existuje menej údajov o ich citlivosti k dezinfekčným prostriedkom a tiež odolnosti voči úprave vody. *Entamoeba histolytica* je odolná voči úprave vody chlórmi ale cysty majú veľkosť 10 – 20 μm, čo umožňuje ich zachytenie pri filtrácii vody. *Toxoplasma* spp. je tiež odolná voči dezinfekcii chlórmi. Spóry kmeňa *Microsporidia* majú veľmi malú veľkosť (1 – 5 μm) a sú odolné voči dezinfekcii chlórmi.

Entamoeba histolytica

Entamoeba histolytica (Schaudinn) je anaeróbny, unicelulárny, protozoárny parazit, ktorý spôsobuje amébiózu. Poznáme dve formy tohto parazita - trofozoit a cysa. Trofozoit predstavuje pohyblivý, aktívny štádium tohto parazita s veľkosťou 12 – 60 μm, ktoré obsahuje sférické jadro. Cysa predstavuje nepohyblivý, infekčný štádium parazita *Entamoeba histolytica* s veľkosťou 10 – 20 μm (Dobell, 1928).

K nákaze dochádza konzumáciou kontaminovanej potravy alebo vody, prípadne priamo orofekálnou cestou. Prenos pomocou vody je častý najmä v rozvojových krajinách s nedostatočne upravenou pitnou vodou, prípadne vodou kontaminovanou trusom zvierat (Bruckner, 1992).

Ochorenie môže prebiehať asymptomaticky alebo symptomaticky, akútne alebo chronicky a tiež ako intestinálna alebo extraintestinálna forma. Väčšina ľudských infekcií je asymptomatických. Poznáme štyri typy črevných symptomatických infekcií, pričom všetky

prebiehajú prevažne v akútnej forme: dyzentéria alebo krvavá hnačka, kolitída, amébový granulóm a amébová apendicitída (Reed, 1992).

Entamoeba histolytica patrí k najčastejším príčinám smrti spôsobenej parazitárnou nákazou hneď po malárii v Afrike (Ali et al., 2012). Najvyšší výskyt bol zaznamenaný v Mexiku, Indii, východnej a južnej Afrike a na niektorých územiach v centrálnej a južnej časti Ameriky. Častý je tiež výskyt u turistov, ktorí tieto oblasti navštívili a u imigrantov pochádzajúcich z týchto oblastí (Hughes et al., 2000). Prevalencia nákazy parazitom *Entamoeba histolytica* v rozvojových krajinách predstavuje 18 – 48 % (Haque et al., 2006). V rozvinutých krajinách predstavuje prevalencia tejto nákazy 0,2 – 10,8 %, avšak tieto údaje sú diskutabilné keďže jednak sa améboza môže vyskytovať aj v asymptomatickej forme a tiež môže byť pri mikroskopickom vyšetrení *Entamoeba histolytica* často zamieňaná za nepatogénnu amébu *Entamoeba dispar* (Mackey, Lawrence et al., 2010).

Entamoeba histolytica je zodpovedná za niekoľko epidémií spôsobených vodou. Medzi prvé prípady patrí 17 prípadov z roku 1950 kedy došlo ku kontaminácii pitnej vody splaškami v Royal Air Force Station, vo Veľkej Británii (Glaberman et al., 2002). V rokoch 1961 – 1970 sa vyskytlo niekoľko epidémií v Spojených Štátoch Amerických kde bolo infikovaných 25 ľudí. Došlo tu ku kontaminácii verejného vodovodu cystami tohto parazita (Taylor et al., 1972). Na Vianoce v roku 1986 sa v lyžiarskom stredisku v meste Sälen (Švédsko) nakazilo viac ako 1 400 ľudí. Simultánna epidémia giardiázy a amébózy bola spôsobená prienikom splaškovej vody do vodovodného systému (Andersson et al., 1989). V roku 1993 v meste Taichung City, v Taiwane vznikla epidémia v súkromnej škole, kde bolo amébami a baktériou *Shigella sonnei* nakazených 730 študentov. Príčinou bola kontaminácia studne splaškami a starý vodovodný systém (Chen et al., 2001). V meste Tbilisi, v Gruzínsku došlo v roku 1998 k infekcii 177 ľudí v dôsledku fekálnej kontaminácie a nedostatočnej filtrácie vody (Kreidl et al., 1999). V roku 2006 v Jiangshan City v Číne došlo k infekcii 31 ľudí parazitom *Entamoeba histolytica*. Príčina infekcie ostala neznáma (Mao et al., 2009).

***Acanthamoeba* spp.**

Améby z rodu *Acanthamoeba* (Volkonsky) patria k najbežnejším voľne žijúcim parazitom. Nachádzajú sa v sladkej aj v slanej vode, v pôde a aj v rastlinách. Boli tiež izolované z pitnej vody, z balenej vody, zo splaškov, zo vzduchu ale aj z nosnej sliznice zdravých ľudí (Martinez et al., 1997; Szenasi et al., 1998).

Vo vývinovom cykle rodu *Acanthamoeba* sa nachádzajú dve štádiá - trofozoit a cysta. Cysta, ktorá predstavuje infekčné štádium parazita, má veľkosťou 13 – 20 µm a je rezistentná voči vysychaniu, nedostatku živín, zmenám teploty a pH. Veľkosť trofozoitov sa pohybuje od 25 po 40 µm (Khunkitti et al., 1998).

Vo vonkajšom prostredí sa *Acanthamoeba* môže vyskytovať vo forme cysty ale aj vo forme trofozoitu, pričom obidve štádiá môžu byť pre človeka infekčné. Parazit vstupuje do organizmu hostiteľa cez oko, cez poškodenú kožu alebo cez dýchací trakt. Pri vstupe cez oko améba vyvoláva infekčnú keratitídu, zatiaľ čo pri vstupe cez poškodenú kožu alebo dýchací systém môže vyvolať ložiskovú amébovú meningoencefalitídu (Marciano, Cabral, 2003).

Rod *Acanthamoeba* patrí medzi voľne žijúce améby a je v životnom prostredí ubikvitárny. Na základe tejto vlastnosti sa s ňou ľudia bežne dostávajú do kontaktu. Napríklad na Novom Zélande sa potvrdila pozitivita na anti-akantamébové protilátky až u 100 % zdravých jedincov. Zatiaľ čo v Londýne, u zahraničných prisťahovalcov, táto pozitivita dosahovala 85 % (Brindley et al., 2009). Keďže však infekcia touto amébou u imunokompetentných ľudí často prebieha bez klinických príznakov, bežne ostáva nedetegovaná. Skutočný výskyt infekcií spôsobených *Acanthamoeba* spp. je neznámy (Visvesara et al., 2007).

Acanthamoeba spp. je zodpovedná za niekoľko prípadov infekcií z vody. Medzi prvé zaznamenané epidémie patrí infekcia 43 ľudí, ktorá sa vyskytla v rokoch 1993 až 1994 v Iowe (USA) kedy došlo ku kontaminácii vodného zdroja v dôsledku povodní (Meier et al., 1998). V rokoch 2003 až 2005 došlo v Chicagu (USA) k infekcii 40 ľudí akantamébovou keratitídou. Príčinou bol kontaminovaný vodný zdroj. Taktiež v rokoch 2005 – 2007 došlo k 138 prípadom akantamébovej keratitídy v Portoriku (Joslin et al., 2006).

Naegleria fowleri

Naegleria fowleri (Carter) je voľne žijúca, termofilná améba, ktorá spôsobuje infekcie u ľudí. Vyskytuje sa v pôde a vo vode, hlavne v horúcich prameňoch, v bazénoch ale tiež v riekach, v jazerách a v rybníkoch. Parazit prežije aj vo vode s teplotou nad 45 °C a je odolný voči zmenám teploty (De Jonckheere et al., 1977).

Naegleria fowleri má vo svojom vývinovom cykle tri štádiá: améboidný trofozoit, cystu a bičíkaté štádium. Trofozoit je aktívne štádium s veľkosťou 10 – 25 µm, ktoré predstavuje infekčné štádium. Cez *nervus olfactorius* (čuchový nerv) sa dostane do tkaniva mozgu a cerebrospinálnej tekutiny. Améboidný trofozoit sa pri zmene iónovej koncentrácie životného prostredia zmení na bičíkaté štádium. Bičíkaté štádium má veľkosť 10 – 16 µm a obsahuje dva bičíky. Toto štádium umožňuje rozptýlenie parazita v pôde alebo vode. Bičíkaté štádium sa pri úprave iónovej koncentrácie zmení naspäť na trofozoit. Pri nedostatku potravy alebo pri vysušení životného prostredia parazita sa trofozoit zmení na sférickú dvojstennú cystu, ktorá meria 7 – 14 µm (Marciano, Cabral, 1988).

Naegleria fowleri vyvoláva závažnú akútnu infekciu centrálnej nervovej sústavy zvanú primárna amébová meningoencefalitída. Postihuje hlavne imunokompetentných mladých ľudí a deti (Visvesvara et al., 2006).

Naegleria fowleri je rozšírená celosvetovo, pričom bola identifikovaná z pôdy, z vody, z klimatizačných systémov, z kúpeľov, z bazénov, zo splaškov, z akvárií a dokonca aj z prachu (Schuster et al., 2004). Väčšina infekcií u ľudí vzniká po plávaní vo vode počas letných mesiacov, pričom najväčší počet prípadov bol identifikovaný v USA (Yoder et al., 2010).

Medzi najvýznamnejšie infekcie spôsobené touto amébou patrí 16 prípadov a následných úmrtí z rokov 1962 – 1965 ktoré sa objavili v Ústí nad Labem, v Česku kedy došlo ku kontaminácii vnútorného bazénu z dôvodu nedostatočného ošetrovania vody. V roku 1977 došlo k nakazeniu ľudí amébou *Naegleria fowleri* v tom istom bazéne (Kadlec et al., 1980).

Balantidium coli

Balantidium coli (Malmsten) je jediný protozoárny parazit s cíliami, ktorý infikuje ľudí. Patrí tiež medzi najväčšie protozoárne parazity infikujúce ľudí a primáty. Normálne sa nachádza v hrubom čreve prasiat (Schuster et al., 2008).

Balantidium coli sa vyskytuje vo forme trofozoitu (pohyblivé, neinfekčné štádium, oválneho alebo vajcovitého tvaru s veľkosťou 30 – 150 µm) a vo forme cysty (nepohyblivé, infekčné štádium, okrúhleho tvaru s veľkosťou 40 – 60 µm). Trofozoity a cysty sú vylučované trusom z hostiteľa, po kontaminácii vody alebo potravy týmto trusom dochádza k šíreniu infekcie (Krascheninnikow et al., 1958).

Klinické príznaky sa pri infekcii týmto parazitom vyskytujú len u imunosuprimovaných pacientov kde *Balantidium coli* spôsobuje zápal hrubého čreva, ktorý je sprevádzaný krvavými hnačkami, bolesťami brucha a tvorbou vredov, kedy sa môže črevo perforovať a spôsobiť peritonitídu (Anargyrou et al., 2003).

Infekcia parazitom *Balantidium coli* patrí k menej častým, pretože tento parazit je málo virulentný. Celosvetová prevalencia sa odhaduje na 0,2 až 1 %, najvyššia je v tropických a subtropických oblastiach u ľudí, ktorý chovajú prasatá. Infekcie parazitom *Balantidium coli* boli však zaznamenané aj v Dánsku a Poľsku (Anargyrou et al., 2003).

Najvýznamnejšia a najznámejšia epidémia spôsobená týmto parazitom vznikla v roku 1971 u 110 ľudí v meste Truk (USA). Príčinou bola fekálna kontaminácia vodného zdroja zapríčinená tajfúnom (Walzer et al., 1973).

***Blastocystis* spp.**

Blastocystis spp. (Alexeev) patrí medzi jednobunkové črevné parazity, ktoré infikujú veľké množstvo stavovcov a bezstavovcov. Bolo opísaných šesť štádií životného cyklu tohto parazita s veľkosťou od 2 – 200 µm. Hrubostenná cysta predstavuje infekčné štádium a taktiež štádium, ktoré môže prežiť vo vonkajšom prostredí. Medzi ďalšie štádiá životného cyklu parazita patrí améboidné štádium, avakuolárne štádium, vakuolárne štádium, multivakuolárne štádium a granulárne štádium (Clark et al., 2013).

K nakazeniu dochádza buď priamo, alebo nepriamo, hlavne oro-fekálnou cestou pomocou kontaminovanej vody. Pri infekcii sa vyskytujú hlavne poruchy tráviaceho traktu – hnačka, abdominálna bolesť, nadúvanie a zvracanie (Leder et al., 2005).

Rod *Blastocystis* bol zistený v mnohých krajinách pričom prevalencia sa pohybuje od 0,5 do 62 %. Prevalencia v Európe predstavuje asi 30 % (Scanlan et al., 2013). Odhaduje sa, že blastocystózou sú celosvetovo nakazené 1 – 2 milióny ľudí (Stensvold et al., 2010).

Medzi prvé prípady blastocystózy spôsobenej vodou patrí epidémia z roku 1985, ku ktorej došlo v Katmandu (Nepál). Nakazených bolo 247 vystaľovalcov, pričom etiológia nebola nikdy objasnená (Babcock et al., 1985). V roku 1988 sa vyskytlo 5 prípadov nákazy rodom *Blastocystis* v talianskom meste Siena, pričom nákaza bola pravdepodobne zavlečená zo zahraničia (Guglielmetti et al., 1989). Najväčšia epidémia blastocystózy sa objavila v roku 1996, v meste Hengshui (Čína), kde bolo kontaminovanou vodou nakazených 1 122 ľudí (Wu et al., 2000). Medzi posledné známe epidémie vyvolané rodom *Blastocystis* patrí ochorenie 102 ľudí z Malajzie, v roku 2013. Príčinou bola nedostatočne ošetrená pitná voda (Anuar et al., 2013).

Cyclospora cayetanensis

Cyclosporcayetanensis (The Taxonomicon) je vnútrobunkový parazit spôsobujúci črevné nákazy. Infekčné štádium parazita *Cyclospora cayetanensis* je sférická oocysta s veľkosťou 7,7 – 9,9 µm. Ďalšími štádiami sú vnútrobunkový trofozoit s veľkosťou 4 µm, ktorý je neschopný pohybu, dva typy merozoitov, mikrogamonty a makrogamonty (Ortega et al., 1993).

K nákaze dochádza oro-fekálnou cestou, pričom zdrojom nákazy býva fekáliami kontaminovaná potrava alebo voda (Bern et al., 1999). Priebeh cyklosporidiózy môže byť asymptomatický alebo symptomatický. Symptomatický priebeh je veľmi podobný chrípke s príznakmi myalgie a artralgie. Neskôr sa vyskytujú hnačky (Ghimire et al., 2008).

Cyclospora cayetanensis je rozšírená celosvetovo, pričom v niektorých krajinách (napr. Nepál, Haiti, Peru a Guatemala) je cyklosporidióza endemická. Najčastejšie sú postihnutí imunodeficientní pacienti a deti. Nákazy sa tiež vyskytujú u turistov, čo radí cyklosporidiózu do skupiny takzvaných „cestovateľských hnačiek“ (Chacín, Bonilla, 2010). Prevalencia je uvádzaná najmä v endemických krajinách a krajinách tretieho sveta, a preto je výskyt tohto ochorenia v Európe a na Slovensku neznámy.

Cyklosporididóza bola prvýkrát zaznamenaná ako infekcia spôsobená vodou v rokoch 1989 – 1990 kedy vypukli dve epidémie v meste Katmandu (Nepál). Pri prvej epidémii v roku 1989 bolo nakazených 55 cudzincov, v druhom prípade v roku 1990 bolo nakazených 85 cudzincov, pričom etiológia ostala neznáma (Rabold et al., 1994). V roku 1990 bolo v nemocnici v Chicagu (USA) nakazených 21 ľudí, kde príčinou ochorenia bol kontaminovaný zdroj vody (Huang, 1995). V Spojených Štátoch Amerických sa vyskytla v rokoch 1995 – 2000 už spomínaná nákaza spôsobená malinami dovezenými z Guatemaly (Murrow et al., 2002). V roku 2005 došlo v tureckom meste Izmir ku kontaminácii pitnej vody pričom sa infikovalo 191 ľudí (Aksoy et al., 2007).

Giardia intestinalis

Giardia intestinalis (The Taxonomicon) je bilaterálne symetrický protozoárny parazit, ktorý infikuje široký okruh cicavcov, vrátane človeka. V priebehu vývinového cyklu sa *Giardia intestinalis* vyskytuje v dvoch formách. Ako trofozoit s dĺžkou 9,5 – 21 µm a ako cysta s dĺžkou 8 – 12 µm. Parazit je vylučovaný do vonkajšieho prostredia pomocou trusu vo forme cysty (Feng et al., 2011).

K infikovaniu dochádza oro-fekálnou cestou pri konzumácii kontaminovanej potravy alebo vody, prenosom medzi ľuďmi navzájom, alebo zoonotickým prenosom (CDC, 2012). Na nakazenie človeka stačí 10 cyst (Rendtorff, 1954). Priebeh nákazy býva akútny s hnačkou, abdominálnymi kŕčmi, nafukovaním a nauzeou. Často sa tiež vyskytuje asymptomatický priebeh ochorenia (Robertson et al., 2010).

Výskyt giardiázy za rok 2010 predstavoval v Európe 6 prípadov na 100 000 ľudí, pričom najviac prípadov sa vyskytlo v Bulharsku. Väčšie množstvo prípadov sa vyskytlo u detí do 4 rokov (ECDC, 2012). V Spojených štátoch amerických sa v roku 2010 zistilo menej prípadov, konkrétne 3 na 100 000 ľudí. Najčastejším zdrojom nákazy bola voda, či už neupravená povrchová voda, alebo voda využívaná na rekreačné účely (CDC, 2012). Na Slovensku sa za rok 2010 vyskytlo 169 prípadov čo predstavuje 3 prípady na 100 000 ľudí (ECDC, 2012). Za rok 2012 sa počet prípadov zvýšil až na 243, pričom najviac prípadov sa vyskytlo v Žilinskom kraji (RÚVZ, 2012). V roku 2013 bolo nahlásených 180 ochorení (ÚVZ, 2013).

Giardiáza patrí k závažným epidémiám prenosných vodou. Prvá epidémia prepukla v Portlande (USA) v rokoch 1954 – 1955, kde príčinou ochorenia bola nedostatočná úprava pitnej vody (Veazie, 1969). V rokoch 1974 – 1975 sa vyskytla epidémia v New Yorku (USA), kde sa v dôsledku nedostatočnej filtrácie a dezinfekcie nakazilo okolo 5 000 ľudí (Shaw et al., 1977). V New Hampshire (USA) prepukli dve, súbežné epidémie v roku 1977. Príčinou epidémií boli cysty *Giardia intestinalis* v nedostatočne upravenej pitnej vode. V roku 1978 došlo v meste Vail (USA), ku kontaminácii vodného zdroja splaškami, pričom sa nakazilo viac ako 5 000 ľudí. O rok neskôr v meste Bradford (USA) došlo ku kontaminácii vodného zdroja trusom infikovaných bobrov. V následnej epidémii sa nakazilo 3 500 ľudí (CDC, 1980). Na Vianoce v roku 1986 sa v lyžiarskom stredisku v meste Sälen (Švédsko) nakazilo viac ako 1 400 ľudí. Simultánna epidémia giardiázy a amébózy bola spôsobená prienikom splaškovej vody do vodovodného systému (Andersson et al., 1989). V roku 1995 v New Yorku (USA) došlo k ochoreniu 1 449 ľudí cystami *Giardia intestinalis* pri nedostatočnom ošetrovaní vody v jazere (Levy et al., 1998). V nórskom meste Bergen v roku 2004 vypukla epidémia, pri ktorej bolo nakazených viac ako 1 300 ľudí. Príčinou bola kontaminácia vodného zdroja giardiami (Nygård et al., 2006).

***Cryptosporidium* spp.**

Parazity z rodu *Cryptosporidium* (Tyzzer) sú malé protozoá, ktoré infikujú epiteliálne bunky mikrokľkov čreva v tráviacom trakte stavovcov. Poznáme 30 druhov kryptosporídií, pričom k medicínsky významným druhom patria hlavne *Cryptosporidium parvum* a *Cryptosporidium hominis*. K ďalším druhom, ktoré infikujú ľudí v oveľa menšej miere patria *Cryptosporidium meleagridis*, *Cryptosporidium canis*, *Cryptosporidium felis*, *Cryptosporidium suis*, *Cryptosporidium ubiquitum* a *Cryptosporidium muris* (Cho, 2013).

V životnom cykle kryptosporídií predstavuje oocysta exogénne štádium parazita. Veľkosť oocýst sa pohybuje od 4 do 6 µm. K nakazeniu dochádza oro-fekálnou cestou, najčastejšie pomocou kontaminovanej vody, alebo potravy. Možný je tiež prenos medzi ľuďmi, prípadne zoonotický prenos (Fayer et al., 2008).

Kryptosporídiami infikovaní jedinci vykazujú široké spektrum klinických príznakov, najčastejšie gastroenteritídu. U ľudí aj u zvierat sa však vo väčšine prípadov vyskytuje asymptomatické ochorenie (Borad et al., 2010).

Výskyt kryptosporidiózy v Európe v roku 2010 predstavoval 2 – 3 prípady na 100 000 ľudí, pričom najviac prípadov sa vyskytovalo vo Veľkej Británii. V tomto roku nebol na Slovensku hlásený žiadny prípad (ECDC, 2012). V USA bol v roku 2010 výskyt nákazy 3 prípady na 100 000 ľudí, pričom podobne ako v Európe, bolo najväčšie množstvo prípadov zaznamenané vo vekovej skupine do 4 rokov (CDC, 2012). V roku 2012 bol na Slovensku hlásený jeden prípad, zatiaľ čo v roku 2013 bolo nahlásených až 12 prípadov kryptosporidiózy. Keďže sú však klinické príznaky nešpecifické a nákaza často prebieha asymptomaticky, je tento údaj otáznny (RÚVZ, 2012; ÚVZ, 2013).

Medzi prvé epidémie kryptosporidiózy spôsobené kontaminovanou vodou patrí prípad z roku 1987 v meste Carrollton (USA), kde bolo nakazených 13 000 ľudí. Príčinou nákazy bolo znečistenie riečnej vody kryptosporídiami (Hayes et al., 1989). Kryptosporidióza sa zapísala do povedomia širšej verejnosti počas veľkej epidémie v Milwaukee (USA), v roku 1993. Príčinou tejto epidémie bolo znečistenie vody v jazere oocystami kryptosporídií, pričom nakazených bolo viac ako 400 000 ľudí a 112 ľudí pri tejto epidémii zomrelo (MacKenzie et al., 1994). V roku 1995 sa objavil prvý prípad v Európe, v Taliansku. V rehabilitačnom centre Emiglia Romana sa nakazilo 294 ľudí, pričom sedem HIV pozitívnych pacientov zomrelo na následky nákazy. Ohniskom nákazy boli kryté skladovacie nádrže na vodu (Pozio et al., 1997). V roku 1996 bolo v Kelowne (Kanada) infikovaných 4 000 ľudí. V tom istom roku sa vyskytla epidémia v Cranbrook (Kanada), kde bolo nakazených 2 000 ľudí. V oboch prípadoch bola príčinou kontaminovaná voda v jazere a v nádrži. V roku 1996 vypukla epidémia v Saitame (Japonsko), kde počet infikovaných ľudí bol 8 705. Príčinou bola pitná voda kontaminovaná oocystami (Craun et al., 1998). V roku 2001 sa v oblasti Dracyle Fort County (Francúzsko) infikovalo 563 ľudí oocystami *Cryptosporidium parvum*. V tomto prípade bola verejná vodovodná sieť kontaminovaná odpadovými vodami (Dalle et al., 2003). V roku 2010, v Östersunde (Švédsko) bolo nahlásených viac ako 12 700 prípadov kryptosporidiózy. Príčinou kontaminácie bola pitná voda, ktorá bola pravdepodobne infikovaná splaškami (ECDC, 2013).

Toxoplasma gondii

Jediný zástupca rodu *Toxoplasma* a pôvodca toxoplazmózy je *Toxoplasma gondii* (Nicolle a Manceaux), ktorá spôsobuje najčastejšie parazitické ochorenia ľudí a homoiotermných zvierat. Infikuje široký okruh hostiteľov, pričom definitívny hostiteľ je vždy mačka (Dubey et al., 1998).

Existujú tri infekčné formy parazita: tachyzoity, bradyzoity nachádzajúce sa v tkanivových cystách a sporozoity nachádzajúce sa v oocystách. Tachyzoity s veľkosťou 2 – 6 μm po určitom počte delení vytvoria tkanivovú cystu s veľkosťou 5 – 70 μm , ktorá obsahuje niekoľko stoviek bradyzoitov. Oocysty, ktoré vznikajú len u mačiek, majú veľkosť 10 – 12 μm . Po vysporulovaní obsahuje každá oocysta dve sporocysty, pričom v každej sa nachádzajú 4 sporozoity (Dubey et al., 1998).

Človek a ostatné homoiotermné živočíchy, sa môže nakaziť horizontálnou alebo vertikálnou cestou. Horizontálny prenos je možný ingesciou oocyst, alebo tkanivových cyst. Oocysty sa môžu nachádzať v kontaminovanej vode alebo potrave a tkanivové cysty v surovom alebo nedostatočne upravenom mäse. Vertikálny prenos prebieha transplacentárnou cestou (Montoya et al., 2004).

Väčšina ľudí infikovaných po narodení má asymptomatický priebeh choroby, ktorý sa pri oslabení imunity môže zmeniť na symptomatický s príznakmi ako horúčka a zápal lymfatických uzlín (Remington et al., 2006). Niekedy sa vyskytuje postihnutie očí vo forme retinochorionitídy. Najťažšie klinické príznaky sa vyskytujú u detí infikovaných transplacentárnou cestou teda počas tehotenstva. Takto infikovaná matka môže buď potátiť alebo sa jej môže narodiť dieťa s hydrocephalom, microcephalom, postihnutím CNS alebo retinochorionitídou (Holland, 2003).

V roku 2012 bolo na Slovensku hlásených 103 prípadov toxoplazmózy (RÚVZ, 2012). V roku 2013 bolo nahlásených 158 ochorení a jeden prípad kongenitálnej toxoplazmózy, pričom najvyššia chorobnosť bola zaznamenaná v Prešovskom a Nitrianskom kraji. Najvyšší výskyt choroby bol vo vekovej kategórii od 10 do 14 rokov (ÚVZ, 2013). V Európe bolo v roku 2010 zaznamenaných 279 prípadov kongenitálnej toxoplazmózy, z toho až 87 % prípadov vo Francúzsku. V rok 2011 bolo v Európe nahlásených 214 prípadov kongenitálnej toxoplazmózy (ECDC, 2012).

Jeden z prvých prípadov nákazy toxoplazmózou spôsobenej vodou sa objavil v roku 1979, keď bolo 32 amerických vojakov infikovaných pri konzumácii riečnej vody v Paname. V rokoch 1994 – 1995 sa v meste Victoria (Kanada) vyskytla epidémia, pri ktorej sa nakazilo 7 718 ľudí. Príčinou ochorenia bola fekálna kontaminácia pitnej vody pumami a divokými mačkami (Bowie et al., 1997). V Brazílii, v meste Santa Isabel do Ivaí sa v roku 2001 infikovalo 290 ľudí z vodného rezervoáru, ktorý bol kontaminovaný oocystami *Toxoplasma gondii* (Taverne, 2002). V rokoch 2004 – 2005 došlo v Coimbatore City (India) k nákaze okúlárnej toxoplazmózy u 249 ľudí. Príčinou bola kontaminácia vodného zdroja následkom silných zrážok (Balasundaram et al., 2010).

Microsporidia spp.

Mikrosporídie sú intracelulárne spórotočné parazity, ktoré infikujú článkonožce, ryby, obojživelníky, plazy, vtáky a cicavce. Kmeň *Microsporidia* tvorí viac ako 1300 druhov, medzi najdôležitejšie patria *Enterocytozoon bieneusi* (Desportes) a *Encephalitozoon intestinalis* (Cali, Kotler a Orenstein), *Encephalitozoon cuniculi* (Levaditi, Nicolau a Schoen). K častým pôvodcom mikrosporidiálnych infekcií patrí aj *Encephalitozoon hellem* (Valenčáková et al., 2012).

Spóry predstavujú jediné štádium životného cyklu parazita prebiehajúce mimo bunky. Majú veľkosť 1 – 5 μm . Do prostredia sa dostávajú prostredníctvom stolice, moču a respiračných sekrétov. Možnými zdrojmi nákazy sú mikrosporídiami nakazené osoby alebo zvieratá, infikovaná voda alebo krmivo (Anane et al., 2010). *Encephalitozoon intestinalis* bol detegovaný v splaškových vodách, odpadových vodách, v povrchových, podzemných, rekreačných a pitných vodách (Fournier et al., 2000).

Mikrosporidióza môže mať asymptomatický a symptomatický priebeh. Pri symptomatickej infekcii sa najčastejšie vyskytujú príznaky postihnutia gastrointestinálneho traktu (chronická hnačka), môžu sa však vyskytovať aj príznaky postihnutia očí, dýchacieho traktu, svalov, mozgu a močovopohlavnej sústavy (Didier et al., 2000).

Kmeň *Microsporidia* patrí medzi celosvetovo rozšírené oportúnne patogény. Mikrosporídie sú rozšírené vo vodách po celom svete a boli hlásené v rozvinutých i rozvojových krajinách vrátane Argentíny, Botswany, Brazílie, Kanady, Českej republiky, Francúzska, Nemecka, Indie, Talianska, Japonska, Holandska, Španielska, Holandska, Srí Lanky, Anglicka, Spojených štátov Amerických a Zambie (Lucy et al., 2008). Výskyt tejto infekcie je monitorovaný hlavne u imunosuprimovaných pacientov. *Enterocytozoonbieneusi* patrí medzi najčastejšie zistené druhy mikrosporídií, pričom u HIV pozitívnych je prevalencia v Severnej Amerike a Európe medzi 2 – 78 % (Matos et al., 2012). V štúdií z Českej republiky bolo u klinicky zdravých ľudí zistených 15 % pozitívnych prípadov (Sak et al., 2011). Na Slovensku bola najvyššia séropozitivita zaznamenaná u imunodeficientných pacientov a celková séropozitivita na *Encephalitozooncuniculi* predstavovala v roku 2003 5,7 % (Halánová et al., 2003). Vysoká pozitivita bola tiež zistená u detí žijúcich v Rómskych komunitách (Halánová et al., 2013, Hasajová et al., 2014).

Jediná zaznamenaná epidémia mikrosporidiózy spôsobená kontaminovanou vodou sa objavila v roku 1995 vo francúzskom meste Lyon kde bolo kvôli nedostatočnej úprave pitnej vody a jej kontaminácii nakazených 200 ľudí (Cotte et al., 1999).

Záver

Protozoárne patogény a patogény z kmeňa *Microsporidia* patria k významným pôvodcom ochorení spôsobených vodou. Keďže väčšina týchto patogénov spôsobuje asymptomatické infekcie skutočná prevalencia sledovaných patogénov sa od tej zaznamenatej líši. V Európe je pitná voda ošetrená smernicou Komisie 98/83/ES, ktorá stanovuje potrebu detegovať fekálne bakteriálne indikátory, niektoré mikroorganizmy a parazity. Mikrosporídie a protozoá však nie sú špecificky monitorované. Kvalitu vody určenej na rekreačné účely stanovuje Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2006/7/ES a zákon č. 355/2007 Z.z. a využitie čistiarenských kalov určuje Smernica Rady 86/278/EHS. Tieto zákony však nenariaďujú rutinné monitorovanie protozoí a mikrosporídií vo vodách a preto sa tie môžu prenášať vodou. Na Slovensku existuje vysoká pravdepodobnosť zachytenia patogénnych protozoárných parazitov v povrchových vodách, ako to dokázali napríklad Velická et al. (2007) a Onderíková (1999). Preto je nutné monitorovať pitnú vodu a vodu používanú na rekreačné účely, ktorá môže byť potenciálnym zdrojom ohrozenia verejného zdravia a zdravia zvierat.

PodĎakovanie

Táto práca bola riešená v rámci grantového projektu VEGA MŠ SR č. 1/0063/13 a projektu APVV-14-0172.

Literatúra

- Aksoy, U. et al. 2007. First reported waterborne outbreak of cryptosporidiosis with *Cyclospora* co-infection in Turkey. *Euro Surveillance*, vol. 12, no. 7, p. 31-42.
- Ali, I. K. et al. 2012. Evidence for a link between locus R-R sequence type and outcome of infection with *Entamoeba histolytica*. *Clinical Microbiology and Infection*, vol. 18, no. 7, p. 235-237.
- Anane, S., Attouchi, H. 2010. Microsporidiosis: Epidemiology, clinical data and therapy. *Gastroentérologie Clinique et Biologique*, vol. 34, p. 450-464.
- Anargyrou, K. et al. 2003. Pulmonary *Balantidium coli* infection in a leukemic patient. *American Journal of Hematology*, vol. 73, p. 180-183.

- Andersson, Y., De Yong, B. 1989. And outbreak of giardiasis and amoebiasis at a ski resort in Sweden. *Water Science and Technology*, vol. 21, no. 3, p. 143-146.
- Anuar, T. S. et al. 2013. *Blastocystis* infection in Malaysia: evidence of waterborne and human-to-human transmission among Proto-Malay, Negrito and Senoi tribes of Orang Asli. *Parasites and Vectors*, vol.6, p. 21-32.
- Babcock, D. 1985. *Blastocystishominis* in Kathmandu, Nepal. *New England Journal of Medicine*, No. 313, p. 1419.
- Balasundaram, M. B. et al. 2010. Outbreak of acquired ocular toxoplasmosis involving 248 patients. *Archives of Ophthalmology*, No. 128, p. 28-32.
- Baldursson, S., Karanis, P. 2011. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks – An update 2004–2010. *Water Research*, vol. 45, p. 6603-6614.
- Borad, A., Ward, H. 2010. Human immune responses in Cryptosporidiosis. *Future Microbiology*, vol. 5, no. 3, p. 507-519.
- Bowie, W. R. et al. 1997. *Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water*. The Lancet, vol. 150, p. 173-177.
- Brindley, N., Martin, A., Khan, N. A. 2009. *Acanthamoebacastellani*: high antibody prevalence in racially and ethnically diverse populations. *Experimental Parasitology*, vol. 121, p. 254-256.
- Bruckner, D. A. 1992. Amebiasis. *Clinical Microbiology Reviews*, vol. 5, no. 4, p. 356-369.
- Center for Disease Control and Prevention. 1980. *Waterborne giardiasis*. California, Colorado, Oregon, Pennsylvania. MMWR, vol. 29, p. 155.
- Center for Disease Control and Prevention. 2012. *Cryptosporidiosis Surveillance – United States, 2009-2010 and Giardiasis Surveillance – United States, 2009-2010*. MMWR, vol. 61, p. 1-28.
- Chacín-Bonilla, L. 2010. Epidemiology of *Cyclospora cayetanensis*: A review focusing in endemic areas. *ActaTropica*, vol. 115, no. 3, p. 181-193.
- Chen, K. T., Chen, C. J., Chiu, J. P. 2001. A school waterborne outbreak involving both *Shigellasonnei* and *Entamoeba histolytica*. *Journal of Environmental Health*, vol. 64, p. 9-13.
- Cho, E. J. et al. 2013. A waterborne outbreak and detection of *Cryptosporidium* oocysts in drinking water of an older high-rise apartment complex in Seoul. *Korean Journal of Parasitology*, vol. 51, no. 4, p. 461-466.
- Clark, C. G. et al. 2013. Recent developments in *Blastocystis* research. *Advances in Parasitology*, vol. 82, p. 1-32.
- Cotte, L. et al. 1999. Waterborne outbreak of intestinal microsporidiosis in persons with and without immunodeficiency virus infection. *Journal of Infectious Disease*, vol. 180, p. 2003-2008.
- Craun, G. F. et al. 1998. Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis. *Journal of American Water Works Association*, vol. 90, p. 81-91.
- Dalle, F. et al. 2003. Molecular characterization of isolates of waterborne *Cryptosporidium* spp. collected during an outbreak of gastroenteritis in South Burgundy. *France Journal of Clinical Microbiology*, vol. 41, p. 2690-2693.
- De Jonckheere, J., Van De Voorde, H. 1977. The distribution of *Naegleria fowleri* in man-made thermal waters. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 26, p. 10-15.
- Didier, E. S. et al. 2000. Microsporidiosis in mammals. *Microbes and Infection*, vol. 2, p. 709-720.
- Dobell, C. 1928. Research on the intestinal protozoa of monkeys and man. *Parasitology*, vol. 42, p. 16-39.
- Dubey, J. P., Lindsay, D. S., Speer, C. A. 1998. Structure of *Toxoplasma gondii* tachyzoites, bradyzoites and sporozoites, and biology and development of tissue cysts. *Clinical Microbiology Reviews*, vol. 11, no. 2, p. 267-299.
- European Centre for Disease Prevention and Control. 2013. *Annual epidemiological report 2012*. Stockholm: ECDC, 2013, p. 266. [online]. [cit. 2015-24-02.]. Dostupné na internete: <http://www.ecdc.europa.eu/en/publications/publications/annual-epidemiological-report-2012.pdf>.
- Fayer, R., Xiao, L. 2008. *Cryptosporidium and Cryptosporidiosis*. Boca Raton: CRC Press, p. 1-560. ISBN 978-1-4200-5226-8.
- Feng, Y., Xiao, L. 2011. Zoonotic potential and molecular epidemiology of *Giardia* species and giardiasis. *Clinical Microbiology Reviews*, vol. 24, no. 1, p. 110-140.
- Fournier, S. et al. 2000. Detection of microsporidia in surface water: a one-year follow-up study. *FEMS Immunology and Medical Microbiology*, vol. 29, no. 2, p. 95-100.

- Ghimire, T. R., Sherchan, J. B. 2008. Human infection of *Cyclospora cayetanensis*: A review on its medico-biological and epidemiological pattern in global scenario. *Journal of Nepal Health Research Council*, vol. 4, no. 2, p. 25-40.
- Globerman, S. et al. 2002. Three drinking-water-associated cryptosporidiosis outbreaks, Northern Ireland. *Emerging Infectious Diseases*, vol. 8, p. 631-633.
- Graczyk, T. K. et al. 1999. House flies (*Musca domestica*) as transport hosts of *Cryptosporidium parvum*. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 61, p. 500-504.
- Guglielmetti, P. et al. 1989. Family outbreak of *Blastocystis hominis* associated gastroenteritis. *The Lancet*, vol. 2, p. 1394.
- Halánová, M. et al. 2003. Serological screening of occurrence of antibodies to *Encephalitozooncuniculi* in humans and animals in eastern Slovakia. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, vol. 10, no. 1, p. 117-120.
- Halánová, M. et al. 2013. Occurrence of *Microsporidia* as emerging pathogens in Slovak Roma children and their impact on public health. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, vol. 20, no. 4, p. 695-698.
- Haque, R. et al. 2006. *Entamoeba histolytica* infection in children and protection from subsequent amebiasis. *Infection and Immunity*, vol. 74, no. 2, p. 904-909.
- Hasajová, A. et al. 2014. Significantly higher occurrence of *Cryptosporidium* infection in Roma children compared to non-Roma children in Slovakia. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, vol. 33, no. 8, p. 1401-1406.
- Hayes, E. B. et al. 1989. Large community outbreak of cryptosporidiosis due to contamination of a filtered public water supply. *The New England Journal of Medicine*, vol. 320, p. 1372-1376.
- Holland, G. N. 2003. Ocular toxoplasmosis: a global reassessment. *American Journal of Ophthalmology*, vol. 136, no. 6, p. 973-988.
- Huang, P. 1995. The first reported outbreak of diarrheal illness associated with *Cyclospora* in the United States. *Annals of Internal Medicine*, vol. 123, p. 409-414.
- Hughes, M., PETRI, W. 2000. Amebic liver abscess. *Infectious Disease Clinics of North America*, vol. 14, no. 3, p. 565-582.
- Joslin, C. et al. 2006. Epidemiological characteristics of a Chicago-area *Acanthamoeba* keratitis outbreak. *American Journal of Ophthalmology*, vol. 142, p. 212-217.
- Kadlec, V. et al. 1980. Virulent *Naegleria fowleri* in indoor swimming pool. *Folia Parasitologica*, a.198027, p.11-17.
- Karanis, P., Koumeti, C., Smith, H. 2007. Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide outbreaks and lessons learned. *Journal of Water and Health*, vol. 5, no. 1, p. 1-38.
- Khunkitti, W. et al. 1998. *Acanthamoebacastellanii*: growth, encystment, excystment and biocide susceptibility. *Journal of Infection*, vol. 36, p. 43-48.
- Krascheninnikow, S., Wendrich, D. H. 1958. Some observations on morphology and division of *Balantidium coli* and *Balantidium caviae*. *Journal of Protozoology*, vol. 5, p. 196-202.
- Kreidl, P. et al. 1999. Investigation of an outbreak of amoebiasis in Georgia. *Eurosurveillance Monthly*, vol. 4, no. 10, p. 103-104.
- Leder, K. et al. 2005. No correlation between clinical symptoms and *Blastocystis* in immunocompetent individuals. *Journal of Gastroenterology and Hepatology*, vol. 20, no. 9, p. 1390-1394.
- Lešník, F. et al. 2005. *Medicínska lymfológia*. Bratislava: H&H, s. 253-264. ISBN 80-88700-62-0.
- Levy, D. A. et al. 1998. *Surveillance for waterborne disease outbreaks: United States 1995-1996*. MMWR, vol. 47, p. 1-34.
- Lucy, F. E. et al. 2008. Biomonitoring of surface and coastal water for *Cryptosporidium*, *Giardia* and human virulent *Microsporidia* using molluscan shellfish. *Parasitology Research*, vol. 103, no. 6, p. 1369-1375.
- Murrow, L. B., Blake, P., Kreckman, L. 2002. Outbreak of cyclosporiasis in Fulton County, Georgia. *Georgia Epidemiology Report*, vol. 18, p. 1.
- Mackenzie, W. R. et al. 1995. A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *Epidemiology and Infection*, vol. 115, p. 545-553.
- Mackey-Lawrence, N. M., Petri, W. A. Jr. 2010. Amoebic dysentery. *Clinical Evidence*, vol. 1, p. 1-17.
- Mao, L. et al. 2009. Epidemiological investigation on an outbreak of amoebic dysentery in Jiangshan City of Zhejiang Province. *Zhongguo Ji Sheng Chong Xue Yu Ji Sheng Chong Bing Za Zhi*, vol. 27, p. 182-183.

- Marciano-Cabral, F. 1988. Biology of *Naegleria* spp.. *Microbiology Reviews*, vol. 52, p. 114-133.
- Marciano-Cabral, F., Cabral, G. 2003. *Acanthamoeba* spp. as agents of disease in humans. *Clinical Microbiology Reviews*, vol. 16, p. 273-307.
- Martinez, A. J., Visvesvara, G. S. 1997. Free-living amphizoic and opportunistic amebas. *Brain Pathology*, vol. 7, p. 583-598.
- Matos, O., Lobo, M. L., Xiao, L. 2012. Epidemiology of *Enterocytozoon* infection in humans. *Journal of Parasitology Research*, a. 981424.
- Meier, P. A. et al. 1998. An epidemic of presumed *Acanthamoeba* keratitis that followed regional flooding. Results of a case-control investigation. *Archives of Ophthalmology*, a. 1998116, p. 1090-1094.
- Montoya, J. G., Liesenfeld, O. 2004. Toxoplasmosis. *The Lancet*, vol. 363, p. 1965-1976.
- Nygard, K. et al. 2006. A large community outbreak of waterborne giardiasis - delayed detection in a non-endemic urban area. *BMC Public Health*, vol. 6, p. 141.
- Onderíková, V. 1999. *Giardialamblia* v zdrojoch pitných vôd. Záverečný správa, p. 14-15.
- Ortega, Y. R. et al. 1993. *Cyclospora* species: new protozoan pathogen of humans. *New England Journal of Medicine*, vol. 328, p. 1308-1312.
- Pozio, E. et al. 1997. Clinical cryptosporidiosis and Human Immunodeficiency Virus (HIV)-induced immunosuppression: Findings from a longitudinal study of HIV-positive and HIV-negative former injection drug users. *Journal of Infectious Diseases*, vol. 176, p. 969-975.
- Rabold, J. G. et al. 1994. *Cyclospora* outbreak associated with chlorinated drinking water. *The Lancet*, vol. 344, p. 1360-1361.
- Reed, S. L. 1992. Amebiasis: an update. *Clinical Infectious Diseases*, vol. 14, no. 2, p. 385-393.
- Remington, J. S. et al. 2006. Toxoplasmosis. In Remington, J. S. et al. *Infectious diseases of the fetus and newborn infant*. Philadelphia: Elsevier Saunders, 2006. p. 947-1091. ISBN 978-1-4160-6400-8.
- Rendtorff, R. C. 1954. The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites: *Giardia intestinalis* cysts given in capsules. *American Journal of Hygiene*, vol. 59, no. 2, p. 209-220.
- Robertson, L. J. et al. 2010. Giardiasis – why do the symptoms sometimes never stop? *Trends in Parasitology*, vol. 26, no. 2, p. 75-82.
- Regionálny úrad verejného zdravotníctva, 2012. *Analýza epidemiologickej situácie a činnosti odborov epidemiológie v Slovenskej republike za rok 2012*. Banská Bystrica: RÚVZ, 2012, 241 s. [online]. [cit. 2015-22-02.]. Dostupné na internete: http://www.epis.sk/InformacnaCast/Publikacie/VyroczneSpravy/Files/-VS_SR_2012.aspx.
- Sak, B. et al. 2011. Unapparent microsporidial infection among immunocompetent humans in the Czech Republic. *Journal of Clinical Microbiology*, vol. 49, no.3, p. 1064-1070.
- Scanlan, P. D., STENSVOID, C. R. 2013. *Blastocystis*: getting to grips with our guileful guest. *Trends in Parasitology*, vol. 29, no. 11, p. 523-529.
- Schuster, F. L., Visvesvara, G. S. 2004. Free-living amoebae as opportunistic and non-opportunistic pathogens of humans and animals. *International Journal of Parasitology*, vol. 34, p. 1001-1027.
- Schuster, F. L. – Ramirez-Avila, L. 2008. Current world status of *Balantidium coli*. *Clinical Microbiology Reviews*, vol. 21, no. 4, p. 626-638.
- Saw, P. K. et al. 1977. A community wide outbreak of giardiasis with evidence of transmission by municipal water supply. *Annals of Internal Medicine*, vol. 87, p. 426-432.
- Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2006/7/ES, Council of European Communities 2006.
- Smernica Komisie 98/83/EC. Council of European Communities 1998.
- Smernica Rady 86/278/EHS, Council of European Communities 1986.
- Smith, H. V., Nichols, R. A. B. 2000. Case study of health effects of *Cryptosporidium* in drinking water. Article 4.12.4.8. UNESCO-EOLSS Encyclopaedia of Life Support Systems – Theme – Environmental Toxicology and Human Health.
- Stensvold, C. R. et al. 2010. Eradication of *Blastocystis* carriage with antimicrobials: reality or delusion? *Journal of Clinical Gastroenterology*, vol. 44, no. 2, p. 85-90.
- Sterling, C. R., Miranda, E. Gilman, R. H. 1987. The potential role of flies (*Musca domestica*) in the mechanical transmission of *Giardia* and *Cryptosporidium* in a Pueblo Joven community of Lima, Peru. *American Society of Tropical Hygiene and Medicine*, vol. 233, p. 349.

- Sulaiman, I. M. et al. 2003. Molecular characterization of *Microsporidia* indicates that wild mammals harbor host-adapted *Enterocytozoon* spp. as well as human-pathogenic *Enterocytozoonbieneusi*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 69, no. 8, p. 4495-4501.
- Szenasi, Z. et al. 1998. Isolation, identification and increasing importance of “free-living” amoebae causing human disease. *Journal of Medical Microbiology*, vol. 47, p. 5-16.
- Taverne, J. 2002. Toxoplasmosis in Brasil. *Trends in Parasitology*, vol. 18, p. 203-204.
- Taylor, A. Jr. et al. 1972. Outbreaks of waterborne diseases in the United States, 1961-1970. *Journal of Infectious Diseases*, vol. 125, p. 329-331.
- Úrad verejného zdravotníctva. 2013. *Výročná správa o činnosti Regionálnych úradov verejného zdravotníctva v Slovenskej republike*. Bratislava: ÚVZ, 2013, 1035 s. [online]. [cit. 2015-24-02.]. http://www.uvzsr.sk/docs/vs/vyrocná_správa_2013.pdf.
- Valenčáková, A., Halánová, M. 2012. Immune response to *Encephalitozoon* infection review. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, vol. 35, no. 1, p. 1-7.
- Veazie, L. 1969. Epidemic giardiasis. *New England Journal of Medicine*, vol. 281, p. 853.
- Velická, Z., Tóthová, L., Mogoňová, E. 2007. Sledovanie výskytu *Cryptosporidiumparvum*, *Giardialamblia* *Clostridiumperfringens* vo vybraných nádržkách a skupinovom vodovode na Slovensku. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae* (Bratislava), 2007, vol. 15, p. 190-199.
- Visvesvara, G. S., Maguire, J. H. 2006. Pathogenic and opportunistic free-living amebas. *Acanthamoeba* spp., *Balamuthiamandrillaris*, *Naegleriafowleri*, and *Sappiniadiploidea*. *Tropical Infectious Diseases*, vol. 2, p. 1114-1125.
- Visvesvara, G. S., Moudra, H., Schuster, F. L. 2007. Pathogenic and opportunistic free-living amoebae: *Acanthamoeba* spp., *Balamuthiamandrillaris*, *Naegleriafowleri* and *Sappiniadiploidea*. *FEMS Immunology and Medical Microbiology*, vol. 50, p. 1-26.
- Walzer, P. D. et al. 1973. Balantidiasis outbreak in Truk. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 22, p. 33-41.
- Wu, G. et al. 2000. Investigation of an epidemic outbreak of blastocystiasis. *Chinese Journal of Parasitologic Disease Control*, vol. 13, no. 1, p. 25.
- Yoder, J. S. et al. 2010. The epidemiology of primary amoebic meningoencephalitis in the USA, 1962-2008. *Epidemiology and Infection*, vol. 138, p. 968-975.
- Zákon č. 355/2007 Z. z.

Správy

SPRÁVA Z MEDZINÁRODNEJ VEDECKEJ KONFERENCIE OCHRANA OBYVATEL – NEBEZPEČNÉ LÁTKY 2015 NA VŠB – TU V OSTRAVE

Iveta Marková¹ Lenka Černá²

¹prof. RNDr. Iveta Marková, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: iveta.markova@umb.sk

²Ing. Lenka Černá, Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství SPBI v Ostrave, lenka.cerna@spbi.cz

V dňoch 4. - 5. februára 2015 sa v Aule Vysokej školy banskej – Technickej univerzity v Ostrave konal XIV. ročník medzinárodnej konferencie Ochrana obyvateľstva - Nebezpečné látky 2015. Konferencia sa realizovala pod záštitu rektora VŠB – Technické univerzity Ostrava prof. Ing. Iva Vondráka, CSc., generálneho riaditeľa HZS ČR brig. gen. Ing. Drahošlava Ryby a predsedníčky Štátneho úradu pre jadrovú bezpečnosť Ing. Dany Drábovej, Ph.D.

Odborný garant konferencie bol doc. Dr. Ing. Michail Šenovský – VŠB – TU Ostrava. Konferenciu otvorila organizačná garantka a prezidentka Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství SPBI v Ostrave Ing. Lenka Černá a námestník generálneho riaditeľa Hasičského záchranného sboru ČR brig. gen. Ing. Miloš Svoboda (obr 2).

Konferencie sa zúčastnilo 350 účastníkov z Česka a susedných krajín (obr 1). Odznelo tridsať príspevkov na vybrané témy konferencie.

Nosné témy konferencie vyplývali zo samotného nadpisu a išlo o problematiku ochrany obyvateľstva (civilná ochrana, prvky kritickej infraštruktúry, posudzovanie rizík a pod.) a problematika Mimoriadnych udalostí s výskytom nebezpečných látok. Jednania konferencie prebiehali v odborných blokoch:

- ☐ Prevencia závažných havárií a ochrana obyvateľstva (obr 3)
- ☐ Individuálna ochrana, sebeochrana
- ☐ Humanitárna pomoc
- ☐ Likvidácia následkov pri udalostiach s výskytom nebezpečných látok, nebezpečný odpad.

Prítomnosť nebezpečných látok v pracovnom a životnom prostredí je skutočnosť, ktorú musíme akceptovať. Len neustálym hodnotením rizika existujúcich situácií a následne tvorbou adekvátnych opatrení vytvárame priestor pre bezpečné pracovné a životné podmienky. Ochrana obyvateľstva predstavuje vybudovaný systém organizačných opatrení, ktorého úlohou je upraviť podmienky na účinnú ochranu života, zdravia a majetku pred následkami mimoriadnych udalostí, ako aj ustanoviť úlohy a pôsobnosť orgánov štátnej správy, obcí a práva a povinnosti fyzických osôb a právnických osôb pri zabezpečovaní

civilnej ochrany obyvateľstva. V dôsledku prípravy a prevádzkovaniu nebezpečných látok je uvedený systém systematicky podrobený aktívnemu overovaniu a aktualizácií. Práve príspevky na konferencii ponúkli skúsenosti, poznatky a názory odborníkov zaoberajúcich sa danou problematikou. V rámci odborného bloku boli prezentované nebezpečné chemické látky a ich negatívne účinky na zdravie a životné prostredie. Ďakujeme organizátorom za zorganizovanie úspešnej konferencie a tešíme sa na ďalší, v poradí jubilejný, XV. ročník.



Obr 1 Pohľad do auditória Auly VŠB-TU Ostrava (foto: Petra Poláková, DiS – VŠB – TU Ostrava)



Obr 2 Zahájenie konferencie – námestníkom generálneho riaditeľa Hasičského záchranného sboru ČR brig. gen. Ing. Miloš Svoboda (foto: Petra Poláková, DiS – VŠB – TU Ostrava)



Obr 3 Predsedajúci bloku Prevencia závažných havárií a ochrana obyvateľstva – plk. Ing. Daniel Miklós, MPA-Generální ředitelství HZS ČR (foto: Petra Poláková, DiS – VŠB – TU Ostrava)

ENVIRONMENTÁLNA BEZPEČNOSŤ

PONUKA VEDECKO-VÝSKUMNEJ ČINNOSTI FAKULTY PRÍRODNÝCH VIED PRE PRÍPRAVU PROJEKTOV VEDY A VÝSKUMU V SPOLUPRÁCI S PREZÍDIOM HaZZ MINISTERSTVA VNÚTRA SR A BUDOVANÍM NÁRODNÉHO VÝSKUMNO-INOVAČNÉHO CENTRA NA LEŠTI

Iveta Marková¹ Andrea Majlingová²

¹prof. RNDr. Iveta Marková, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: iveta.markova@umb.sk

² por. Ing. Andrea Majlingová, PhD., Oddelenie rozvojových projektov Prezídium Hasičského a záchranného zboru, Drieňová 22, 826 86 Bratislava, e-mail: andrea.majlingova@minv.sk

Dňa 17. 3. 2015 sa zrealizovalo pracovné stretnutie prezidenta Hasičského a záchranného zboru SR gen. JUDr. Alexandra Nejedlého s nosnými predstaviteľmi univerzít zaoberajúcich sa problematikou bezpečnosti „safety and security“. Medzi pozvané pracoviská, ktorými boli Materiálovo-technologická fakulta STU Bratislava so sídlom v Trnave, Akadémia policajného zboru v Bratislave, Fakulta špeciálneho inžinierstva ŽU v Žiline, Drevárska fakulta TU vo Zvolene, súkromná Vysoká škola bezpečnostného manažérstva v Košiciach a TU v Košiciach, bola pozvaná aj Fakulta prírodných vied UMB v Banskej Bystrici, ktorá vďaka budovaniu nových študijných programov a vedecko-technického vybavenia vstupuje do spoločensky aktuálnych výskumných aktivít zahrňujúcich bezpečnosť.



Obr 1 Otvorenie pracovného stretnutia prezidentom HaZZ gen. JUDr. Alexandrom Nejedlým

Stretnutie otvoril prezident HaZZ gen. JUDr. Alexander Nejedlý (obr 1), ktorý po prezentovaní vedecko-výskumných zámerov spojených najmä s výcvikom príslušníkov HaZZ, vyzval zúčastnených, aby prezentovali ponuku vedeckej činnosti, ktorou by mohli prispieť k rozvoju budovania spoločných výskumných aktivít uvedeného centra Lešť.

V rámci prezentácií, všetkých zúčastnených pracovísk, sme mali možnosť oboznámiť sa s výskumnými aktivitami univerzitných partnerov a zapojiť sa do vedeckých partnerstiev nielen s HaZZ ale aj s ostatnými akademickými pracoviskami. Záverom prezident zhodnotil situáciu ako veľmi pozitívnu, spoluprácu vidí reálne, zvlášť bol zaujatý ponukou našej fakulty, ktorá prezentovala časť fakultného výskumu zameranú na oblasť Environmentálna bezpečnosť (riešenie prírodných a technologických mimoriadnych udalostí z hľadiska vzniku závažných priemyselných havárií, Bezpečnosť a efektivita zásahových činností, Protipožiarna bezpečnosť, simulačné bezpečnostné technológie) a Forenzná chémia. Z diskusie vyplynula možnosť spolupráce v environmentálnej chémii a aplikovanej informatike, kde účastníci ocenili možnosť aplikácie 3D skeneru a strediska High Performance Computing Center - HPCC UMB (gridy).

V rámci environmentálnej bezpečnosti Fakulta prírodných vied ponúkla realizáciu výskumu v oblastiach:

- **monitorovanie zložiek životného prostredia** (vody, pôdy a vzduchu) v rámci environmentu a pracovného prostredia ako v bežnom prevádzkovom režime tak počas a aj po mimoriadnej udalosti (požiar, ekologická havária, katastrofa - napr. povodeň)
- ochrana environmentu s možnosťou a spôsobilosťou (organizačne a technicky) **vykonávať analýzy zložiek životného prostredia** (vody, pôdy a vzduchu) **počas a po mimoriadnej situácii** (požiar, ekologická havária, katastrofa - napr. povodeň), nasadenie rýchlych metód analýzy tuhých a kvapalných látok a ovzdušia
- **navrhovať spôsoby zachytenia, sanácie, eliminácie dôsledkov mimoriadnej udalosti**, v prípade navrhnúť spôsob dekontaminácie a realizáciu remediácie (napr. chemoremediácia a fytoremediácia) pôdy alebo vody
- komplexné posudzovanie rizík v prírodnom a pracovnom prostredí

V spoločnosti sa do popredia dostáva výskum a inovácie bezpečnosti a efektivity zásahových činností vďaka prítomnosti rizika vzniku mimoriadnych udalostí s negatívnymi dopadmi na životné prostredie. Fakulta prírodných vied disponuje experimentálnou technikou pre testovanie fyzickej záťaže príslušníkov, tepelnej záťaže, sledovanie množstva uvoľneného tepla pri výkone činnosti záchranára rádiometrami, svietivosť a viditeľnosť príslušníkov záchranných služieb prostredníctvom jasometrov, výskumom kvality zásahových odevov a sledovanie opotrebovanosti na chemické látky, výskumom chemických látok (s hodnotením rizík chemických látok) používaných na likvidáciu požiarov, a elimináciu priemyselných havárií, sledovanie v ovzduší koncentrácie počtu a rozmerov ultrajemných častíc (od 2 nm do 0,1 μm), hmotnostnej koncentrácie, chemického a mineralogického zloženia $\text{PM}_{2,5}$ a PM_{10} a ich resuspenzie po požiaroch a priemyselných haváriách, prieskum kontaminácie pôdy a podlžia po uvedených udalostiach, sledovanie plošných a fugitívnych emisií plyných znečisťujúcich látok z areálov po uvedených udalostiach. Vďaka spolupráci s ostatnými katedrami fakulty je možné rozšíriť výskumné oblasti v protipožiarnej bezpečnosti a forenznnej chémii na:

- posudzovanie rizika vzniku požiaru, sledovanie procesu horenia a foriem požiaru,
- identifikácia nebezpečenstva vzniku splodín horenia,
- proces hasenia a hasiace látky a ekologické prostriedky pre elimináciu priemyselných havárií
- termická degradácia a procesy horenia tuhých organických látok,
- proces horenia plyných horľavých látok a horľavých kvapalín (ropné produkty),
- analýzy požiarnej vody
- analýzy teplotných profilov počas a po požiaru (časovo neobmedzene)
- identifikácia nebezpečenstva a hodnotenie environmentálnych rizík mimoriadnych udalostí, priemyselných havárií a požiarov

- krízové scenáre úniku nebezpečnej látky v technológiách
 - krízové plány a krízové scenáre v zmysle legislatívy o priemyselných haváriách
- Záverom pracovného stretnutia bola praktická ukážka detekčných zariadení pre záchranné služby a prehliadka budovaného centra na Lešti (obr 2) s konkrétnymi polygónmi (obr 3) a diskusiou o ďalšom ich rozvoji s akademickými pracoviskami.



Obr 2 Prehliadka areálu výcvikové centra Lešť



Obr 3 Príprava modelovej situácie: dopravná nehoda v tuneli

**MEDZINÁRODNÝ WORKSHOP
"AKTUÁLNE OTÁZKY FYTOREMEDIÁCIA S PRODUKCIOU
BIOMASY" NA KATEDRE ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA
FAKULTY PRÍRODNÝCH VIED UMB**

Valentína Pidlisnyuk, Iveta Marková

prof. Valentína Pidlisnyuk, Dr.Sc., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: valentina.pidlisnyuk@umb.sk

prof. RNDr. Iveta Marková, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: iveta.markova@umb.sk

Dňa 12. 1. 2015 sa konal na Katedre životného prostredia Fakulty prírodných vied medzinárodný workshop "Aktuálne otázky fytofarmácie s produkciou biomasy". Workshop bol súčasťou plánovaných aktivít v rámci kreovania medzinárodného grantu NATO SPS Planning Grant #984687 „New Phytotechnology for Cleaning Contaminated Military Sites" (Nové technológie fytofarmácie kontaminovaných vojenských lokalít". Cieľom workshopu bola diskusia o aktuálnom výskume do projektu zapojených inštitúcií a diskusia o ďalších možnostiach v návrhu NATO SPS Planning Grant #984687, v nasledujúcich témach:

- Zvýšenie bezpečnosti bývalých vojenských chýriestov
- Alternatívne palivá pre armádu
- Hodnotenie politických kompetencií/zásloh vytvorených partnerstiev a aktivít návrhu.

V komornom prostredí zasadačky KŽP na Tajovského 55 v Banskej Bystrici sa zišlo 20 účastníkov zo zainteresovaných organizácií SR a členovia medzinárodného tímu návrhu NATO SPS Planning Grant #984687, ktorí prezentovali výskumný podiel ich organizácie v projekte. V rámci prezentovaného návrhu direktorom projektu z krajiny NATO je prof. Larry Erickson z Kansas State University v Kansase USA a z partnerskej krajiny je Dr. Tetyana Štefanovská z National University of Life and Environment Kijev Ukrajina, Co-direktorom je prof. Valentína Pidlisnyuk, Dr.Sc. z Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici Slovenská republika, prof. Lawrence Davis z Kansas State University v Kansase USA a prof. RNDr. Peter Andráš, CSc. ako projektový poradca. Súčasťou projektu je realizácia výskumu prítomných mladých vedcov zo Slovenskej republiky RNDr. Janky Jaďuďovej, PhD., Bc. Janky Pokrievkovej a Mgr. Ksenii Bystrevskej.

Prof. Valentína Pidlisnyuk prezentovala hlavné ciele návrhu projektu, súčasný stav výskumu, možnosti aplikácie a hodnotenia (obr 1). Vstup UMB je viac ako aktuálny, keďže práve v blízkosti Banskej Bystrice sa už viac ako polstoročie prevádzkuje vojenské letisko s príslušenstvom a ponúka projektu výskumnú vojenskú lokalitu.

Prof. Lawrence Davis z Kansas State University v Kansase USA vysvetlil aspekty aplikácie energetických rastlín II. generácie pre účely fytofarmácie kontaminovaného prostredia (obr 2).

Dr. Tetyana Štefanovská z National University of Life and Environment Kijev Ukrajina prezentovala začiatky realizovaného výskumu, prvé výsledky pestovania energetických kultúr

II generácie na vybranom území s ich vplyvom na environmentálnu bezpečnosť sledovanej lokality.

Workshop bol realizovaný prostredníctvom systému skype prednáškou Dr. Josefa Troegla, z Univerzity Jána Purkyně v Ústí nad Labem z Českej republiky, ohľadom existencie kontaminovaných vojenských lokalít na území Čiech a Moravy.

Súčasťou workshopu boli aj slovenské organizácie nazývané „konečný užívateľ“. Ako zástupca zo Slovenskej agentúry životného prostredia v Banskej Bystrici sa workshopu zúčastnila Ing. Katarína Paluchová, a Mgr. Magdalena Halíčková, zástupca Ministerstva obrany Slovenskej republiky, Agentúra správy majetku, odbor životného prostredia.

Vďaka vystúpeniam všetkých členov medzinárodného grantového tímu sa vytvorila diskusia ohľadom spoločného výskumného zámeru v oblasti fyto Remediacie kontaminovaných vojenských lokalít. Uvedený návrh ponúka formu riešenia environmentálnej záťaže s benefitom – očistenie kontaminovaného územia prostredníctvom pestovania vhodných rastlín ako alternatívneho paliva za účelom aspektovania princípov energetickej bezpečnosti a zásad environmentálnej bezpečnosti.



Obr 1 Prof. Valentína Pidlisnyuk z Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici SR uvádza skype výstup Dr. Josefa Troegla z Univerzity Jána Purkyně v Ústí nad Labem z Českej republiky



Obr 2 Vystúpenie prof. Lawrence Davis z Kansas State University v Kansase, USA

SPOLUPRÁCA MEDZI FAKULTOU PRÍRODNÝCH VIED UMB V BANSKEJ BYSTRICI A ÚSTAVOM BIOLÓGIE RASTLÍN A BIOTECHNOLÓGIE AKADEMIE VIED KAZAŠSKEJ REPUBLIKY

Valentína Pidlisnyuk, Iveta Marková

prof. Valentína Pidlisnyuk, Dr.Sc., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: valentina.pidlisnyuk@umb.sk

prof. RNDr. Iveta Marková, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: iveta.markova@umb.sk

V dňoch 14. až 20. mája 2015 bola na pracovnej návšteve Katedry životného prostredia profesorka Azil Nurzhanova, vedúca výskumnej skupiny na Ústave biológie rastlín a biotechnológie Akadémie vied Kazašskej republiky a profesorka na Kazašskej al-Pharabi National University, Almaty. Pani profesorka Azil Nurzhanova navštívila Fakultu prírodných vied UMB v rámci spoločného projektu 0451 / ГФ4 Ministerstva školstva a vedy Kazachstanu. Uvedený projekt s názvom "Vývoj technológií za účelom zlepšenia pôdy kontaminovanej ťažkými kovmi a rezíduí pesticídov s využitím „Miscanthus x giganteus“ bol zahájený vo februári 2015 a prof. Valentína Pidlisnyuk z Katedry životného prostredia FPV UMB bola menovaná vedúcou medzinárodnej spolupráce v projekte. Hlavné ciele pracovnej návštevy profesorky Azil Nurzhanova je možné zhrnúť do nasledujúcich bodov:

- informovať sa o výskume fyto technológií s biopalivami druhej generácie, realizovanom na Katedre životného prostredia FPV UMB,
- oboznámiť sa so systémom odborných, výskumných a vzdelávacích aktivít na Fakulte prírodných vied UMB v Banskej Bystrici a ponúknuť možnosť zapojenia študentov vo výskumných projektoch,
- dohodnúť formu spolupráce vo výskume a vzdelávaní medzi UMB a Ústavom biológie rastlín a biotechnológie Akadémie vied Kazachstanu a rozpracovať pravidlá pre realizáciu a vykonávanie uvedenej spolupráce.

Počas návštevy sa profesorka Asil Nurzhanova zúčastnila množstva podnetných a užitočných pracovných stretnutí a diskusií (obr 1). Stretla sa s dekanou Fakulty prírodných vied doc. RNDr. Jarmilou Kmeťovou, PhD. a vedúcim Katedry životného prostredia FPV UMB Ing. Marekom Drimalom, PhD., s ktorými boli prediskutované, okrem iného, otázky týkajúce sa výmeny študentov. Na Katedre životného prostredia sa profesorka Asil Nurzhanova stretla s prof. RNDr. Petrom Andrášom, prof. Mgr. Jurajom Ladomerským, CSc., prof. RNDr. Ivetou Markovou, PhD. a doc. Ing. Janom Tomaškinom, PhD., s vedúcim Katedry informatiky RNDr. Vladimírom Siladim, PhD. a doc. RNDr. Ingrid Turisovou z Katedry biológie a ekológie. Zároveň profesorka Asil Nurzhanova s profesorkou Valentinou Pidlisnyuk uskutočnili spoločné experimenty na *Miscanthus x giganteus* (obr 2) a diskutovali o koncepcii spoločných publikácií a prezentácií na medzinárodných konferenciách, vrátane 12. medzinárodnej konferencii Phytotechnology PTC, ktorá sa bude konať v septembri 2015 v USA. Počas návštevy profesorka Asil Nurzhanova sa zúčastnila exkurzie vo výskumnom areáli neďaleko Banskej Bystrice, navštívila miestne múzea a počas víkendu si vychutnala pobyt v termálnych kúpeľoch v Turčianskych Tepliciach.

Návšteva profesorky Asil Nurzhanova naštartovala spoluprácu medzi UMB a Kazašskej al-Pharabi National University v Almaty. Ako sama uviedla, svoje skúsenosti a poznatky bude prezentovať a propagovať našu univerzitu medzi kazašskými učiteľmi a výskumníkmi s cieľom získať nové príležitosti pre spoločné výskumné a pedagogické zámery.



Obr 1 Stretnutie na KŽP (z ľava do prava: vedúci katedry Ing. Marek Drímal, PhD, Profesorka Asil Nurzhanova, prof. RNDr. Peter Andráš, CSc. a profesorka Valentína Pidlisnyk)



Obr 2 Realizácia experimentov na KŽP (z ľava do prava: profesorka Asil Nurzhanova, profesorka Valentína Pidlisnyk a docent Ján Tomaškin)

Recenzie

RECENZE

na knihu

SPOLEČENSKÁ ODPOVĚDNOST: OD TEORETICKÝCH KONCEPTŮ K FIREMNÍ IMPLEMENTACI

Autoři knihy: Eliška Stehnová, Eva Fuchsová, Miroslav Barták, Eliška Valinová

Recenzent: Ing. Vilém Kunz, Ph.D.

Autoři se ve své knize zabývají společenskou odpovědností podniků. Toto téma považují za velmi aktuální a potřebné a to hned z několika důvodů.

V posledních letech žijeme ve světě rostoucího zájmu o problematiku společenské odpovědnosti, která je podporována nejen ze strany nadnárodních a mezinárodních organizací, Evropské unie, některých vlád, ale i podniků samotných.

Společensky odpovědné podniky při svém fungování usilují nejen o naplnění tradičních ekonomických cílů, ale zároveň i o naplnění sociálních a environmentálních aspektů své činnosti. CSR je moderním konceptem podnikání, který vyjadřuje orientaci podniku na dlouhodobé cíle a zasahuje do všech oblastí působení firmy. Způsob, jakým se podnik chová k okolnímu prostředí a také ke svým stakeholderům, může mít významný vliv na její tržní postavení a finanční výsledky.

Úspěšné firmy ve světě na začátku 21. století nepochybují o nutnosti být společensky odpovědnými a při své každodenní činnosti vyvíjejí celou řadu velmi rozmanitých aktivit, kterými se podílejí na řešení celé řady společenských problémů a zlepšení stavu společnosti.

Vzhledem k tomu, že společenská odpovědnost firem se stává v dnešním podnikatelském světě významným faktorem firemní konkurenceschopnosti je potřebné, aby také podnikatelské subjekty v České republice usilovaly o trvalé zvyšování jejich standardu CSR. Proto nejen v souvislosti se vstupem ČR do Evropské unie, která považuje za zásadní myšlenky tohoto konceptu co nejvíce prosazovat, nabývají otázky spojené s širokou implementací principů CSR také v českém podnikatelském prostředí na důležitosti.

Na předních světových univerzitách jsou studenti na přednáškách i seminářích seznamováni se základními principy společensky odpovědného chování, stejně jako s případovými studiemi excelentních firem, jež jsou již řadu let mnohostranně aktivní v této oblasti. Velkou pozornost věnuje problematice CSR, zejména od 80. let 20. století i zahraniční literatura (např. A.B. Carroll, M. Friedman, atd). Teprve v posledních letech se začínají v České republice

objevovat první publikace věnující se problematice CSR také od českých autorů, které se věnují této problematice (např. Zadražilová, Petříková, Pavlík, Kunz). Domnívám se však , že tyto dosavadní publikace mnohdy řeší problematiku pouze z některých úhlů pohledu (např. uplatňování CSR ve firemní praxi, podpora CSR v EU, argumenty pro a proti CSR, atd).

I proto jsem přesvědčen, že tato nová může zejména svojí komplexností, ale také například díky dalšímu pohledu na CSR významně obohatit tuto problematiku, včetně jejího dalšího rozvoje v České republice.

Rozsah knihy činí 156 stran, přičemž v knize je možné najít např. i celou řadu schémat, tabulek či obrázků.

Knih je autory rozdělena do osmi částí (kapitol), které se věnují jak základním teoretickým východiskům k problematice CSR, tak např. i celé řadě empirických východisek, včetně uplatňování principů CSR ve firemní praxi zahraničních i českých firem.

V první kapitole autoři přináší hlavní teoretická východiska související s konceptem společenské odpovědnosti korporací. Zabývají se v této části knihy především vymezením a hlavními charakteristikami CSR, jejími základními oblastmi či nejčastějšími argumenty pro a proti konceptu CSR. Za přínosné považují , že v závěrečné podkapitole 1.5 je věnována pozornost i dalším vybraným konceptům souvisejícím s CSR (např. trvale udržitelný rozvoj, firemní občanství, firemní filantropie, atd).

Ve druhé kapitole je pozornost věnována implementaci CSR do firemní praxe, včetně způsobů jejího efektivního měření a hodnocení.

Ve třetí kapitole autoři přibližují zejména hlavní významné iniciativy Evropské unie v oblasti CSR (zejména od 90. let 20. století do současnosti), včetně bližšího představení tzv. Enterprise 2020.

Ve čtvrté kapitole až sedmé kapitole knihy se autoři soustředí na uplatňování společenské odpovědnosti v Turecku, respektive v České republice, včetně vzájemné komparace. Rozdíly v přístupech k CSR v těchto vybraných zemích (na makro i mikro úrovni) dokumentují vhodně autoři, jak analýzou podmínek k rozšiřování CSR v Turecku a v ČR, tak i prostřednictvím několika případových studií vybraných firem dlouhodobě se angažujících se v oblasti CSR (sedmá kapitola), tak i prostřednictvím realizace několika vlastních výzkumných sond (a také analýze již realizovaných výzkumů v této oblasti). Ty byly realizovány nejen mezi vybranými českými a tureckými podniky, ale také i mezi českými a tureckými studenty vysokých škol, u nichž zjišťovaly hlavně jejich postoje ke společenské odpovědnosti korporací.

Osmá kapitola (diskuse) závěr, jsou věnována interpretaci a shrnutí hlavních výsledků a závěrů.

Jsem přesvědčen, že po této knize sáhnou nejen manažeři a podnikatelé, kteří chtějí implementovat CSR do svých firemních strategií či jiným způsobem rozšířit své aktivity v této oblasti, ale například i studenti vysokých škol s ekonomickým zaměřením.

Ing. Vilém Kunz, Ph.D.,

Katedra marketingové komunikace, Fakulta sociálních studií, Vysoká škola finanční a správní, Most, Česká republika