



INTERNATIONAL CONFERENCE
CONTAMINATED SITES
ZNEČISTENÉ ÚZEMIA
MEDZINÁRODNÁ KONFERENCIA

SLOVENSKO-ČESKÁ KONFERENCIA
ZNEČISTENÉ ÚZEMIA 2017
Štrbské Pleso | Vysoké Tatry | Slovensko
16. až 18. 10. 2017



Foto: Ing. Jaromír Helma, PhD.

ZBORNÍK KONFERENCIE



MINISTERSTVO
ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA
SLOVENSKEJ REPUBLIKY



SLOVENSKÁ AGENTÚRA
ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA
SLOVAK ENVIRONMENT
AGENCY



SLOVENSKO-ČESKÁ KONFERENCIA
ZNEČISTENÉ ÚZEMIA 2017
ŠTRBSKÉ PLESO 16. – 18. 10. 2017
PROGRAM

17. október 2017		7.30 – 9.00	Registrácia, inštalácia posterovej sekcie
		8.45 – 11.00	SEKCIA 1
Moderujú: Vlasta Jánová + Richard Příbyl			
P. č.	Čas	Prednášajúci	Názov prednášky
1	8.45 – 9.00	Úvodné prejavy: RNDr. Vlasta Jánová, PhD. , generálna riaditeľka sekcie geológie a prírodných zdrojov Ministerstva životného prostredia SR Ing. Matej Ovčiarka , generálny riaditeľ Slovenskej agentúry životného prostredia RNDr. Richard Příbyl , vedúci oddelenia sanácie, odbor environmentálnych rizík a ekologických škôd Ministerstva životného prostredia ČR	
2	9.00 – 9.25	Vlasta Jánová	Aktuálny stav riešenia problematiky environmentálnych záťaží na Slovensku
3	9.25 – 9.50	Richard Příbyl	Staré ekologické záťaž v ČR – aktuální trendy
4	9.50 – 10.10	Katarína Paluchová	Znečistené územia v kontexte Európskej únie
5	10.10 – 10.35	Vladimír Pramuk	Hodnotenie zdravotných rizík na znečistených územiach v súčasnom ponímaní a porovnanie s posudzovaním environmentálneho zdravia v Európskej únii
6	10.35 – 11.00	Jaromír Helma	Stav riešenia environmentálnych záťaží v Bratislave
		11.00 – 11.20	PRESTÁVKA NA KÁVU
		11.20 – 13.00	SEKCIA 2
Moderujú: Viera Maťová + Ivan Holoubek			
7	11.20 – 11.40	Ivan Holoubek	Kontaminovaná území a mezinárodní úmluvy o chemických látkách, problémy řešení v ČR
8	11.40 – 12.00	Vladimír Malý	Prehľad realizovaných projektov prieskumov a sanácií environmentálnych záťaží v rámci OPŽP – výber úspešných alebo vzorových sanácií
9	12.00 – 12.20	Alena Polenková	Zkušenosti z odborného geologického dohledu v průběhu sanace environmentálních zátěží
10	12.20 – 12.40	Anton Auxt	Vojenské areály na Slovensku – historický prehľad riešenia kontaminácie po sovietskej armáde
11	12.40 – 13.00	Eubomír Jurkovič	Banské lokality na Slovensku – príklady realizovaných prieskumov environmentálnych záťaží a ich sanácií

13.00 – 14.00		OBED	
14.00 – 15.20		SEKCIA 3	
Moderujú: Katarína Paluchová + Robert Jelínek			
12	14.00 – 14.20	Adele Di Marzo	Predstavenie spoločnosti SOGESID, Taliansko
13	14.20 – 14.40	Vito Specchio	Príklady úspešných sanácií znečistených území v Taliansku – Brindisi, Taranto, Manfredonia
14	14.40 – 15.00	Vojtěch Musil	Odstraňovanie ekologických záťaží v Mongolsku – zkušenosti ze tří lokalit
15	15.00 – 15.20	Jan Bartoň	Reálné expoziční scénáře při procesu hodnocení rizik se zaměřením na zahraniční průzkumy
15.20 – 15.50		PRESTÁVKA NA KÁVU	
15.50 – 17.50		Sekcia 4	
Moderujú: Jana Frankovská + Ľubomír Jurkovič			
16	15.50 – 16.10	Edgar Hiller	Urbánna geochemia pôd detských ihrísk v Bratislave – od izotopového zloženia olova až po zhodnotenie zdravotného rizika
17	16.10 – 16.30	Jozef Kobza	Hygienický stav pôd Vysokých Tatier a okolia
18	16.30 – 16.50	Anna Dobrucká	Environmentálne záťaže a územné plánovanie
19	16.50 – 17.10	Robert Jelínek	Štatistické zhodnotenie výsledkov monitorovania environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenska
20	17.10 – 17.30	Zdeněk Suchánek	Metody a nástroje sběru informací o kontaminovaných místech od občanů
21	17.30 – 17.50	Katarína Kapsdorferová	Znečistené územia pri kontrole SIŽP na území IŽP Žilina
DISKUSIA			
19.00 – 22.00		SPOLOČENSKÝ VEČER	

18. október 2017		8.00 – 9.00	Registrácia
		9.00 – 10.20	SEKCIA 5
Moderujú: Katarína Dercová + Zdeněk Suchánek			
P. č.	Čas	Prednášajúci	Názov prednášky
22	9.00 – 9.20	Rudolf Polák	Tetrachlórétén a trichlórétén v kontaminovaných horninách a podzemných vodách a ich sanácia
23	9.20 – 9.40	Slavomír Mikita	Environmentálna záťaž znečistená chrómom – príklad in situ
24	9.40 – 10.00	Matej Červeňan	Využitie leteckého 3D mapovania pomocou UAV pri príprave prác na odstránenie environmentálnej záťaže na lokalite Predajná
25	10.00 – 10.20	Andrej Machlica	Cielený výskum na skládke CHZJD v kontexte navrhovaných sanačných opatrení
		10.20 – 10.40	PRESTÁVKA NA KÁVU
		10.40 – 12.00	SEKCIA 6
Moderujú: Elena Bradiaková + Peter Šottník			
26	10.40 – 11.00	Petr Lacina	NANO-BIO v sanační praxi
27	11.00 – 11.20	Petr Beneš	Využití kombinovaných remediačních postupů pro čištění životního prostředí se zřetelem na mikropolutanty
28	11.20 – 11.40	Jiřina Macháčková	Biogeochemicky podporovaná atenuace leteckého petroleje – terénní pilotní pokus na lokalitě Hradčany u Mimoně v ČR
29	11.40 – 12.00	Rastislav Kubala	Geoštatistika ako univerzálny nástroj podpovrchového prieskumu
		12.00 – 12.30	DISKUSIA A ZÁVER KONFERENCIE
		12.30 – 14.00	OBED

AKTUÁLNY STAV RIEŠENIA PROBLEMATIKY ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA SLOVENSKU

Vlasta Jánová

Ministerstvo životného prostredia SR, Sekcia geológie a prírodných zdrojov
Nám. L. Štúra 1, 812 35 Bratislava, tel.:02/59564114, vlasta.janova@enviro.gov.sk

Kľúčové slová: environmentálna záťaž, Operačný program Kvalita životného prostredia, Štátny program sanácie environmentálnych záťaží

Tak ako v predchádzajúcom programovom období aj v súčasnosti Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky vyvíja maximálne úsilie v oblasti riešenia problematiky environmentálnych záťaží. Vďaka fondom Európskej únie a Operačnému programu Kvalita životného prostredia na roky 2014 – 2020 získala Slovenská republika možnosť pokračovať v prieskume, monitorovaní a sanácii environmentálnych záťaží.

Globálnym cieľom Operačného programu Kvalita životného prostredia (2014 – 2020) je podporiť trvalo udržateľné a efektívne využívanie prírodných zdrojov, zabezpečujúce ochranu životného prostredia, aktívnu adaptáciu na zmenu klímy a energeticky efektívne nízkouhlíkové hospodárstvo. So zámerom dosiahnuť uvedený globálny cieľ boli do investičnej stratégie operačného programu zahrnuté tri základné tematické ciele: (1) Podpora prechodu na nízkouhlíkové hospodárstvo vo všetkých sektoroch, (2) Podpora prispôsobovania sa zmenám klímy, predchádzania a riadenia rizika, (3) Ochrana životného prostredia a presadzovanie efektívnosti využívania zdrojov.

MŽP SR zastáva v súlade s materiálom Návrh štruktúry operačných programov pre viacročný finančný rámec Európskych štrukturálnych a investičných fondov na programové obdobie 2014 – 2020 funkciu riadiaceho orgánu. V zmysle uvedeného materiálu je do implementačnej štruktúry Operačného programu Kvalita životného prostredia v pozícii sprostredkovateľských orgánov pod riadiacim orgánom zapojená tiež Slovenská agentúra životného prostredia, Slovenská inovačná a energetická agentúra a Ministerstvo vnútra SR. Podpora udržateľného využívania prírodných zdrojov prostredníctvom rozvoja environmentálnej infraštruktúry sa realizuje v rámci stratégie Operačného programu Kvalita životného prostredia prostredníctvom viacerých investičných priorít. Jednou z nich je aj Investičná priorita 4 Prioritnej osi 1 – 1.4 Prijatie opatrení na zlepšenie mestského prostredia, revitalizácie miest, oživenia a dekontaminácie opustených priemyselných areálov (vrátane oblastí, ktoré prechádzajú zmenou).

Cieľom uvedenej investičnej priority je zvýšiť podiel sanovaných lokalít s evidovanými environmentálnymi záťažami, z ktorých vyplýva permanentné riziko negatívneho vplyvu na zdravie človeka a životné prostredie. Zabezpečenie vytýčeného cieľa sa bude naplňať prostredníctvom nasledujúcich dvoch aktivít:

1. Prieskum, sanácia a monitorovanie environmentálnych záťaží v mestskom prostredí, ako aj v opustených priemyselných lokalitách (vrátane oblastí, ktoré prechádzajú zmenou),
2. Zlepšenie informovanosti o problematike environmentálnych záťaží.

Navrhované aktivity nadväzujú na doposiaľ dokončené aktivity prieskumu a monitorovania environmentálnych záťaží, pričom bude potrebné realizovať viaceré úlohy, napr.:

- priebežne aktualizovať Informačný systém environmentálnych záťaží;
- realizovať prieskum prioritných environmentálnych záťaží vrátane vypracovania analýzy rizika znečisteného územia;
- v prípade náročnejšej alebo rozsiahlejšej sanácie zabezpečiť vypracovanie prípravnej štúdie sanácie environmentálnej záťaže;
- zabezpečiť realizáciu sanačných prác v súlade s princípom „znečisťovateľ platí“ a v súlade s pravidlami poskytovania štátnej pomoci subjektom zúčastňujúcim sa na hospodárskej súťaži;
- zabezpečiť monitorovanie environmentálnych záťaží.

Plánované úlohy sú podrobnejšie definované v Štátnom programe sanácie environmentálnych záťaží na roky 2016 – 2021. Program bol schválený vládou v januári 2016 a je základným strategickým dokumentom pre problematiku environmentálnych záťaží. Program obsahuje rámcové úlohy na postupné znižovanie negatívnych vplyvov environmentálnych záťaží na ľudské zdravie a životné prostredie. Stanovuje priority, ciele a programové opatrenia rozdelené do krátkodobých, strednodobých a dlhodobých časových horizontov, definuje časový a vecný harmonogram realizácie prác v oblasti riešenia environmentálnych záťaží na obdobie rokov 2016

– 2021 s určením najrizikovejších environmentálnych záťaží navrhnutých na riešenie z hľadiska potreby prieskumu pravdepodobných environmentálnych záťaží a potreby vypracovania rizikovej analýzy, z hľadiska potreby monitoringu environmentálnych záťaží a z hľadiska potreby realizácie sanácie environmentálnych záťaží. Odhaduje finančné výdavky na riešenie problematiky environmentálnych záťaží a identifikuje zdroje krytia finančných výdavkov potrebných na realizáciu prieskumu, vypracovanie rizikových analýz, realizovanie sanácie a monitoringu environmentálnych záťaží.

Aktivity na zlepšenie informovanosti o problematike environmentálnych záťaží budú priamo nadväzovať na aktivity zamerané na prieskum, sanáciu a monitorovanie. Cieľom informačných aktivít je zvýšiť povedomie širokej verejnosti o problematike environmentálnych záťaží, vrátane detí a mládeže.

V rámci Operačného programu Kvalita životného prostredia boli doposiaľ vypísané tri výzvy na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok. MŽP SR doposiaľ predložilo jednu žiadosť na prieskum environmentálnych záťaží, ktorá bola už schválená a tri žiadosti na sanáciu, ktoré sú v procese posudzovania odbornými hodnotiteľmi. Ďalších šesť žiadostí je v procese prípravy a mali by sa predložiť do konca roka 2017. Ide o štyri žiadosti na sanáciu, jednu žiadosť na prieskum a žiadosť na sanáciu vrakunskej skládky.

Jedna žiadosť o nenávratný finančný príspevok, ktorá sa týka monitorovania vybraných environmentálnych záťaží, bola tiež schválená Štátnemu geologickému ústavu Dionýza Štúra.

LITERATÚRA

Operačný program Kvalita životného prostredia (2014 – 2020)
Štátny program sanácie environmentálnych záťaží (2016 – 2021)

STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE – AKTUÁLNÍ TRENDY

Richard Příbyl

Ministerstvo životního prostředí ČR, odbor environmentálních rizik a ekologických škod
Vršovická 65, 100 10 Praha 10, ČR

1. SYSTÉM ŘEŠENÍ STARÝCH EKOLOGICKÝ ZÁTĚŽÍ A ZDROJE FINANCOVÁNÍ

Řešení starých ekologických zátěží (zákonná definice neexistuje, nejkompaktněji je definována pro potřeby Operačního programu Životní prostředí – **závažná kontaminace podzemních či povrchových vod, zemin nebo stavebních konstrukcí, která znamená významné riziko pro lidské zdraví nebo složky životního prostředí a současně původce kontaminace neexistuje nebo není znám**) začalo být v ČR předmětem celospolečenského zájmu v souvislosti s privatizací bývalých státních podniků a odchodem sovětských vojsk. V rámci rozvoje nové české environmentální legislativy existovaly snahy o vytvoření samostatného zákona o starých ekologických zátěžích a v roce 2002 byl dokonce tento zákon navržen v paragrafovaném znění, na základě výsledků vnějšího připomínkového řízení však již dále rozvíjen nebyl.

Na rozdíl od Slovenské republiky, které se podařilo řešení ekologických zátěží zasadit do zákonného rámce (zákon č. 409/2011 Z. z., o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťažze a o zmene a doplnení niektorých zákonov), neexistuje v České republice jednotný systém řešení ekologických zátěží. Jedinou zákonnou normou, která se blíží slovenské, je zákon č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě a o změně některých zákonů. Tento zákon však na rozdíl od slovenské varianty (která je komplexní a zabývá se veškerými ekologickými zátěžemi včetně klasifikace a postupu řešení), řeší spíše zátěže budoucí včetně prevence a finančního zabezpečení. Proto v ČR dochází k řešení starých ekologických zátěží (dále jen SEZ) s použitím různých mechanismů a finančních zdrojů (Ministerstvo financí, Ministerstvo životního prostředí, Ministerstvo průmyslu a obchodu, Ministerstvo obrany, Ministerstvo zemědělství, Ministerstvo dopravy, krajské úřady). Významným zdrojem financování jsou rovněž finanční prostředky z evropských fondů; v současnosti se jedná především o Operační program Životní prostředí (dále OPŽP). Národní program životního prostředí (dále jen NPŽP) doplňuje nabídku dotačních titulů ze zdrojů Státního fondu životního prostředí. Nelze pominout ani soukromé zdroje.

Odborným dohledem nad procesem odstraňování SEZ je pověřeno Ministerstvo životního prostředí, které jako odborný garant vydává povinná závazná stanoviska k jednotlivým materiálům zpracovávaným v rámci realizace nápravných opatření, tzn. k analýzám rizik včetně jejich aktualizací, závěrečným zprávám doprůzkumu, prováděcím projektům nápravných opatření včetně jejich dodatků a změn, studiím proveditelnosti, ročním zprávám, stanoviska k uzavření nových ekologických smluv, resp. jejich ukončení, atd. Dále se účastní pravidelných kontrolních dnů na jednotlivých zakázkách, výběrových řízení a případně dalších pracovních jednání. Problematikou SEZ je na Ministerstvu životního prostředí pověřeno oddělení sanace odboru environmentálních rizik a ekologických škod. Podrobnější specifikaci činností tohoto oddělení lze nalézt zde: http://www.mzp.cz/cz/stare_ekologicke_zateze

2. STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE SOUISEJÍCÍ S PRIVATIZACÍ

Většina nákladů na odstraňování SEZ je hrazena z prostředků Ministerstva financí podle zákona č. 92/1991 Sb., o podmínkách převodu majetku státu na jiné osoby, ve znění pozdějších předpisů a zákona č. 171/1991 Sb., o působnosti orgánů České republiky ve věcech převodů majetku státu na jiné osoby a o Fondu národního majetku České republiky, který taxativně určil účely použití majetku Fondu národního majetku, a to konkrétně § 18, který mj. stanoví, že výnosy z privatizace lze v souladu s rozhodnutím vlády použít k úhradě nákladů spojených s odstraňováním škod na životním prostředí způsobených dosavadní činností státních podniků – tzv. Fond privatizace. Toto zákonné ustanovení bylo pak prakticky beze změny přeneseno do § 5 odst. 3 zákona č. 178/2005 Sb., který i nadále umožňuje Ministerstvu financí v souladu s rozhodnutím vlády používat výnosy z privatizace majetku státu k úhradě nákladů spojených s odstraňováním škod na životním prostředí způsobených činností původních státních podniků. Hlavními dokumenty pro realizaci procesu odstraňování starých ekologických zátěží jsou **Usnesení vlády ČR č. 51/2001 a Směrnice MŽP a FNM ČR č. 4/2017**.

Staré ekologické zátěže vzniklé před privatizací jsou spojeny především s průmyslovými areály, sklady chemikálií a pohonnými hmotami, skládkami odpadů, lagunami odpadních kalů, atd. Na základě uzavřených tzv. ekologických smluv mezi nabyvateli privatizovaného majetku a Ministerstvem financí je stát zavázán financovat odstranění starých ekologických zátěží vzniklých do privatizace až do výše tzv. garance, což je kupní cena

privatizovaného majetku. Nápravná opatření zahrnují řadu dílčích kroků jako např. doprůzkum kontaminace, zpracování analýzy rizik, studie proveditelnosti a vlastní sanační práce.

Cíle resp. rozsah nápravných opatření je definován prostřednictvím odborného materiálu „Analýza rizik“, který je rozhodujícím podkladem pro vydání odpovídajícího rozhodnutí příslušného orgánu státní správy (zpravidla České inspekce životního prostředí), které definuje závazné cílové parametry nápravných opatření (cílové limity, termíny plnění, postsanační monitoring, apod.) a některé další podmínky plnění. Jednotlivé podmínky a povinnost pro orgány státní správy účastníci se procesu nápravy starých ekologických zátěží jsou definovány v již zmíněném Usnesení vlády ČR č. 51/2004 a ve Směrnici MŽP a FNM ČR č. 4/2017. Přehled uzavřených smluv s výší garance od zahájení sanací v roce 1991 do konce roku 2016 uvádí následující tab. 1. Z celkového závazku zbývajících garance ve výši 153,3 mld. Kč je v uzavřených smlouvách již vázáno 54,1 mld. Kč.

Tab. 1: Přehled uzavřených smluv s výší garance od zahájení sanací v roce 1991 do konce roku 2016

	Ekologické smlouvy	Garance
Celkem od roku 1991	325	175,7 mld. Kč
Ukončeno do 2016	165	22,4 mld. Kč
Aktuální stav – zbývá	160	153,3 mld. Kč
Celkem uhrazeno od roku 1991		60,9 mld. Kč

Původní proces odstraňování SEZ souvisejících s privatizací a realizovaný postupně samostatnými zakázkami dle jednotlivých ekologických smluv či lokalit byl (kromě již běžících akcí) na několik let od roku 2008 v podstatě zastaven kvůli projektu „Odstranění některých ekologických zátěží vzniklých před privatizací“ (zkráceně Ekotendr). Až do konce roku 2011 Ministerstvo financí zadávalo nové zakázky pouze na odstraňování tzv. krajně naléhavého stavu, nebo dílčí akce typu supervize, doprůzkumů či eventuálně dodatečných nebo udržovacích prací. Tímto krokem byl proces odstraňování SEZ silně zpomalen a řešení SEZ tak bylo v podstatě odsunuto do dalších let. O vývoji procesu odstraňování SEZ souvisejících s privatizací za uplynulé roky vypovídá následující tabulka finančního plnění z Fondu privatizace:

Rok	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
mld. Kč	6,0	4,6	4,7	3,6	5,4	3,5	3,4	3,4	2,3	1,2	0,8	0,7

Od roku 2015 byla po letech stagnace naplno zahájena etapa zadávání nových zakázek na odstraňování starých ekologických zátěží, které zadává Ministerstvo financí na základě vzájemně odsouhlaseného seznamu priorit pro daný rok. V roce 2015 a 2016 bylo zahájeno, popřípadě i ukončeno, zadání 14 prioritních akcí, na rok 2017 je schváleno dalších 10 akcí včetně dalších cca 20 lokalit v zásobníku priorit pro další roky. Na odstraňování SEZ a rekultivační a revitalizační práce by dle vyjádření Ministerstva financí mělo být opět připraveno na každý rok cca 3,5 mld. Kč.

3. DOTAČNÍ PROGRAMY

Od roku 2007 probíhalo čerpání dotací z fondů Evropské unie, konkrétně v rámci **Operačního programu životní prostředí (OPŽP), prioritní osa 4, oblast 4.2 – Odstraňování starých ekologických zátěží**. V tomto programu je možné poskytnout dotaci na provedení průzkumných prací a analýz rizik, na sanaci starých ekologických zátěží a na provedení inventarizace kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst. Dotace se týkají ovšem kontaminovaných míst, resp. starých ekologických zátěží, na jejichž řešení nejsou určeny žádné jiné finanční prostředky a které splňují definici danou Programovým a Implementačním dokumentem OPŽP, a to: 1) původce kontaminace neexistuje nebo není znám a 2) jedná se o závažnou kontaminaci ohrožující zdraví obyvatelstva a složky životního prostředí. Realizace probíhá v tzv. výzvách k přihlašování projektů. V období 2007 – 2013 byly poskytnuty dotace ve výši 7 mld. Kč, v **novém programovacím období 2014 – 2020 pro oblast podpory 3.4 – Dokončit inventarizaci a odstranit ekologické zátěže** máme k dispozici již pouze dotace ve výši 3,16 mld. Kč. V roce 2017 bude také s podporou OPŽP zahájena II. etapa Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM), která pomůže naplnit stávající databázi Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) aktuálními informacemi a umožní získat ucelenou informaci o počtu a rizikovitosti starých ekologických zátěží na území ČR.

V roce 2015 byl také zahájen nový dotační program hrazený z vlastních zdrojů – **Národní program životní prostředí (NPŽP)**, který je určen např. pro fyzické osoby, popř. na odstranění a rekultivace černých skládek a řešení starých ekologických zátěží tam, kde kraje, města a obce nedosáhly jejich odstranění všemi dostupnými

legálními prostředky. V 1. výzvě v roce 2015 bylo např. uvolněno 100 mil. Kč na odstranění a rekultivace černých skládek.

4. PROJEKTY REVITALIZACE A REKULTIVACE ÚZEMÍ DOTČENÝCH TĚŽBOU NEROSTNÝCH SUROVIN A TĚŽBOU ROPY

Od roku 2002 probíhá realizace projektů revitalizací a rekultivací území dotčených těžbou nerostných surovin a těžbou ropy, na které vláda ČR svými usneseními od roku 2002 postupně vyčlenila 15 mld. Kč pro Ústecký a Karlovarský kraj, 21 mld. Kč pro Moravskoslezský kraj a jižní Moravu a 1,727 mld. Kč pro kladenský region. Žadateli o úhradu a předkladateli projektů jsou:

- těžební a hutní společnosti, které vznikly privatizací bývalých státních podniků,
- státní podniky sanačního charakteru,
- dotčené obce.

V podstatě se sice nejedná přímo o odstraňování ekologických škod, ale o nápravu území po těžbě, nicméně také tyto práce zlepšují kvalitu životního prostředí a pomáhají postiženým regionům revitalizovat tato území a zahrnují práce směřující k obnově a tvorbě:

- lesních porostů a zemědělských pozemků;
- vodních složek krajiny;
- krajinné zeleně a biokoridorů;
- území pro osídlení a využití volného času;
- stavebních pozemků včetně potřebné infrastruktury.

Gestorem projektů je Ministerstvo průmyslu a obchodu, MŽP zde vykonává pouze odborný dozor z hlediska návaznosti projektů na ochranu a nápravu životního prostředí.

5. EVIDENCE A PRIORITIZACE STARÝCH EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ

Pokračování procesu odstraňování SEZ by v budoucím období mělo být zajištěno samostatnými zakázkami dle jednotlivých ekologických smluv či lokalit s tím, že pracovní skupina složená ze zástupců Ministerstva financí, Ministerstva životního prostředí a České inspekce životního prostředí stanoví prioritní akce, kde je nutné zahájit zadání sanačních prací co nejdříve. Výchozím zdrojem při stanovení prioritních akcí je ze strany Ministerstva životního prostředí databáze Systém evidence kontaminovaných míst – SEKM (<http://www.sekm.cz/>), konkrétně lokality s prioritou A stanovenou dle příslušného metodického pokynu Ministerstva životního prostředí:

PRIORITY	výrok o lokalitě	další postup
A3	potvrzeno aktuální neakceptovatelné riziko a šíření kontaminace	nápravné opatření bezodkladně nutné
A2	potvrzena kontaminace nad úroveň legislativou stanovených limitů, šíření kontaminace, nemožnost využívání lokality	nápravné opatření nutné
A1	kontaminace potvrzena, nejsou aktuální rizika, obecný nesoulad se zájmy ochrany životního prostředí	nápravné opatření žádoucí

Dalšími podpůrnými argumenty je připravenost lokality i potřebné dokumentace k zahájení výběrového řízení na dodavatele sanace, neodkladnost pokračování sanací z důvodu možného znehodnocení dosavadních prací, potřeba aktualizace již vyhotovené dokumentace a v neposlední řadě i nutnost navýšení původní garance finančních prostředků na odstranění starých ekologických škod.

Vzhledem k omezeným národním finančním zdrojům je důležitým úkolem také řádná evidence a prioritizace SEZ, což má umožnit dokončení celorepublikového projektu **Národní inventarizace kontaminovaných míst**. Cílem tohoto projektu je podchycení a základní zhodnocení co nejúplnějšího počtu kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných lokalit, vytvoření nebo případné aktualizování jejich databázových záznamů a zajištění zpřístupnění a využití záznamů odbornou veřejností, všemi složkami veřejné správy a veřejností. Kompletní celostátní evidence kontaminovaných míst umožní celostátní představu o stavu a rozsahu kontaminovaných míst v České republice a na základě vyhodnocení kategorií priorit u vymapovaných lokalit pak vytvoření plánu pro soustředění finančních prostředků na realizaci nápravných opatření přednostně u prioritních kontaminovaných míst tzn. na odstraňování starých ekologických zátěží podle míry jejich závažnosti z pohledu ohrožení zdraví lidí a životního prostředí.

ZNEČISTENÉ ÚZEMIA V KONTEXTE EURÓPSKEJ ÚNIE

Katarína Paluchová

Slovenská agentúra životného prostredia
Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica, katarina.paluchova@sazp.sk

V roku 2017 spracovala organizácia JRC (Join Research Centre) Taliansko v spolupráci s EIONET NRC for Soil **Status of local soil contamination in Europe, JRC 2017** (Stav lokálnej kontaminácie pôd v Európe). Správa bola spracovaná na základe výsledkov dotazníkov vyplnených krajinami za obdobie do roku 2016, predstavuje revíziu indikátorov uvedených v správe Progress in the management Contaminated Sites in Europe (JRC, 2014). Dotazník Revision of the indicator – Progress in the management Contaminated Sites in Europe pripravený JRC v spolupráci s Ad-hoc Working Group on Contaminated Sites and Brownfields obsahoval nasledujúcu škálu otázok:

1. V ktorom roku bol iniciovaný národný program zameraný na kontaminované územia?
2. Koľko lokalít eviduje krajina vo vzťahu k zdrojom znečisťovania?
3. Koľko lokalít potrebuje realizáciu prieskumných prác, príp. je v procese prieskumných prác?
4. Koľko lokalít bolo prieskumovaných, ale nepotrebujú sanáciu?
5. Koľko lokalít potrebuje (príp. môže potrebovať) sanáciu (vrátane lokalít s potrebou opatrení na zníženie rizík) alebo prirodzenú atenuáciu?
6. Koľko lokalít je v procese sanácie (vrátane lokalít zahrňujúcich opatrenia na zníženie rizík) a koľko je lokalít s prirodzenou atenuáciou?
7. Koľko lokalít bolo sanovaných (vrátane lokalít zahrňujúcich opatrenia na zníženie rizík), aký bol počet lokalít s prirodzenou atenuáciou, príp. lokalít, na ktorých prebieha posanačný monitoring?
8. Je určený termín počas hodnoteného obdobia (na politickej alebo technickej úrovni), ktorý musí byť splnený vo vzťahu k sanovaným lokalitám (vrátane lokalít s prirodzenou atenuáciou alebo lokalít s opatreniami na zníženie rizík)?
9. V prípade, že krajina nemá register kontaminovaných lokalít, je iný spôsob, akým sa stanovujú počty lokalít vo vzťahu k otázkam 2 až 7) a odkedy?
10. Existujú kompetencie na národnej, regionálnej alebo lokálnej úrovni?
11. Má krajina stanovený formálny proces hodnotenia stavu (prieskum, sanácia) a je tento určený pomocou stanovenia limitných (hraničných) hodnôt alebo prostredníctvom procesu hodnotenia rizík?
12. Má krajina stanovený formálny proces na hodnotenie lokalít v prípade nebezpečných látok (pôda, podzemná voda, sediment), ktoré nie sú uvedené v zoznamoch stanovujúcich limitné hodnoty?
13. Môže krajina uviesť, kde sú dostupné informácie pre verejnosť (napr. web portál)?
14. Má krajina stanovený postup v prípade „opustených“ lokalít (v prípade, že nie je možné použiť princíp znečisťovateľ platí)?
15. V rámci počtu lokalít je možné uviesť ďalšie údaje týkajúce sa sanovaných lokalít (napr. 1 mega lokalita s viac ako 100 benzínových staníc – s uvedením plochy a množstva zeminy so zameraním na rôzne typy sanácií in-situ, on-situ, off-situ...)?
16. Aký je celkový odhadovaný očakávaný nárast výdavkov na manažment kontaminovaných území (zo súkromných a verejných zdrojov)?
17. Má krajina dostupný verejný register/inventarizáciu kontaminovaných území?
18. Iniciovala krajina implementáciu INSPIRE direktívy v kontexte registra/inventarizácie kontaminovaných/sanovaných lokalít?
19. Je možné uviesť špeciálne úspešné kroky na dosiahnutie progresu v manažmente kontaminovaných lokalít?
20. Je možné uviesť prekážky, s ktorými sa krajina konfrontuje?

Z oslovených 39 krajín EEA požadované údaje zaslalo 28, čo predstavuje 64 %. Porovnaním zozbieraných údajov z roku 2014 a 2016 bol zaznamenaný 1,8-násobný nárast kontaminovaných území v rámci Európy. Podľa správy bolo sanovaných, prípadne je v procese sanácie 65 369 lokalít, z toho 14 000 nových sanácií bolo realizovaných za posledných 5 rokov. Z 39 krajín, 28 krajín realizuje inventarizáciu znečistených území.

Odhad priemerných výdavkov na manažment kontaminovaných území v Európe je na úrovni 3,4 miliárd €. Aj napriek skutočnosti, že vo všetkých krajinách platí princíp znečisťovateľ platí, viac ako 32 % výdavkov pochádza z verejných zdrojov.

STAV RIEŠENIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V BRATISLAVE

Jaromír Helma

Slovenská agentúra životného prostredia
Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica, jaromir.helma@sazp.sk

Kľúčové slová: analýza rizika, environmentálne riziko, Bratislava, sanácia, zdravotné riziko, znečistenie

ÚVOD

Najväčšia hustota environmentálnych záťaží (EZ) v rámci SR je v Bratislave. Súvisí to najmä s dlhodobou intenzívnou priemyselnou činnosťou už od čias pred 2. svetovou vojnou. S prechodným útlmom niektorých druhov priemyselnej činnosti a zároveň s rozširujúcim sa mestom Bratislava, najmä v posledných rokoch, je tendencia budovať obytné zóny a miesta služieb (polyfunkčné objekty, obchodné strediská, ...) v priestoroch, kde prebiehala v minulosti intenzívna priemyselná činnosť. Tieto priestory, kedysi situované na periférii mesta, sa odrazu ocitli v jeho centre, a preto je o ne intenzívny záujem z hľadiska iného využitia, zatiaľ čo nová priemyselná činnosť je v súčasnosti vytlačaná na perifériu súčasného mesta.

V rámci novej výstavby sa geologickým prieskumom zistilo a zisťuje, že predchádzajúce využitie spôsobilo znečistenie podzemnej vody a horninového prostredia, ktoré je nevyhnutné sanovať tak, aby nepredstavovalo zdravotné ani environmentálne riziko pri súčasnom resp. budúcom využití územia. Špecifickým problémom je, že jednotlivé EZ – presnejšie povedané – znečistenie šíriace sa z rôznych zdrojov znečistenia vzhľadom na ich malé vzájomné vzdialenosti sa mieša, pričom v súčasnosti je niekedy veľmi ťažko odlišiť, ktorá lokalita „patrí“ ku ktorej EZ. Jednotlivé EZ v Bratislave sú v rôznom štádiu riešenia z hľadiska ich odstraňovania, pričom tieto procesy sú niekedy mimoriadne náročné z technického aj ekonomického hľadiska. Kvôli komplikovanej situácii v súvislosti so stretmi záujmov (intenzívna výstavba viacerými rôznymi investormi v rôznom štádiu na mnohých parcelách, enormné množstvo rôznych majiteľov pozemkov) je v súčasnosti nereálne resp. takmer nereálne riešiť dané územie komplexne. Jednotlivé plochy znečistenia EZ sa investormi kúsokujú a parciálne riešia – sanujú. Cieľom tohto príspevku je poskytnúť aspoň orientačný prehľad o EZ v Bratislave a o stave ich riešenia.

POČET ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V BRATISLAVE

Napriek tomu, že je pomerne ťažké „škatuľkovať“ niektoré časti územia Bratislavy na jednotlivé EZ, určitá schematizácia kvôli oficiálnej evidencii v Informačnom systéme environmentálnych záťaží (ďalej ISEZ) a procesom, súvisiacim s ich postupným odstraňovaním, je nevyhnutná. Ďalšou oficiálnou evidenciou je zoznam schválených záverečných správ s analýzou rizika znečisteného územia, ktoré prešli procesom posudzovania a schvaľovania v Komisii pre posudzovanie a schvaľovanie záverečných správ s analýzou rizika znečisteného územia, ktorá je zriadená ako poradný orgán MŽP SR (ďalej komisia) pri sekcii geológie a prírodných zdrojov. V prípade niektorých EZ v Bratislave prešlo posudzovaním v komisii viacerých záverečných správ.

Tab. 1: Počet lokalít v jednotlivých častiach registra ISEZ zaevidovaných v Bratislave

Okres (jeho časť – počet EZ)/časť registra	A	AC	B	BC	C	Spolu
Bratislava I (Staré Mesto – 4)	1	0	1	2	0	4
Bratislava II (Podunajské Biskupice – 5, Ružinov – 25, Vrakuňa – 3)	10	3	7	2	11	33
Bratislava III (Nové Mesto – 10, Rača – 6, Vajnory – 1)	5	0	7	1	4	17
Bratislava IV (Devínska Nová Ves – 7, Dúbravka – 2, Lamač – 3)	4	2	0	1	5	12
Bratislava V (Jarovce – 2, Petržalka – 11, Rusovce – 3)	8	1	1	2	4	16
Bratislava spolu	28	6	16	8	24	82

V súčasnosti je v ISEZ zaevidovaných 82 lokalít (tab. 1) v Bratislave (okresy: Bratislava I – 4 lokality, Bratislava II – 33 lokalít, Bratislava III – 11 lokalít, Bratislava IV – 12 lokalít, Bratislava V – 16 lokalít). V rámci jednotlivých častí registra je to nasledovné: register – časť A (pravdepodobné environmentálne záťaž): 28 lokalít, register – časť B (environmentálne záťaž): 16 lokalít, register – časť C (sanované a rekultivované lokality): 24 lokalít, register – časti A aj C: 6 lokalít, register – časti B aj C: 8 lokalít.

V súvislosti s intenzívnou výstavbou je špecifická situácia (spomínaná v úvode) najmä v oblasti Starého Mesta a prípadne Ružinova, kde za hlavný zdroj znečistenia (najmä v oblasti Starého Mesta) sa považuje bývalá rafinéria Apollo. Okrem rafinérie Apollo sa na znečistení zrejme podieľala aj bývala Chemika, Gumon, Kablo.

Plošne rozsiahle znečistenie je resp. sa predpokladá (je to čiastočne menej preskúmaná oblasť ako Staré Mesto) aj v Novom Meste, kde hlavným zdrojom znečistenia je bývalý závod CHZJD, nazývaný neskôr aj ISTROCHEM. V ďalšom texte, ako aj v prezentácií na konferencii, sa zameriam najmä na tieto oblasti.

V Starom Meste sú evidované 4 EZ, pričom 3 z nich sú v tej istej časti Starého Mesta (tab. 2): Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie, Bratislava-Staré Mesto – Chalupkova – Bottova ul. – Chemika – areál závodu, Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť. V susedstve vyššie uvedených lokalít v časti Ružinov sú lokality Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu, Bratislava-Ružinov – Prístav, Bratislava-Ružinov – Twin City – severná časť. Znečistenie týchto lokalít sa miestami mieša, pochádza z niekoľkých zdrojov znečistenia, z nich ale zrejme najvýznamnejším a viac-menej spoločným bola bývalá rafinéria Apollo.

Tab. 2: Zoznam vybraných lokalít v ISEZ zaevidovaných v častiach Starého Mesta a Ružinova

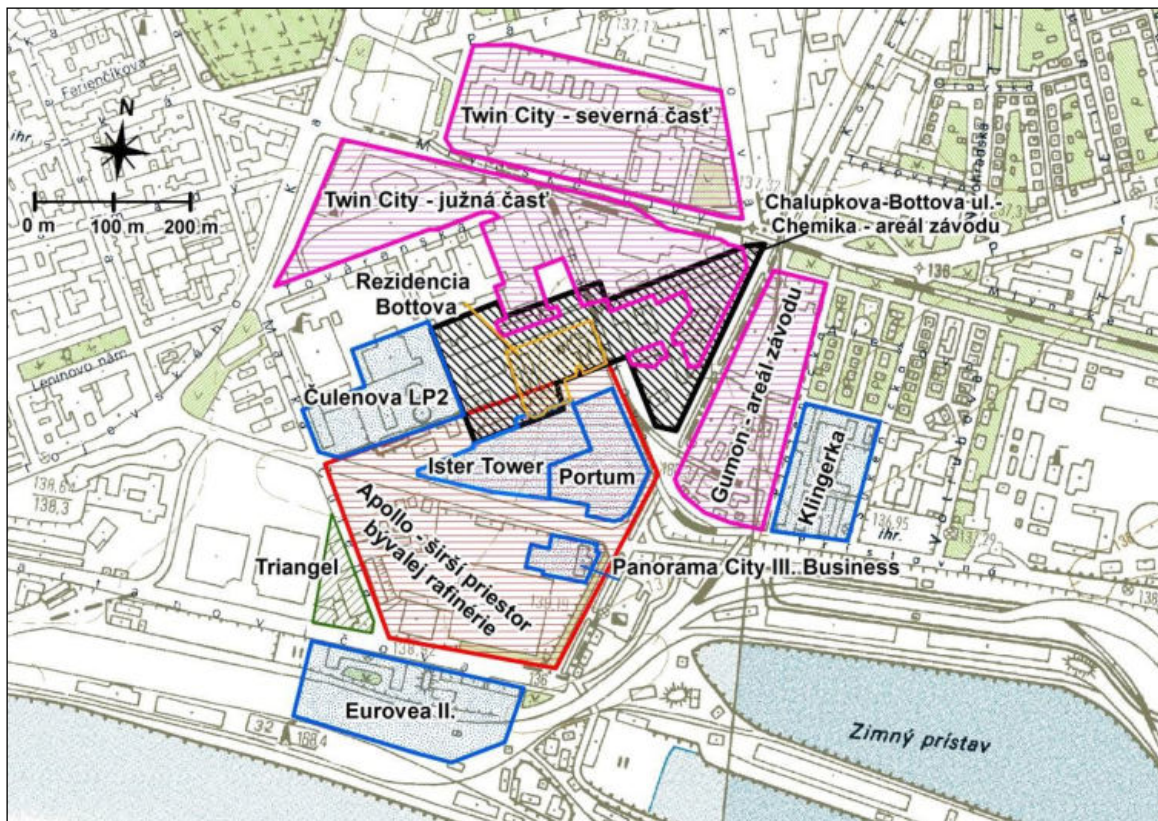
Názov environmentálnej záťaže	Identifikátor	Register
B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie	SK/EZ/B1/115	B + C
B1 (003)/Bratislava-Staré Mesto – Chalupkova – Bottova ul.– Chemika – areál závodu	SK/EZ/B1/116	B
B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť	SK/EZ/B1/1986	B + C
B2 (006)/Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu	SK/EZ/B2/122	B
B2 (1904)/Bratislava-Ružinov – Prístav	SK/EZ/B2/1904	B
B2 (2057)/Bratislava-Ružinov – Twin City – severná časť	SK/EZ/B2/2057	B

Tab. 3: Zoznam záverečných správ s analýzou rizika posudzovaných v Komisii vo vzťahu k lokalitám v ISEZ zaevidovaných v častiach Starého Mesta a Ružinova

Geol. práce	Názov záverečnej správy s analýzou rizika	Rok ZS	Názov environmentálnej záťaže
Prieskum	Polyfunkčná stavba Twin City – južná časť, Karadžičova, Továrnska, Chalupkova, Košická ul., Bratislava	2012	B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť
Sanácia	Polyfunkčná stavba TWIN CITY juh, objekty A2.101, A3.101, sanácia EZ B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – TWIN CITY – južná časť (SK/EZ/B1/1986)	2015	B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť
Sanácia	Polyfunkčná stavba TWIN CITY juh, objekt A4, sanácia EZ B1 (1986)/ Bratislava-Staré Mesto TWIN CITY – južná časť (SK/EZ/B1/1986)	2015	B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť
Prieskum	Bratislava TWIN CITY sever, geologický prieskum životného prostredia	2015	B2 (2057)/Bratislava-Ružinov – Twin City – severná časť
Prieskum	Administratívna budova Panorama City III. Business, geologický prieskum životného prostredia	2016	B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie
Prieskum	Geologický prieskum oblasti Čulenova – LP2 Bratislava	2016	B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie
Prieskum	Podrobný geologický prieskum životného prostredia a analýza rizika polyfunkčného komplexu Klingerka	2016	Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu, B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie
Prieskum	Polyfunkčný komplex EUROVEA II. Bratislava, záverečná správa z prieskumu znečistenia životného prostredia s analýzou rizika znečisteného územia	2017	B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie
Prieskum	Rezidencia Bottova, geologický prieskum životného prostredia a analýza rizika	2017	B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie, B1 (003)/Bratislava-Staré Mesto – Chalupkova – Bottova ul.– Chemika – areál závodu
Prieskum	ISTER TOWER – gpžp	2017	B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie
Prieskum	Bratislava – Landererova ulica – polyfunkčný komplex PORTUM	2017	B1 (002)/Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie
Sanácia	Polyfunkčná stavba TWIN CITY – juh, objekt A1, sanácia environmentálnej záťaže B1 (1986)/ Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť	2017	B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť

V tomto záujmovom území sa realizovalo niekoľko geologických prieskumov životného prostredia, ale aj nejaké sanačné práce. Relatívne rozsiahlymi a komplexnými prácami z tejto oblasti boli práce súvisiace s výstavbou

mostu Apollo: Prieskum starej environmentálnej záťaže v území trasy a okolia stavby most Košická (Maloveský a kol., 2002), Ekologické riešenie priestoru Košická – Landererova v Bratislave, Sanácia ekologickej záťaže v širšom priestore priemyselnej zóny bývalej rafinérie Apollo, čiastková úloha: Riziková analýza (hodnotenie rizika) (Auxt a kol., 2002). Prieskumom bolo zistené rozsiahle znečistenie ropnými látkami vcelku výstižne reprezentované skupinovým ukazovateľom NEL-IR. Zistená bola tiež voľná fáza ropných látok na hladine podzemnej vody. Samozrejme overené bolo tiež znečistenie konkrétnymi látkami, ako sú PAU, BTEX, CIU. Znečistenie bolo resp. je rozšírené v okolí ulíc Košická, Landererova, Chalupkova, Bottova, Čulenova. Z výsledkov analýzy rizika vyplynulo, že existuje environmentálne riziko pre receptory v biologickej kontaktnej zóne, ako aj riziko šírenia sa znečistenia podzemnou vodou. Tiež sa zistilo, že existuje aj zdravotné riziko. V posledných rokoch v tejto oblasti prebiehala a prebieha intenzívna výstavba. Zavedením legislatívy v súvislosti s riešením problematiky EZ vznikla povinnosť predkladať záverečné správy s analýzou rizika na posúdenie a schválenie do komisie.



Obr. 1: Lokality zo záverečných správ s analýzou rizika posudzovaných v Komisii vo vzťahu k vybraným lokalitám v ISEZ zaevdovaných v častiach Starého Mesta a Ružinova

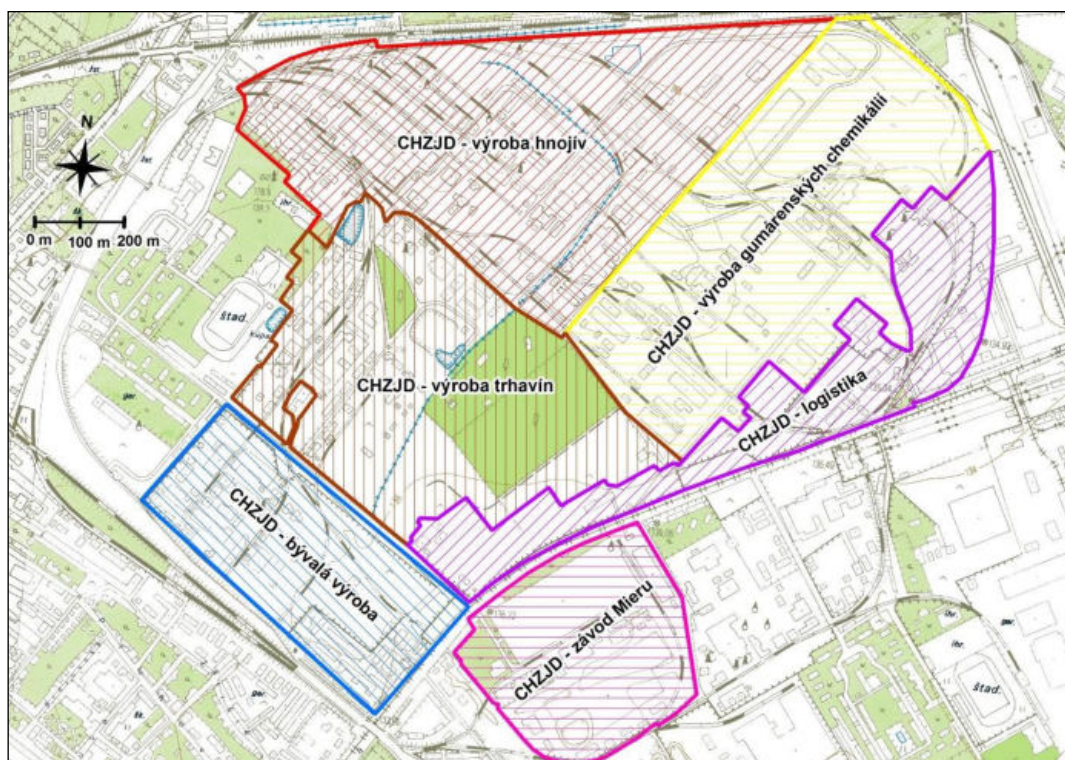
Od roku 2012 boli v komisii viaceré záverečné správy s analýzou rizika z tejto oblasti (tab. 3, obr. 1). Na základe niektorých výsledkov záverečných správ boli vyčlenené samostatné lokality s EZ (Bratislava-Ružinov – Twin City – severná časť), niektoré nahradili novým názvom pôvodnú lokalitu (Bratislava-Staré Mesto – Prysmian Kablo – areál závodu bola nahradená lokalitou Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť). Niektoré výsledky prieskumov vo forme záverečných správ boli priradené k prvotne zaradeným lokalitám (Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie, Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu, Bratislava-Staré Mesto – Chalupkova – Bottova ul. – Chemika – areál závodu). V prípade niektorých zasahuje znečistenie z Apolla do ich priestoru iba čiastočne (Bratislava-Ružinov – Prístav), nakoľko majú aj „vlastné znečistenie“ (zo zdrojov v samotnom prístave, súvisiacim s činnosťou prístavu). Okrem správ uvedených v tab. 3 bola posudzovaná v komisii aj záverečná správa s analýzou rizika Triangel – polyfunkčný objekt (Schwarz a kol., 2017). Počas tohto geologického prieskumu bolo zistené iba nepatrné lokálne znečistenie, pričom riziko nebolo preukázané. Lokalita je tiež zobrazená na obr. 1.

Pomerne rozsiahlym územím „zaťaženým“ znečistením je aj časť Nového Mesta, kde hlavným zdrojom znečistenia je bývalý závod CHZJD, nazývaný neskôr aj ISTROCHEM. V priestore bývalého CHZJD sa realizovali viaceré prieskumné práce. K tým relatívne novším patria práce Poláka a kol. (2009ab), Chovanca (2011) a Chovanca s Holubcom (2011). Znečisťujúcimi látkami sú pesticídy (DDT, propazín), nutrienty

(amoniak...), ťažké kovy (arzén), NEL, BTEX, chlórbenzén, ... Pôvodná lokalita zaradená v ISEZ ako Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – širší priestor bývalého závodu sa logicky rozdelila na základe znečistenia a druhu činností, ktoré EZ spôsobili, na CHZJD – výroba hnojív, CHZJD – výroba gumárenských chemikálií, CHZJD – výroba trhavín, CHZJD – závod Mieru, CHZJD – bývalá výroba, CHZJD – logistika. Toto rozdelenie má význam aj z hľadiska postupného riešenia logicky vyčlenených celkov.

Tab. 4: Zoznam lokalít bývalého CHZJD v registri ISEZ zaevidovaných v časti Nového Mesta

Názov environmentálnej záťaže	Identifikátor	Register
B3 (2060)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – výroba hnojív	SK/EZ/B3/2060	B
B3 (2061)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – výroba gumárenských chemikálií	SK/EZ/B3/2061	B
B3 (2062)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – výroba trhavín	SK/EZ/B3/2062	B
B3 (2063)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – závod Mieru	SK/EZ/B3/2063	B
B3 (2064)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – bývalá výroba	SK/EZ/B3/2064	B
B3 (2065)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – logistika	SK/EZ/B3/2065	B



Obr. 2: Lokality bývalého CHZJD v registri ISEZ zaevidované v časti Nového Mesta

STAV RIEŠENIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V BRATISLAVE

Stav riešenia EZ v Bratislave je rôzny. Ako vyplýva z tab. 2 a 3, lokality v blízkosti centra (v súčasnosti to už asi môžeme považovať aj za širšie centrum Bratislavy) „idú“ svojim režimom v súlade s výstavbou. Realizovali sa tam viaceré podrobné alebo doplnkové geologické prieskumy životného prostredia, miestami aj sanácie, ktoré boli financované zo súkromných zdrojov. Vždy však ide iba o relatívne malé znečistené územia pod novými stavebnými objektmi, ktoré sa postupne preskúmajú a sanujú. Sanácia sa spravidla realizuje tak, že sa odťaží kontaminovaná zemina do hĺbky zakladania stavby, spravidla po úroveň hladiny podzemnej vody, pričom sa vybuduje podzemná tesniaca stena a zároveň sa odstráni voľná fáza ropných látok z hladiny podzemnej vody. Realizujú sa tiež ďalšie opatrenia na elimináciu rizík, ako je napríklad špeciálna izolácia stavebných konštrukcií, aby sa zabránilo prenikaniu kontaminovaného pôdneho vzduchu do priestoru budov. Komplikáciou v tejto oblasti sú zmeny prúdenia podzemnej vody ovplyvnené zmenou úrovne hladiny Dunaja, ale aj jednotlivými stavbami. Ideálne by bolo celú oblasť riešiť naraz a komplexne, čo však v súčasnosti už nie je reálne.

Z tab. 3 vyplýva, že ide o relatívne nové prieskumné práce (väčšinou z rokov 2015 – 2017) sanácia viacerých ešte nie je ukončená resp. ani sa nezačala. Lokalita Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť bola najskôr preskúmaná doplnkovým geologickým prieskumom životného prostredia (Mészárosová, Masiar, 2012) a teraz sa postupne po častiach sanuje (Matiová. a kol., 2015a,b, Matiová, 2017). Stále je však sanovaná iba menšia časť tejto priestorovo vymedzenej lokality. Lokalita Bratislava-Staré Mesto – Apollo – širší priestor bývalej rafinérie svojim znečistením de facto zasahuje do celej tejto oblasti v súčasnosti typickej intenzívnou výstavbou. Administratívna budova Panorama City III. Business sa už v súčasnosti stavia, a teda zrejme sa už realizovala resp. sa realizuje aj sanácia pod týmto objektom. V priestore rezidencie Bottova (Masiar a kol., 2017) taktiež prebieha výstavba, teda zrejme aj sanácia. V priestore Čulenovej (Žitňan a kol., 2016) sa realizoval prieskum a v súčasnosti sa tam tiež už realizuje výstavba. V priestore Klingerka (Mészárosová, 2016) sa ešte po prieskume výstavba nezačala (Klingerka je v IS EZ priradená na základe priestorových vzťahov prioritne k lokalite Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu, ale pravdepodobne ide o miešanie sa znečistenia z Apolla a Gumonu). V priestore Eurovea II (Lichý a kol., 2017) je v súčasnosti parkovisko, a teda výstavba sa zatiaľ nerealizuje. Plochami bez výstavby sú aj Portum (Auxt a kol., 2017) a ISTER TOWER (Antal a kol., 2017). Na všetkých troch sa už prieskum realizoval.

Riešeniu EZ nielen v Bratislave, ale aj v rámci celej SR výrazne pomohli finančné prostriedky z európskych fondov. Zoznam lokalít v Bratislave, kde boli financované náklady na geologické práce (prieskumy, sanácie, monitorovanie) v rámci Operačného programu Životné prostredie (OPŽP), sú v tab. 5. ŠGÚDŠ monitoroval v rámci OPŽP 6 lokalít (projekt: Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky, Kordík a kol., 2015). V súčasnosti lokality uvedené v tab. 5 sa budú monitorovať v rámci úloh Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra. Tie, kde bol realizovaný prieskum resp. sanácia, budú monitorované v rámci projektu z Operačného programu Kvalita životného prostredia (OP KŽP, kód výzvy OPKZP-PO1-SC142-2015-4: Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – 1. časť), ostatné v rámci úlohy financovanej zo štátneho rozpočtu (Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky – udržateľnosť – lokality ŠGÚDŠ). Z tab. 5 vyplýva, že sa monitorovalo a bude monitorovať aj 6 lokalít bývalého CHZJD resp. ISTROCHEMU uvedených v tab. 4. Rovnako sa monitorovali a budú monitorovať aj lokality v širšom centre Bratislavy: Bratislava-Staré Mesto – Chalupkova – Bottova ul.– Chemika – areál závodu, Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu.

Tab. 5: Zoznam lokalít v Bratislave, kde boli financované náklady na geologické práce (prieskumy, sanácie, monitorovanie) v rámci OPŽP resp. štátneho rozpočtu

Názov environmentálnej záťaže	Identifikátor	Zdroj – geol. práce
B4 (001)/Bratislava-Devínska Nová Ves – kameňolom Srdce	SK/EZ/B4/147	OPŽP – sanácia
B4 (006)/Bratislava-Devínska Nová Ves – skládka odpadov pri Volkswagene	SK/EZ/B4/152	MŽP SR – štátny rozpočet – prieskum
B2 (020)/Bratislava-Vrakuňa – Vrakunská cesta – skládka CHZJD	SK/EZ/B2/136	OPŽP – prieskum
B2 (004)/Bratislava-Ružinov – Čierny les	SK/EZ/B2/120	OPŽP – prieskum
B2 (017)/Bratislava-Ružinov – Ústredná nákladná stanica	SK/EZ/B2/133	OPŽP – prieskum
B2 (1904)/Bratislava-Ružinov – Prístav	SK/EZ/B2/1904	OPŽP – prieskum
B4 (001)/Bratislava-Devínska Nová Ves – kameňolom Srdce	SK/EZ/B4/147	OPŽP – sanácia
B2 (008)/Bratislava-Ružinov – Na paši č. 4 – chemická čistiareň	SK/EZ/B2/124	OPŽP – prieskum
B3 (004)/Bratislava-Nové Mesto – Tepláreň II – Turbínová – Magnetová ul.	SK/EZ/B3/140	OPŽP – prieskum
B3 (002)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – širší priestor bývalého závodu (v súčasnosti zahŕňa 6 lokalít z tab. 4)	SK/EZ/B3/138	OPŽP – monitoring
B5 (007)/Bratislava-Petržalka – Matador – areál bývalého závodu	SK/EZ/B5/161	OPŽP – monitoring
B2 (006)/Bratislava-Ružinov – Gumon – areál závodu	SK/EZ/B2/122	OPŽP – monitoring
B2 (007)/Bratislava-Ružinov – Malý Dunaj – vtokový objekt	SK/EZ/B2/123	OPŽP – monitoring
B2 (015)/Bratislava-Ružinov – SPP Votrubova ul.	SK/EZ/B2/131	OPŽP – monitoring
B1 (003)/Bratislava-Staré Mesto–Chalupkova–Bottova ul.–Chemika–areál závodu	SK/EZ/B1/116	OPŽP – monitoring

V rámci projektov spolufinancovaných z Environmentálneho fondu boli v r. 2016 vypracované návrhy plánov prác (PP) na odstránenie 3 EZ a v r. 2017 sa vypracujú 2 návrhy plánov prác (tab. 6).

Tab. 6: Zoznam lokalít v Bratislave, pre ktoré boli vypracované návrhy PP na odstránenie EZ v 2016 (príp. budú vypracované v 2017)

Názov environmentálnej záťaže	Identifikátor	Rok vyprac. PP
B5 (006)/Bratislava – Petržalka – Kopčianska – pri vojenskom cintoríne	SK/EZ/B5/160	2016
B2 (020)/Bratislava-Vrakuňa – Vrakunská cesta – skládka CHZJD	SK/EZ/B2/136	2016
B2 (004) Bratislava-Ružinov – Čierny les	SK/EZ/B2/120	2016
B2 (1904)/Bratislava-Ružinov – Prístav	SK/EZ/B2/1904	2017
B3 (2060)/Bratislava-Nové Mesto – CHZJD – výroba hnojív	SK/EZ/B3/2060	2017

MŽP SR zároveň pripravuje sanáciu lokality Bratislava-Vrakuňa – Vrakunská cesta – skládka CHZJD, ktorá bude financovaná z prostriedkov v rámci OP KŽP.

Okrem štátneho rozpočtu a prostriedkov z európskych fondov sú mnohé lokality s EZ alebo ich časti riešené zo súkromných zdrojov. Niektoré sú spomínané viackrát v texte a sú v tab. 2 (riešenie v súvislosti s investičnou výstavbou). Sú však aj ďalšie lokality v rámci Bratislavy riešené zo súkromných zdrojov v súvislosti resp. v nadväznosti na procesy zákona č. 409/2011 o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov. Ide napríklad o lokalitu Bratislava-Rača – terminál Slovnaft, ktorú SLOVNAFT, a. s. sanoval z vlastných zdrojov. Podobne postupuje aj v prípade čerpacích staníc pohonných hmôt. Sanovaná bola lokalita Bratislava-Ružinov – ČS PHM Zlaté piesky, prieskum sa realizoval napríklad na lokalite Bratislava-Rača – ČS PHM Krasňany.

Z vyššie uvedeného vyplýva, že riešenie EZ v Bratislave úspešne pokračuje, ale vyžaduje si to značné množstvo časovo, technicky, a tým aj finančne náročných prác. Takéto práce nie je možné financovať iba z jedného zdroja, a okrem verejných prostriedkov je nevyhnutné aj zapojenie súkromných zdrojov. Na niektorých lokalitách sa čoraz viac dostáva do popredia koordinácia aktivít, ktorá je nevyhnutná z hľadiska efektívneho a úspešného odstraňovania EZ.

LITERATÚRA

Antal, J., Antal, M., Kovács, T., Scherer, S., Tatarková, V., Tóth, R., 2017: ISTER TOWER – gpžp, podrobný geologický prieskum životného prostredia, záverečná správa s analýzou rizika znečisteného územia, HYDRANT s. r. o. Bratislava.

Antal, J., 2007: MFZ Vajnorska Strasse – ekologický audit. Záverečná správa z prieskumu geologických činiteľov ovplyvňujúcich životné prostredie. GPŽP. Hydrocomp Bratislava.

Auxt, A., Ingár, K., 2017: Bratislava – Landererova ulica – polyfunkčný komplex PORTUM, doplnkový geologický prieskum životného prostredia, HES – COMGEO, spol. s r. o., Banská Bystrica.

Auxt, A., Šuchová, M., Murín, M., Drastichová, I., Murinová, M., 2002: Ekologické riešenie priestoru Košická – Landererova v Bratislave. Sanácia ekologickej záťaže v širšom priestore priemyselnej zóny bývalej rafinérie Apollo v Bratislave. Čiastková úloha: Riziková analýza (hodnotenie rizika). PIO KERAMOPROJEKT Trenčín, a. s. a HES-Comgeo spol. s r. o., Banská Bystrica.

Holubec, M., Chovanec, J., 2011: Sanácia areálu Istrochem – I. Etapa – časť analýza rizík. DEKONTA Slovensko, spol. s r. o., Ekorozvoj.

Chovanec, J. a kol., 2011: Sanácia areálu Istrochem – I. Etapa – časť prieskum znečistenia. DEKONTA Slovensko, spol. s r. o.

Kordík, J., Slaninka, I. a kol., 2015: Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky. Záverečná správa. ŠGÚDŠ Bratislava.

Lichý, A., Schwarz, J., Piegsová Z., 2017: Polyfunkčný komplex EUROVEA II. Bratislava, záverečná správa

z prieskumu znečistenia životného prostredia s analýzou rizika znečisteného územia, ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Maloveký, M., Tupý, P. et al., 2002: Prieskum starej environmentálnej záťaže v území trasy a okolia stavby most Košická, geologický prieskum životného prostredia, etapa podrobného prieskumu. Záverečná správa – skrátená verzia. ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Masiar, R., Mészárosová, Z., Lichý, A., 2016: Administratívna budova Panorama City III. Business, záverečná správa s analýzou rizika, podrobný geologický prieskum životného prostredia, ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Masiar R., Piegsová Z., 2017: Rezidencia Bottova, geologický prieskum životného prostredia a analýza rizika, ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Mészárosová, Z., Masiar, R., 2012: Polyfunkčná stavba Twin City – južná časť, Karadžičova, Továrenská, Chalupkova, Košická ul., Bratislava, doplnkový geologický prieskum životného prostredia a analýza rizika, ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Mészárosová, Z., Schwarz, J., Hovorič, R., 2016: Podrobný geologický prieskum životného prostredia a analýza rizika polyfunkčného komplexu Klingerka, záverečná správa s analýzou rizika znečisteného územia, ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Matiová, Z., Janečková, G., Ftáčnik, M., Fusko, A., 2015a: Polyfunkčná stavba TWIN CITY juh, objekty A2.101, A3.101, sanácia EZ B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – TWIN CITY – južná časť (SK/EZ/B1/1986), sanácia environmentálnej záťaže, HGM Žilina, s. r. o., Žilina.

Matiová, Z., Janečková, G., Fusko, A., 2015b: Polyfunkčná stavba TWIN CITY juh, objekt A4, sanácia EZ B1 (1986)/ Bratislava-Staré Mesto – TWIN CITY – južná časť (SK/EZ/B1/1986), sanácia environmentálnej záťaže, HGM Žilina, s. r. o., Žilina.

Matiová, Z., Janečková, G., Friedmanova, J., Ftáčnik, M., Fusko, A., 2017: Polyfunkčná stavba TWIN CITY – juh, objekt A1, sanácia environmentálnej záťaže B1 (1986)/Bratislava-Staré Mesto – Twin City – južná časť, HGM Žilina, s. r. o., Žilina.

NR SR, 2011: Zákon o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov.

Polák, M. a kol., 2009a: Istrochem Bratislava – prieskum znečistenia environmentálnych záťaží – základný závod. DEKONTA, a. s., Praha.

Polák, M., Kozubek, p., 2009b: Riziková analýza – základný závod, ZS, voľná príloha k ZS: Polák, M. a kol., 2009: Istrochem Bratislava – prieskum znečistenia environmentálnych záťaží – základný závod. DEKONTA, a. s., Praha.

Schwarz, J., Hovorič, R., 2017: Triangel – polyfunkčný objekt, záverečná správa s analýzou rizika znečisteného územia, podrobný geologický prieskum životného prostredia, ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.

Vlasko, I., Vlasko ml., I., Výboch, M., Zatlakovič, M., 2015: Bratislava TWIN CITY sever, podrobný geologický prieskum životného prostredia, V&V GEO, s. r. o., Bratislava.

Žitňan, M., Zervanová, J., Jurkovič, L., Šottník, P., 2016: Geologický prieskum oblasti Čulenova – LP2 Bratislava, podrobný geologický prieskum životného prostredia, Aqua-Geo, s. r. o., Bratislava.

www.enviroportal.sk – Informačný systém environmentálnych záťaží.

KONTAMINOVANÁ ÚZEMÍ A MEZINÁRODNÍ ÚMLUVY O CHEMICKÝCH LÁTKÁCH, PROBLÉMY ŘEŠENÍ V ČR

Ivan Holoubek

RECETOX MU

Kamenice 753/5, 625 00 Brno, holoubek@recetox.muni.cz

CzechGlobe

Bělidla 4a, 603 00 Brno, holoubek.i@czechglobe.cz

TOCOEN, s. r. o.

Vomáčkova 16, 619 00 Brno, tocoen@tocoen.cz

Kontaminace prostředí a živých organismů různými chemickými látkami a jejich směsmi představuje **vysoké a často dlouhodobé riziko pro lidské zdraví a přírodní prostředí**. Je otázkou, zda je tato problematika v ČR dlouhodobě a koncepčně řešena a s jasně definovanými prioritami, zajištěním finančního krytí a vymezeným plánem realizace.

Zdroje těchto látek představují dlouhý seznam možností, tento problém je velmi složitý a komplexní. Jako hlavní skupiny zdrojů chemického znečištění prostředí jsou v podmínkách ČR:

- **Těžba a úprava surovin** – důlní činnost, stará důlní díla, ukládání hlušiny,
- **Výroba** (bývalá, současná) – provozní budovy, sklady, výrobky, odpady, kontaminované okolí,
- **Použití** – sklady, odpady, znečištěné obaly, místa použití a kontaminované okolí,
- **Produkty** – nakládání s produkty, sklady, odpady použitých i nepoužitých produktů,
- **Kontaminovaná místa**.

Z těchto četných zdrojů se dostávají do prostředí a živých organismů **velmi často složitě a velmi složitě směsi chemických látek různých problémových vlastností**. O účincích těchto směsí látek na živé organismy máme stále relativně omezené informace přes desetiletí trvající intenzivní výzkum.

Mezi nejvýznamnější látky kontaminující životní prostředí patří velmi široká paleta látek označovaných jako persistentní organické polutanty (POPS) a řada kovů a jejich sloučenin, především organokovových, mezi kterými je dominujícím problémem rtuť. Kromě řady problémových vlastností a problémů spojených s jejich výrobou, použitím, nespotřebovanými zásobami, odpady a kontaminovanými místy je jim společně také to, že jsou předmětem dvou globálních úmluv – Stockholmské o POPs a Minamatské o rtuti.

Problematika persistentních organických polutantů patří k nejvýznamnějším problémům chemického znečištění prostředí. Souvisí to právě s jejich fyzikálně chemickými a environmentálně chemickými vlastnostmi, kde dominuje především jejich odolnost vůči různým degradačním procesům ať už přírodním nebo technickým a z toho plynoucí dlouhá doba setrvání v abiotických i biotických složkách prostředí, velké množství zdrojů. Jsou to látky převážně hydrofobní, ale také tím pádem lipofilní a mají velmi silnou tendenci ke kumulaci ve všech složkách prostředí a živých organismech. Spolu s řadou toxických účinků a silným potenciálem k dálkovému transportu jsou na planetě všudypřítomny a představují dlouhodobý problém.

Persistentní organické polutanty představují širokou paletu chemických látek a jejich směsí, z nichž některé byly vyráběny jako zemědělské chemikálie a záměrně byly vnášeny do prostředí, jiné byly vyráběny jako průmyslové meziprodukty či produkty řady chemických výrob a poslední skupinou jsou látky vznikající jako vedlejší produkty průmyslových a spalovacích procesů. Původně vyráběné látky byly dlouhodobě intenzivně používány a tak dnes kromě nich samotných představují také závažný problém odpady s těmito látkami nebo kontaminované půdy či sedimenty.

Řešení tohoto problému je předmětem řady mezinárodních úmluv a direktiv EU. Z mezinárodních globálních úmluv je zcela jistě nejvýznamnější Stockholmská úmluva (SÚ) o persistentních organických polutantech, jež vstoupila v platnost v roce 2004. SÚ přijala řadu užitečných nástrojů, z nichž jeden z nejvýznamnějších je tzv. Implementační plán zajišťující postup implementace úmluvy v dané zemi a postup realizace jejich závěrů.

Problémem zůstává celková účinnost opatření této úmluvy, postup realizace ve srovnání s vloženým časem a financemi na dojednání úmluvy.

Důležitým nástrojem implementace SÚ je tzv. Národní implementační plán (NIP). Stojí za zmínku, že první zemí, která ho měla připravený, byla ČR. NIP je pravidelně inovován a aktualizován a jeho součástí je i kapitola Identifikace kontaminovaných míst. Dle článku 6 odst. 1 písm e) Stockholmské úmluvy smluvní strany mají identifikovat místa kontaminovaná POPs a usilovat o jejich remediaci environmentálně šetrným způsobem.

Řada právních předpisů se problematikou kontaminovaných míst zabývá ať už na úrovni EU nebo ČR. Přímo však neexistuje v ČR žádný předpis, který by tuto problematiku zastřešoval. V EU je základním dokumentem pro ochranu půdy „Tematická strategie pro ochranu půdy“ z roku 2006. Návrh této rámcové směrnice o ochraně půdy však nebyl v roce 2014 schválen a v blízké budoucnosti se nepředpokládá výrazný posun v jednání. Tato směrnice se měla mimo jiné zabývat i povinnými opatřeními k předcházení kontaminace půdy a jejím řešení. Řešení starých ekologických zátěží je tak v kompetenci členských států.

Klíčovým právním předpisem, pomocí kterého se v ČR řeší sanace kontaminovaných míst, je zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Dle § 42, odst. 4 tento zákon ukládá povinnost provést opatření k nápravě závadného stavu (tj. odstranění zdroje kontaminace) hrozí-li závažné ohrožení nebo znečištění povrchových nebo podzemních vod.

Další související předpisy spadají do oblasti odpadového hospodářství, především vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě (prováděcí vyhlášky k zákonu č. 185/2001 Sb., o odpadech, vše v platném znění), včetně nastavení limitů pro PCBs a PAHs.

V oblasti ochrany půd je to především zákon č. 41/2015 Sb., kterým se mění zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů, především jeho prováděcí předpis vyhláška č. 13/1994 Sb. ve znění pozdějších předpisů, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Limitní hodnoty jsou určeny a již používány jako ukazatele pro hodnocení půd. Vedle toho existuje řada metodik, které vypracovalo MŽP pro řešení kontaminovaných míst tj. k jejich identifikaci, průzkumům lokalit, hodnocení rizik, odstraňování resp. sanaci – www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze.

NIP konstatuje, že problematika odstraňování starých ekologických zátěží, resp. kontaminovaných míst není řízena centrálně podle jednotné legislativy a je v gescích příslušných resortů. V kompetenci MŽP resp. odboru environmentálních rizik a ekologických škod je odstraňování starých ekologických zátěží vzniklých pobytém sovětské armády. Kromě toho se jako odborný garant podílí na procesu odstraňování starých ekologických zátěží vzniklých před privatizací. Nedílnou součástí hlavní činnosti odboru je také metodická a odborná pomoc krajským úřadům, které řeší problematiku odstraňování starých ekologických zátěží pomocí odst. 4, § 42 vodního zákona. Významnou pomocí krajským, ale i dalším úřadům, je v tomto směru Operační program Životní prostředí (OPŽP) a dále i Národní program životní prostředí (NPŽP). V neposlední řadě nelze zapomenout ani na účast zástupců odboru v meziresortních komisích, které řeší revitalizace oblastí zasažených těžbou nerostných surovin. ČR disponuje veřejně přístupnou databází kontaminovaných míst SEKM 2 (systém evidence kontaminovaných míst, www.sekm.cz). Databáze (pod dřívějším názvem SESEZ) byla výstupem projektu MŽP v letech 1996 – 1998 v rámci akce Programu péče o životní prostředí. V roce 2004 byla databáze upravena, aby výstupy odpovídaly požadavkům na informace Evropské agentury pro životní prostředí (EEA). Správcem databáze je MŽP, odbor environmentálních rizik a ekologických škod.

V databázi jsou zaneseny informace k místům kontaminovaným nebo potenciálně kontaminovaným POPs, jejichž identifikace proběhla v letech 2009 – 2010 v rámci projektu „Inventarizace starých ekologických zátěží, resp. kontaminovaných míst s výskytem perzistentních organických znečišťujících látek (POPs)“. Výstupem celého projektu bylo vytvoření souborného informačního materiálu zahrnujícího lokality s výskytem nebo potenciálním výskytem kontaminace POPs (především se jednalo o PCBs, PAHs a pesticidy) známé ke konci roku 2009. V letech 2009 – 2010 bylo identifikováno 1 010 lokalit kontaminovaných POPs (resp. 1 005 lokalit, 5 záznamů bylo odstraněno). Z těchto lokalit v současné době je 639 lokalit nevyhovujících, 277 lokalit vyhovuje a u 89 lokalit došlo ke zlepšení. Dle charakteru dalšího postupu nápravné opatření vyžaduje/nebo je žádoucí pro 200 lokalit, průzkum kontaminace či monitoring vývoje kontaminace je třeba u 551 lokalit, 173 lokalit vyžaduje institucionální kontrolu způsobu využívání lokality a pro zbývajících 81 lokalit není nutný žádný zásah. Po roce 2010 již celoplošná inventarizace míst kontaminovaných POPs neprobíhala, další místa jsou do SEKM 2 ale přidávána (výstupy projektů OPŽP, NPŽ). Po roce 2010 tak bylo přidáno 81 nových lokalit.

V současné době je již evidováno více dalších, nových lokalit, které byly (společně s již evidovanými) realizovány v rámci operačního programu Životní prostředí v letech 2008 až 2015, prioritní osa 4.2. Od roku 2009 do roku 2012 byl rovněž realizován projekt CENIA „Národní inventarizace kontaminovaných míst, I. etapa“ (NIKM I) financovaný z Operačního programu Životní prostředí. Cílem projektu inventarizace bylo

zanést do databáze všechny staré ekologické zátěže (cca 7000), resp. kontaminovaná a potenciálně kontaminovaná místa z celé ČR dosud obsažená v různých zdrojích informací (resort, krajské úřady a další zdroje) a doplnit o další lokality zjištěné cíleným plošným mapováním České republiky. V první etapě byly navrhované postupy ověřovány na pilotních územích a byla vytvořena metodika inventarizace. II. plánovaná etapa má využívat GIS analýzy starších leteckých a družicových snímků k hledání dalších potenciálně kontaminovaných míst a jejím cílem je získat informace o nových lokalitách či aktualizovat informace o existujících lokalitách tak, aby mohla být inventarizace dokončena. Dokončení této II. etapy NIKM je možné očekávat k roku 2023.

Takže – kontaminace prostředí a živých organismů různými chemickými látkami a jejich směsmi představuje jednoznačně **vysoce a často dlouhodobé riziko pro lidské zdraví a přírodní prostředí**. Je otázkou, zda je tato problematika v ČR dlouhodobě a koncepčně řešena a s jasně definovanými prioritami, zajištěním finančního krytí a vymezeným plánem realizace.

Je otázkou, a to velmi závažnou, zda

- Jsou nám známy všechny zdroje nebezpečných chemických látek, materiálů a odpadů v prostředí,
- Zda je nám dostatečně znám, co se s nimi v prostředí a živých organismech děje, jaké problémy mohou způsobovat,
- Jaké je řešení a neřešení či špatné řešení těchto problémů na národní i mezinárodní úrovni.

Velké množství zdrojů vedlo/vede stále k **trvajícimu znečišťování životního prostředí s přetrvávajícími problémy** při jejich řešení.

Tyto problémy můžeme rozdělit na několik skupin k řešení:

- 1) Existující kontaminace prostředí/Staré ekologické zátěže,
- 2) Difúzní znečištění,
- 3) Nakládání s některými druhy odpadů (kaly z ČOV, nanoodpady),
- 4) Nové zatížení životního prostředí dané ilegální likvidací odpadů a kontaminovaných materiálů,
- 5) Nové, dosud málo sledované nebo nesledované typy znečišťujících látek.

Pokud si shrneme problematiku kontaminace prostředí, za zásadní je možné považovat následující:

- **V ČR existuje velké množství vyrobených a použitých chemických látek i jejich odpadů** včetně odpadů s persistentními organickými látkami a dalšími typy polutantů a velké množství antropogenně znečištěných míst jako důsledek výroby, importu, použití, skladování a následného odstraňování nebo likvidace chemických látek a jejich směsí.
- Existuje složková legislativa, **neexistuje však cílená dlouhodobá strategie řešení problémů znečištění životního prostředí** komplexně spolu s jeho dopady na prostředí a zdraví člověka, a to včetně jasně definovaných priorit.
- Společnost má relativně velké množství informací, pokud jde o stav prostředí v ČR, ale **nedovede s nimi pracovat, respektive je efektivně využít**. Tento nedostatek vyplývá ze skutečnosti, že **řídící sféra neumí těchto informací smysluplně využít**, často o nich ani neví anebo hůře snad někdy ani vědět nechce, protože zachování prostředí pro další generace je často jen proklamativní prioritou.
- **Neexistuje dosud kompletní inventura vstupů a kontaminace prostředí chemickými látkami** ve vztahu k mezinárodním závazkům ČR i národní legislativě a zpracování některých se táhne řadu let, aniž bychom je byli schopni komplexně dotáhnout, finančně zajistit tak, aby přinášely užitek a byly vhodným podkladem pro rozhodovací procesy.
- Pokud inventury existují, **nejsou vůbec nebo jen málo efektivně využívány pro rozhodovací proces**.
- Jedním z největších problémů je skutečnost, že **nejsou definovány dlouhodobé priority řešení**, především v oblasti starých ekologických zátěží.
- Zásadní otázkou u realizovaných a současných sanačních projektů je **otázka účinnosti a úplnosti provedených sanačních opatření**.
- Z hodnocení zkušeností z provedených sanačních zásahů vyplývá **řada evidentně systémově špatných postupů, opatření a rozhodnutí**.
- **Řešení starých ekologických zátěží je** v současné době zatíženo mnoha problémy vycházejícími z dlouhodobého podceňování problému zejména politiky a velkým podfinancováním.

Pokud jde o stávající problematika odpadů, k zásadním problémům současnosti patří:

Česká legislativa, přestože nepatříme k premiantům v EU, **vytváří dostačující rámec pro nakládání s odpady v souladu se zásadami ochrany životního prostředí**. Přes veškerou snahu ČIŽP a dalších příslušných orgánů státní správy se zde rozšířili a stále přetrvávají metody a postupy, které mohou způsobit vytváření nových

kontaminovaných míst „nových“ zátěží, vznikajících absolutně mimo jakoukoli současnou kontrolu. Mezi tyto praktiky můžeme zařadit zejména:

- **Neexistující vazba** (přechod povinností) mezi právní úpravou nakládání s chemickými látkami a směsmi a zákonem o odpadech.
- **Existuje nespecifické nakládání s nebezpečnými odpady s využitím metod fyzikální a chemické stabilizace**, kdy dochází ke změnám nebezpečných vlastností odpadu bez možnosti následně prokázat, k jakým změnám došlo.
- **Existuje neřízené nakládání s některými nebezpečnými odpady od začátku jejich vzniku až po konečné odstranění**. Původce nemá zpětnou vazbu, kde a jak se nakládá s jeho odpady, které předá oprávněné osobě.
- **Stále existuje neodborné nakládání s nebezpečnými odpady oprávněnými osobami** (nejsou odborně způsobilé) např. při sběru nebezpečných odpadů s nebezpečnými odpady s vybranými nebezpečnými vlastnostmi (např. toxicita, karcinogenita, mutagenita, teratogenita, infekčnost).
- **Řetězení přidávání odpadů mezi oprávněnými osobami**, kdy je již velmi těžko dosledovatelné jak se s odpadem ve skutečnosti naložilo a zda skončil na místě k tomu určeném.
- **Existující možnost převzetí i vysoce nebezpečných odpadů na tzv. „mobilní zařízení ke sběru a výkupu odpadů“** umožňuje stavět nákladní auto schválené krajským úřadem do stejné roviny z hlediska oprávněnosti k převzetí odpadů, jako stacionární moderní zařízení k odstranění/využití nebezpečných odpadů v hodnotě stovek mil. CZK.
- **Nejsou nastaveny mechanismy a nástroje pro dodržování hierarchie** pro nakládání s odpady.

To, co tedy chybí anebo není dostatečně stabilní a dlouhodobé bez vlivů krátkodobých politických či lobistických zájmů:

- Definování strategických cílů vyplývajících z mezinárodních závazků a ochrany prostředí na území ČR.
- Shrnutí stávajících informací o stavu kontaminaci prostředí nebezpečnými chemickými látkami a jejich směsmi, nebezpečnými výrobky a nebezpečnými odpady.
- Shrnutí stávajících informací o výskytu, stavu kontaminace a řešení starých ekologických zátěží, resp. kontaminovaných míst.
- Pravidelná aktualizace inventur kontaminace prostředí díky starým ekologickým zátěžím a nových problémů spojených především s ilegálním ukládáním odpadů.
- Zpracování koncepce řešení problémů:
 - kontaminace abiotických a biotických složek prostředí nebezpečnými chemickými látkami a jejich směsmi, nebezpečnými materiály a odpady,
 - kontaminovaných míst,
 - určení a potenciální způsoby redukce a eliminace zdrojů znečištění.
- Konkretizace priorit při návrhu postupu řešení a taktických cílů s cílem koordinace postupu všech akcí pro odstraňování závadného stavu v návaznosti na aktualizovanou Státní politiku životního prostředí a další dokumenty.
- Vytvoření aktualizovaného kritériálního systému pro rozhodování o prioritách v oblasti starých ekologických zátěží.
- Zlepšení zavádění oběhového hospodářství a optimalizace EPR (extended producer responsibility).
- Ustavení expertního panelu (skupiny) k návrhu řešení, přístupů a pod.

PREHĽAD REALIZOVANÝCH PROJEKTOV PRIESKUMOV A SANÁCIÍ ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V RÁMCI OPŽP – VÝBER ÚSPEŠNÝCH ALEBO VZOROVÝCH PROJEKTOV

Vladimír Malý, Vlasta Jánová

Ministerstvo životného prostredia SR, Sekcia geológie a prírodných zdrojov
Nám. L. Štúra 1, 812 35 Bratislava, tel.:02/59564114, vladimir.maly@enviro.gov.sk

Kľúčové slová: OPŽP, sanácia, prieskum, znečistenie, environmentálna záťaž, geologická úloha

ÚVOD

V rámci Slovenskej republiky je v Informačnom systéme environmentálnych záťaží (ďalej ISEZ) zaregistrovaných približne 2 000 pravdepodobných, potvrdených a sanovaných environmentálnych záťaží. Vďaka fondom Európskej únie a Operačnému programu Životné prostredie (ďalej OPŽP) boli realizované geologické úlohy zamerané na podrobný geologický prieskum životného prostredia, sanáciu environmentálnych záťaží a diaľkový prieskum Zeme, ktoré systematicky riešia problematiku environmentálnych záťaží, čo má pozitívne dopady na životné prostredie a kvalitu života. Prieskum environmentálnych záťaží je základným krokom k overeniu rozsahu, šírenia a vlastností znečistenia horninového prostredia, podzemnej vody a pôdy. Zároveň je prostriedkom na hodnotenie environmentálnych a zdravotných rizík a na výber vhodného variantu sanácie na vybraných lokalitách v závislosti od priority riešenia jednotlivých environmentálnych záťaží. Následná sanácia tak rieši odstránenie, resp. zníženie znečistenia na akceptovateľnú úroveň s ohľadom na budúce využitie územia. Žiadateľom o nenávratný finančný príspevok pre realizáciu geologických projektov v tomto programovom období 2007 – 2013 v rámci prioritnej osi 4 – Odpadové hospodárstvo bolo Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky.

CIELE GEOLOGICKÝCH ÚLOH

Geologické projekty realizované v rámci OPŽP možno rozdeliť do 3 skupín s nasledovnými všeobecnými cieľmi.

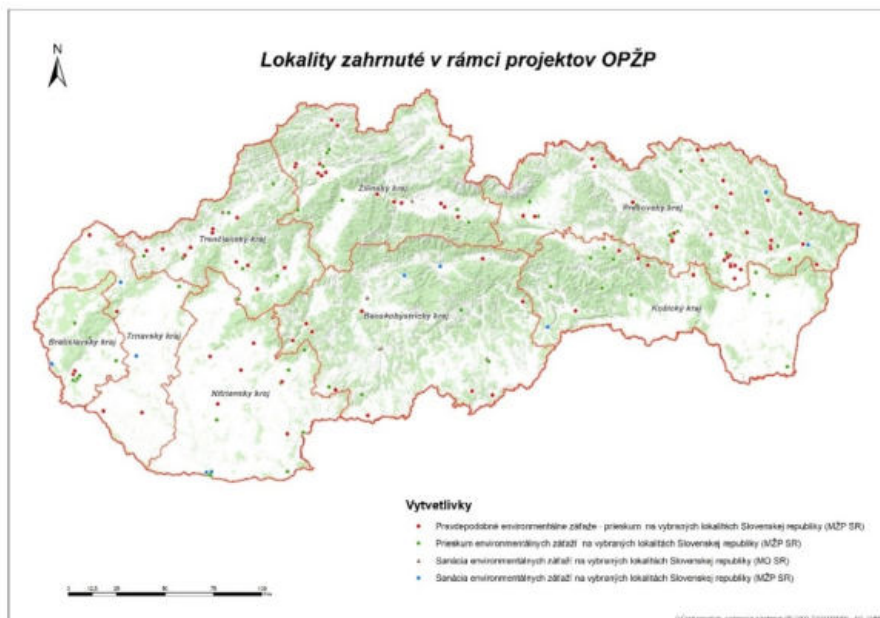
- Prieskum environmentálnych záťaží „PEZ“ – cieľom projektov zameraných na prieskum environmentálnych záťaží bol podrobný geologický prieskum pravdepodobných environmentálnych záťaží a prieskum environmentálnych záťaží, vrátane vypracovania analýz rizika znečisteného územia, štúdií uskutočniteľnosti sanácie a príprava všetkých relevantných podkladov pre sanáciu environmentálnych záťaží.
- Sanácia environmentálnych záťaží „SEZ“ – eliminácia negatívnych vplyvov environmentálnych záťaží na zdravie ľudí a životné prostredie, ktorá spočívala vo vykonaní sanácie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách.
- Diaľkový prieskum Zeme „DPZ“ – geologický prieskum pravdepodobných environmentálnych záťaží metódami diaľkového prieskumu Zeme a modelovaním.

Projekty aj s lokalitami, kde bola realizovaná sanácia environmentálnej záťaže, sú uvedené v tab.1 a všetky lokality zaradené do geologických projektov v rámci OPŽP v rátane lokalít riešených Ministerstvom obrany Slovenskej republiky sú graficky znázornené na obr. 1.

Tab. 1: Geologické projekty realizované v rámci OPŽP

Prijímateľ pomoci	č. ITMS	Názov projektu	Lokality
MŽP SR	24140110294	Sanácia environmentálnej záťaže v kameňolome Srdce	Bratislava – Devínska Nová Ves, kameňolom Srdce
	24140110295	Sanácie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Trnavského kraja	Depo Jablonica Skládka Voderady
	24140110298	Sanácie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Trenčianskeho kraja	Nové Mesto nad Váhom – areál vojenského útvaru Bánovce nad Bebravou – ŽSR
	24140110297	Sanácie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Nitrianskeho kraja	Komárno – skládka Madzagoš
			Komárno – areál po SA Pukanec – skládka kalov Hampoch

MŽP SR	24140110299	Sanácie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Banskobystrického kraja	Brezno – ŽSR Ľubietová- Podlipa
	24140110296	Sanácie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Prešovského a Košického kraja	Krásny Brod – skládka Monastýr Plešivec – rušňové depo Snina – Stakčín
	24140110301	Pravdepodobné environmentálne záťažé – prieskum na vybraných lokalitách Slovenskej republiky „PEZ2“	87 lokalít
	24140110229	Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky „PEZ1“	54 lokalít
	24140110303	Geologický prieskum pravdepodobných environmentálnych záťaží metódami diaľkového prieskumu Zeme a modelovaním „DPZ“	87 lokalít
MO SR	24140111555	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Ivachnová	
	24140111550	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Lešť hlavný tábor	
	24140111552	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Nemšová	
	24140111551	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Lešť garážové dvory	
	24140111553	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Rimavská Sobota	
	24140111554	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Sliač Letisko Juh	



Obr. 1: Situácia lokalít zahrnutých do geologických projektov v rámci OPŽP

PODROBNÝ GEOLOGICKÝ PRIESKUM ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA (PEZ1, PEZ2)

Z 268 vysoko prioritných lokalít bolo na podrobný geologický prieskum životného prostredia vybraných spolu 141 v 2 projektoch (PEZ1, PEZ2). Predmetné lokality zahŕňajú kontamináciu v areáloch rôznych priemyselných podnikov, v areáloch železníc, opustené a pochované skládky odpadov, nezabezpečené sklady pesticídov a iných nebezpečných látok, vojenské areály, lokality postihnuté ťažbou nerastov a ich spracovaním a inými obslužnými činnosťami. Z hľadiska riešenia problematiky environmentálnych záťaží bolo potrebné zamerať sa v prvej fáze na prieskum a monitoring a v ďalšej fáze na sanáciu environmentálnych záťaží. Výsledky podrobného geologického prieskumu slúžia ako podkladové informácie na vypracovanie návrhu sanácie vybraných environmentálnych záťaží.

Realizáciou projektu sa získali detailné údaje o znečistení, kvantitatívne a kvalitatívne charakteristiky znečistenia, priestorový rozsah a migrácia znečistenia, prirodzené znižovanie znečisťujúcich látok a vykonala sa úplná interpretácia získaných dát. Komplexná realizácia geologických prác bola nevyhnutným predpokladom pre výber najvhodnejších metód pre návrh postupnej eliminácie alebo úplného odstránenia environmentálnych záťaží na prioritných lokalitách. Výsledky projektu zlepšujú informovanosť verejnosti o rizikách vyplývajúcich z

prítomnosti environmentálnych záťaží. Projekt prispel k postupnému zníženiu a odstráneniu negatívnych vplyvov environmentálnych záťaží na zdravie ľudí a životné prostredie. Udržateľnosť projektu sa zabezpečuje následným monitorovaním stavu kontaminácie. Zjednodušeným spôsobom sú výsledky prieskumov interpretované v tab. 2.

Tab. 2: Výsledky geologických prieskumov životného prostredia na lokalitách EZ

Projekt	Výsledok prieskumu	Počet lokalít
PEZ1	potreba sanácie	42
	preradenie A (pravdepodobná EZ) do B (potvrdená EZ) v ISEZ	19
PEZ2	potreba sanácie	35
	preradenie A (pravdepodobná EZ) do B (potvrdená EZ) v ISEZ	61

SANÁCIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH SLOVENSKEJ REPUBLIKY

Projekty sanácií environmentálnych záťaží boli v rámci jednotlivých projektov rozdelené podľa krajov, čo dokumentuje tab.1 a obr. 2.



Obr. 2: Situácia lokalít zahrnutých do sanácií environmentálnych záťaží geologických projektov v rámci OPŽP

Realizáciu uvedených projektov sanácií environmentálnych záťaží boli naplnené špecifické ciele projektov:

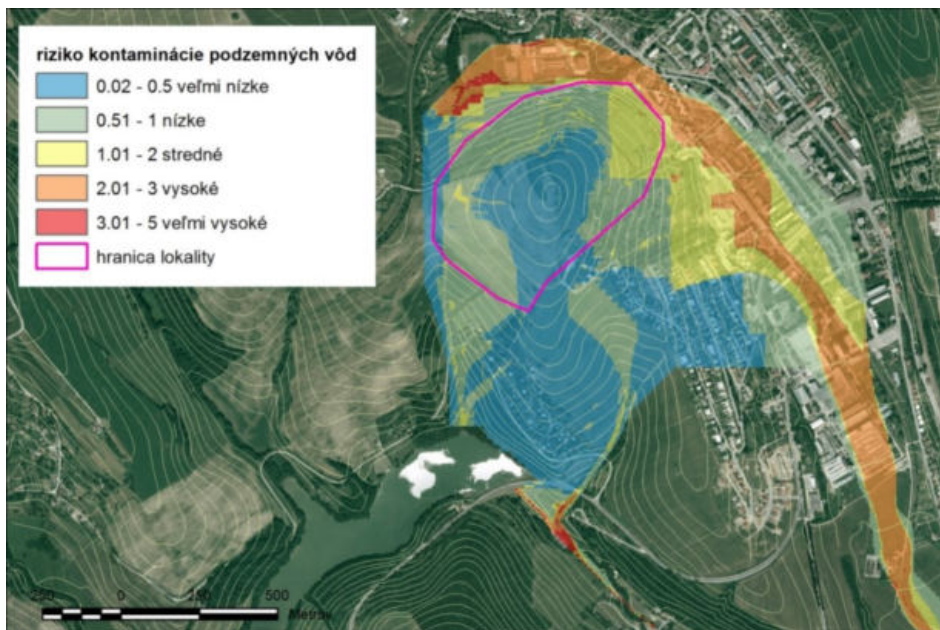
- Odstránenie príčiny vzniku environmentálnej záťaže.
- Obmedzenie plošného a priestorového šírenia sa znečisťujúcich látok v podzemnej vode, pôde a horninovom prostredí.
- Odstránenie znečistenia, alebo zníženie koncentrácie znečisťujúcich látok z podzemnej vody, pôdy a horninového prostredia na úroveň akceptovateľného rizika s ohľadom na súčasné a budúce využitie územia.
- Zabezpečenie environmentálne vhodného nakladania s odpadmi vzniknutými počas sanácie.
- Zabezpečenie rekultivácie sanovanej lokality.

Realizovala sa komplexná sanácia každej z predmetných environmentálnych záťaží, ktorá zahŕňala práce vykonávané v horninovom prostredí, podzemnej vode a pôde. Dosiahnutím cieľov projektu sa znížilo a obmedzilo znečistenie na úroveň akceptovateľného rizika s ohľadom na výsledky aktualizovanej analýzy rizika znečisteného územia. Sanácie sa vykonali rôznymi sanačnými metódami in-situ a ex-situ, prípadne ich kombináciou. Realizovanými prácami sa ciele sanácie (plocha sanovaných environmentálnych záťaží a cieľové hodnoty sanácie pre jednotlivé zložky životného prostredia) pri všetkých lokalitách naplnili na 95 – 100%. Udržateľnosť projektu sa zabezpečuje následným monitorovaním geologických faktorov životného prostredia.

GEOLOGICKÝ PRIESKUM METÓDAMI DIAĽKOVÉHO PRIESKUMU ZEME A MODELOVANÍM

Cieľom geologickej úlohy bola analýza, interpretácia a syntéza údajov diaľkového prieskumu Zeme a modelovania na 87 lokalitách Slovenskej republiky vyznačujúcich sa prítomnosťou environmentálnej záťaže.

Realizáciou geologického prieskumu životného prostredia metódami DPZ a modelovaním fyzikálnych aj chemických procesov v krajine sa získalo množstvo informácií o reliéfe, charaktere, rozsahu a prejavoch poškodenia či znečistenia na povrchu a možnom správaní sa environmentálnej záťaže (obr. 3). Prioritou bol časopriestorový vývoj znečistenia a samotných ľudských aktivít na lokalite a syntéza a interpretácia zistených dát. Dôraz sa kládol na plošné a priestorové ohraničenie negatívnych dopadov environmentálnej záťaže.



Obr. 3: Príklad výsledného zobrazenia rizika znečistenia podzemných vôd na lokalite Stará Turá, skládka komunálneho odpadu Drahy vrch.

ZÁVER

Geologické úlohy realizované v rámci OPŽP prispeli k zníženiu a eliminácii negatívnych vplyvov environmentálnych záťaží na zdravie ľudí a životné prostredie. Získané výsledky pomáhajú zlepšiť informovanosť verejnosti o rizikách vyplývajúcich z prítomnosti environmentálnych záťaží, čo prispieva k prevencii zdravotných rizík a k lepšiemu spoločenskému a politickému uznaniu problematiky environmentálnych záťaží. Výsledky však hlavne prispievajú k postupnému odstraňovaniu environmentálnych záťaží a k riešeniu, ktoré neodsúva dlhy z minulosti na nasledujúce generácie.

POĎAKOVANIE

Projekty uvedené v tomto príspevku boli realizované s pomocou Operačného programu Životné prostredie, Prioritná os 4 Odpadové hospodárstvo.

Tento projekt je spolufinancovaný z Kohézneho fondu v rámci Operačného programu Životné prostredie



ZKUŠENOSTI Z ODBORNÉHO GEOLOGICKÉHO DOHLEDU V PRŮBĚHU SANACE ENVIRONMENTÁLNÍCH ZÁTĚŽÍ

Alena Polenková

GEOtest, a. s.

Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika, apolenkova@seznam.cz

Klíčová slova: Odborný geologický dohled, environmentální zátěže, kontrolní mechanismus, efektivita, verifikace výsledků

Podle zákona č. 567/2007 Z. z. ve znění pozdějších předpisů Odborný geologický dohled (dále OGD) je:

- kontrola vykonávání geologických prací, konkrétně sanace geologického prostředí a sanace environmentálních zátěží, nezávislou fyzickou osobou – podnikatelem nebo právnickou osobou, která má odpovídající oprávnění na vykonávání uvedených geologických prací,
- soubor podpůrných geologických činností vykonávaných při pracích podle zvláštních předpisů (stavební zákon, báňský zákon a zákon o prevenci a nápravě environmentálních škod) fyzickou osobou – podnikatelem, nebo právnickou osobou, která má geologické oprávnění na vykonávání příslušných geologických prací.

Hlavním cíl OGD je:

- kontrola plnění projektem stanoveného rozsahu sanačních prací,
- kontrola efektivit vynakládaných prostředků ve vztahu k požadovaným cílům projektu,
- ověření dokladovaných údajů,
- ověření dosažení stanovených cílových limitů sanace.

Specifickým cílem OGD je:

- zabezpečení, aby sanační práce byly realizované kvalitně, efektivně, v souladu se schváleným projektem, podle schváleného harmonogramu a schváleného rozpočtu,
- dohled při realizaci sanačních prací na dodržování platných zákonů, vyhlášek, norem a rozhodnutí správních orgánů.

Z dosud uvedeného vyplývá, že OGD má, podle legislativy, za úkol provádět kontrolu sanačních prací, ale do celého procesu vstupuje, v lepším případě, v okamžiku, kdy je ukončeno výběrové řízení na zhotovitele sanačních prací, v horším případě v okamžiku, kdy je dokončený a schválený realizační projekt. V tom lepším případě, je ještě možnost provést posouzení úplnosti a správnosti výchozích údajů pro návrh nápravných opatření a posouzení správnosti celkového navrženého postupu ve vztahu k požadovaným cílovým parametrům. V tom horším případě je vliv OGD na rozsah prací minimální.

Výše uvedené postupy ale neplatí v případě, že jde o sanační práce financované z prostředků Evropské unie. V tomto případě, i při včasném nástupu OGD, je možnost ovlivnění zpracování realizačního projektu minimální, s ohledem na to, že jde po stránce technické a především finanční o materiál, který je více méně uzavřený a odsouhlasený a každá změna, kterou by zhotovitel navrhoval v rámci realizačního projektu, by vyžadovala další schvalovací proces, což by mohlo způsobit kolizi s časovým harmonogramem. Aby nedocházelo k takovým složitým situacím je ze strany MŽP a SAŽP kladen důraz na to, aby projekty sanačních prací již ve stádiu, kdy jsou podkladem pro výběrová řízení, byly zpracovány na co nejvyšší odborné úrovni.

Výkon OGD, který byl realizován v roce 2015, byl, stejně jako vlastní sanace environmentálních zátěží, výjimečný a to se projevilo i v tom, že zahájení kontrolní činnosti bylo posunuto do období, kdy již byly schváleny realizační projekty a na většině lokalitách byly realizovány práce, které sloužily pro verifikaci stavu kontaminace a zpracování aktualizované analýzy rizik, se specifikací sanačních prací, kterými bude dosaženo stanovených cílových limitů. Na většině lokalit bylo nutné získat řadu doplňujících informací a ověřit řadu parametrů, s ohledem na to, že pro eliminaci hlavní části kontaminace v tak krátkém čase bylo nutné využití kombinace řady sanačních metod.

Další důležitou úlohou OGD, kromě posouzení realizačního projektu, je kontrola realizace všech prací, které souvisejí se sanací environmentální zátěže na dané lokalitě. Tato část výkonu OGD má význam na průběh vlastní sanace, vzhledem k tomu, že odborný geologický dohled má povinnost korigovat průběh prací, aby nedocházelo k neúčelnému vynakládání finančních prostředků, tzn., že kontrola musí být v první řadě zaměřena na to, zda

prováděné práce vedou k efektivnímu odstranění environmentální zátěže, jsou prováděny na odpovídající úrovni, aby tímto postupem bylo zabezpečeno dosažení projektem stanovených cílů, v projektovaném čase, a to jak po stránce technické, tak i finanční. Tato část výkonu OGD nezávisí na tom, kdy zahájí svoji činnost.

Nutnými předpoklady pro dobrý výkon OGD jsou:

- odborná způsobilost pro daný druh prací,
- nestrannost,
- nepodjatost,
- používání standardních, uznaných a obvykle používaných kontrolních metod a postupů,
- znalost lokality, a to i dříve realizovaných prací na základě rešerší,
- znalost legislativy a souvisejících předpisů,
- především velké zkušenosti s realizacemi sanačních prací s různými typy kontaminací, při použití všech sanačních technologií a postupů z hlediska jejich vhodnosti pro využití na daných lokalitách.

Pro kontrolní činnost je nutné, aby OGD měl k dispozici potřebné informace a podklady, tzn.:

- projekt, s harmonogramem prací a finančním rozpočtem,
- správní rozhodnutí,
- plán prací,
- sanační (stavební) deník, který musí obsahovat zápisy všech prací a činností na lokalitě, včetně záznamů o chodu zařízení, poruchách, odstávkách a jejich příčin, zápisy o odběrech vzorků, in situ měřeních apod.,
- dokumentaci (zpracované výsledky, prvotní dokumentaci apod.) pro kontrolu průběhu prací a oprávněnosti fakturace,
- výkaz, výměr – protokol dokumentující výsledky geologických prací, předávací protokol (ČPP), soupisy provedených prací, včetně vynaložených finančních nákladů.

Pro kontrolu postupu geologických prací jsou svolávány kontrolní dny (dále KD). Povinností zhotovitele je připravit stručný přehled realizovaných prací, soulad s věcným, časovým a finančním harmonogramem. Četnost KD je závislá na průběhu a závažnosti realizovaných prací. Průběh KD lze shrnout do několika bodů:

- prohlídka lokality,
- informace zhotovitele o průběhu prací, případných odchylkách, navrhovaných změnách apod.,
- informace OGD o průběhu kontroly,
- projednání dalšího postupu prací, řešení případných změn, nebo nových skutečností apod.,
- z KD je pořizován zápis, případně záznam.

Ze zkušeností z realizovaných supervizí a OGD vyplývá, že výkon OGD musí být nezávislým propojením mezi objednatelem a zhotovitelem. Pro úspěšnou realizaci projektovaných prací, překonání všech překážek, které se mohou vyskytnout a pro dosažení stanovených cílů, je nutná dobrá spolupráce všech zainteresovaných subjektů, tzn. objednatele, zhotovitele, OGD a případně orgánů státní správy. Jednoduše řečeno, spolupráce musí být na odborné a korektní bázi, s cílem dosáhnout co nejlepších výsledků.

BANSKÉ LOKALITY NA SLOVENSKU – PRÍKLADY REALIZOVANÝCH PRIESKUMOV ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ A ICH SANÁCIÍ

Lubomír Jurkovič¹, Peter Šottník¹, Viera Mat'ová²

¹ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta
Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, jurkovic@fns.uniba.sk, sottnik@fns.uniba.sk

² Ministerstvo životného prostredia SR, Sekcia geológie a prírodných zdrojov
Nám. Ľ. Štúra 1, 812 35 Bratislava, viera.matova@enviro.gov.sk

Kľúčové slová: opustený banský areál, halda, odkalisko, environmentálna záťaž, kontaminácia životného prostredia, analýza rizika, sanácia environmentálnej záťaže

Z historického hľadiska je Slovensko známe vysokým počtom dobývaných rudných ložísk, ktoré v minulosti produkovali relatívne malé objemy ťažobných odpadov vo forme banských hald a odvalov. S nástupom nových a účinnejších metód úpravy a spracovania rúd došlo ku masívnemu nárastu produkcie ťažobných odpadov a najmä flotačných kalov deponovaných na odkaliskách. Činnosti spojené s ťažbou a úpravou rudných a nerudných surovín sa prirodzene spájajú s významným ovplyvňovaním životného prostredia, či už formou povrchových prejavov (banské haldy, odvaly, odkaliská, prepadnuté štôlne, opustené banské prevádzky, ruiny po spracovateľských prevádzkach, ai.), vo forme výtokov banských vôd z štôlní a s nimi súvisiacej precipitácie Fe-okrov v miestach výstupu vôd z banských priestorov, prípadne vo forme drenážnych vôd z hald, odvalov a odkalísk, alebo úletov znečisťujúcich látok a prachových častíc z pražiarní rúd. Heterogénny materiál deponovaný na odvaloch, haldách a odkaliskách predstavuje dlhodobý zdroj kontaminácie, nakoľko tu prebiehajú intenzívne procesy mechanickej a chemickej premeny uloženého materiálu za súčasného vylúhovania rôznych potenciálne toxických látok do životného prostredia.

Všetky spomínané prejavy ťažobnej a úpravárenskej činnosti často viedli ku značnému znečisťovaniu jednotlivých zložiek životného prostredia v širšom okolí starých, zlikvidovaných, uzatvorených alebo opustených banských areálov, a preto viaceré takéto lokality na Slovensku sú zaradované medzi environmentálne záťaže (EZ). Lokality po ťažbe nerastných surovín zaradené medzi EZ predstavujú 10,5 % zo všetkých EZ evidovaných v rámci projektu *Systematická identifikácia environmentálnych záťaží v Slovenskej republike*. Spomedzi pravdepodobných EZ je to len 3,5 % a zo sanovaných lokalít iba 2,8 % (Jánová, 2009).

Uvedené skutočnosti predstavujú pre kvalitu životného prostredia reálnu hrozbu, najmä v prípade nevhodného nakladania s ťažobnými odpadmi a s postupným uvoľňovaním kontaminujúcich látok do prostredia. Z tohto dôvodu sa dlhodobo venuje tematike „banských lokalít“ zvýšená pozornosť na úrovni základného a aplikovaného výskumu v akademickej sfére, ako aj na úrovni štátnych orgánov a inštitúcií, ktoré reprezentuje Ministerstvo životného prostredia SR.

Prieskum geologického prostredia na banských lokalitách a štúdium ich vplyvu na životné prostredie sa v minulosti realizoval prevažne na akademickej pôde. Prvým projektom v oblasti hodnotenia negatívnych dopadov ťažby nerastných surovín na životné prostredie bol projekt podporený MŠ SR *Komplexný model environmentálnych účinkov ťažby rudných nerastných surovín v typových oblastiach SR* (1996), ktorý realizovala Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave (PriF UK). Na uvedené projekty nadväzovali dva medzinárodné projekty – PECOMINES *Inventory, regulation and environmental impact of mining waste in Pre-accension countries* a projekt MVTS EU/JRC/Tal/SR *Fyzikálno-chemická charakteristika banských odpadov na Slovensku a ich vplyv na životné prostredie* (2001 – 2003). Pilotná štúdia interdisciplinárneho štúdia odkaliska (modelové odkalisko v Pezinku) sa realizovala v rámci úlohy aplikovaného výskumu MŠ SR *Stanovenie rizika kontaminácie okolia Sb, Au, S ložiska Pezinok a návrh na remediáciu: toxicita As a Sb, acidifikácia*. Na uvedenú štúdiu nadväzoval rozsiahly vedecký projekt MŠ SR, zameraný na vybrané banské lokality po ťažbe Sb rúd (APVV-0268-06 *Zhodnotenie vplyvu banskej činnosti na okolie opustených Sb ložísk Slovenska s návrhmi na remediáciu*), pričom odberateľom výsledkov bolo MŽP SR. V rámci daného projektu sa zrealizoval podrobný interdisciplinárny výskum deponovaných flotačných kalov, banských odpadov a kontaminovaných zložiek životného prostredia vo vybraných opustených antimónových ložiskách (Pernek, Dúbrava, Medzibrod, Čučma, Poproč). V rokoch 2009 – 2012 sa realizoval aplikovaný výskum na modelových odkaliskách v Rudňanoch a Slovinkách v rámci projektu MŠ SR APVV-VMSP-P-0115-09 *Metodický postup pre komplexný audit odkalísk obsahujúcich odpad po ťažbe nerastných surovín* (EL spol. s r. o., Spišská Nová Ves a PriF UK v Bratislave). Na základe tohto výskumu bol vypracovaný návrh metodického postupu na komplexné hodnotenie odkalísk, ktorý zohľadňuje najnovšie vedecké prístupy pri hodnotení odkaliskového materiálu. Časť tohto materiálu je súčasťou *smernice MŽP SR č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia*, podľa ktorej sa realizuje

Analýza rizika znečisteného územia ako samostatná povinná príloha záverečnej správy z geologického prieskumu životného prostredia. Tematikou environmentálnych záťaží, viazaných na opustené ložiská medi na strednom Slovensku (lokality Lubietová, Špania Dolina, Staré Hory), sa dlhodobo zaoberala Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici v spolupráci s Geologickým ústavom SAV v Banskej Bystrici (APVV-0663-10 *Štúdium kontaminácie banickej krajiny toxickými prvkami na vybraných Cu-ložiskách a možnosti jej remediácie*, 2011 – 2013, APVV-51-015605 *Definovanie možností ozdravenia banickej krajiny v okolí Lubietovej na základe štúdia distribúcie ťažkých kovov a toxických prvkov v krajinných zložkách*) (Jurkovič a Šottník, 2015).

Systematické riešenie environmentálnych záťaží na Slovensku sa úspešne začalo projektom *Systematická identifikácia environmentálnych záťaží v Slovenskej republike* (Paluchová et al., 2008) v rokoch 2006 – 2008, keď bola Slovenskou agentúrou životného prostredia (SAŽP) z poverenia MŽP SR vykonaná systematická identifikácia environmentálnych záťaží. Z výsledkov tohto projektu, ktoré vytvorili podklad pre vznik Informačného systému environmentálnych záťaží, sa vychádzalo aj pri sumarizácii identifikovaných EZ viazaných na banské lokality (vrátane odkalísk). Z celkového počtu identifikovaných EZ na Slovensku (1819 lokalít v REZ) bolo charakterizovaných cca 100 ako vysoko rizikových lokalít, ktoré predstavujú závažné nebezpečenstvo pre zdravie človeka a životné prostredie. Z tohto počtu približne 20 lokalít reprezentuje environmentálne záťaž viazané na ťažobné činnosti (rudu, nerudné suroviny, ropa a zemný plyn, odkaliská).

V nadväznosti na schválený Štátny program sanácie environmentálnych záťaží (2010 – 2015) (ŠPS EZ) a prijatie zákona č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku EZ a o zmene a doplnení niektorých zákonov bol MŽP SR vypracovaný rámcový projekt geologickej úlohy *Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky*. Spomedzi všetkých identifikovaných environmentálnych záťaží v ŠPS EZ bolo pre rámcový projekt vybraných 54 lokalít, ktoré boli rozdelené na prioritné pravdepodobné environmentálne záťaž (PP EZ, 31 lokalít) a prioritné environmentálne záťaž (P EZ, 23 lokalít). Medzi týmito lokalitami bolo aj 8 lokalít po ťažbe nerastných surovín (tab. 1).

Tab. 1: Prehľad environmentálnych záťaží po ťažbe nerastných surovín skúmaných v rámci úlohy Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky

Typ EZ	Kraj	Názov EZ
PP EZ	KI	Nižná Slaná - odkalisko a haldy Markušovce – okolie – ťažba rúd Rudňany – ťažba a úprava rúd Slovinky – ťažba a úprava rúd
P EZ	BL	Pezinok – oblasť rudných baní a starých banských diel vrátane odkalísk
P EZ	KI, PV	Poproč – Petrova dolina Smolník – ťažba pyritových rúd Merník – ortuťové bane

Výsvetlivky: PP EZ – prioritná pravdepodobná environmentálna záťaž, P EZ – prioritná environmentálna záťaž, BL – Bratislavský, PV – Prešovský, KI – Košický

Prieskum geologického prostredia na jednotlivých banských lokalitách v rámci úlohy MŽP SR *Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách SR* v rokoch 2014 – 2015 realizovali vybrané spoločnosti z geologického odboru, ktoré splnili kritériá výberového konania. Jednotlivé projekty na prieskum vybraných lokalít EZ boli vypracované podľa zákona č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach v znení neskorších predpisov a vyhlášky č. 51/2008 Z. z., ktorou sa vykonáva geologický zákon. Prehľad realizovaných prieskumných prác je v tab. 2, výsledky realizovaných projektov boli spracované vo forme záverečných prác k lokalitám vrátane rozsiahlej prílohovej dokumentácie a sú uložené v Geofonde (ŠGÚDŠ, Bratislava).

Okrem prieskumu geologického prostredia EZ sa na Slovensku realizovali aj sanácie environmentálnych záťaží na vybraných vysoko prioritných lokalitách v súlade so strategickými plánovacími dokumentmi pre systematické odstraňovanie environmentálnych záťaží (ŠPS EZ 2010 – 2015). Z banských lokalít bola v rámci projektu geologickej úlohy *Sanácia environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách SR* vybraná len jedna prioritná lokalita určená na sanáciu environmentálnej záťaže – Lubietová-Podlipa. V tomto prípade bol predmetom sanácie rozsiahly historický banský areál, ktorý reprezentuje špecifický problém sanácie kontaminovaných zložiek ŽP. V predmetnej lokalite nešlo o definitívne odstránenie kontaminantov z oblasti (odstránenie zdroja kontaminácie), ale o elimináciu šírenia kontaminantov do okolitého prostredia podzemnou, povrchovou, resp. drenážnou vodou, kombináciou viacerých remediačných opatrení. Samotnú sanáciu lokality BB (012)/Lubietová-Podlipa realizovala skupina dodávateľov AHC SANGROUP (AVE CZ odpadové hospodárství, s. r. o., Praha, HES-COMGEO, spol. s r. o., Banská Bystrica, Centrum environmentálnych služieb, s. r. o., Bratislava, zodpovedný riešiteľ RNDr. A. Auxt).

Tab. 2: Prehľad realizovaných prieskumov environmentálnych záťaží po ťažbe nerastných surovín (2014 – 2015)

Názov časti geologickej úlohy	Názov podčasti geologickej úlohy	Zhotoviteľ geologických prác	Zodpovedný riešiteľ a spoluriešiteľ zodpovedný za lokalitu
Časť 8: Prieskum prioritných pravdepodobných environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Košického kraja: Nižná Slaná – odkalisko a haldy, Markušovce – okolie – ťažba rúd, Rudňany – ťažba a úprava rúd, Sloviniky – ťažba a úprava rúd, Michalovce – mestské kasárne – autopark, Čelovce – areál PD.	Prieskum pravdepodobnej environmentálnej záťaže Nižná Slaná – odkalisko a haldy , (RV (010) / Nižná Slaná – banský závod a okolie , SK/EZ/RV/784)	GEO Slovakia s. r. o, Košice	Ing. Mgr.V. Pramuk, MPH, PhD.
	Prieskum pravdepodobnej environmentálnej záťaže SN (005) / Markušovce – okolie – ťažba rúd , SK/EZ/SN/898	GEO Slovakia s. r. o, Košice	Ing. Mgr.V. Pramuk, MPH, PhD. RNDr. Z. Matiová Ing. M. Čižmárová
	Prieskum pravdepodobnej environmentálnej záťaže SN (006) / Rudňany – ťažba a úprava rúd , SK/EZ/SN/899	GEO Slovakia s. r. o, Košice	Ing. Mgr.V. Pramuk, MPH, PhD. RNDr. Z. Matiová
	Prieskum pravdepodobnej environmentálnej záťaže Sloviniky ťažba a úprava rúd , (SK/EZ/SN/900)	GEO Slovakia s. r. o, Košice	Ing. Mgr.V. Pramuk, MPH, PhD.
Časť 10: Prieskum prioritných pravdepodobných environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Bratislavského kraja: Pezinok – oblasť rudných baní a starých banských diel, vrátane odkalísk; Kuchyňa – letisko	Prieskum environmentálnej záťaže Pezinok – oblasť rudných baní a starých banských diel, vrátane odkalísk (SK/EZ/PK/653, SK/EZ/PK/654, SK/EZ/PK/656)	ENVIGEO, a. s. Banská Bystrica	RNDr. P. Tupý
Časť 16: Prieskum prioritných environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Košického a Prešovského kraja: Poproč – Petrova dolina, Smolník – ťažba pyritových rúd, Merník – ortuťové bane,	Prieskum environmentálnej záťaže KS (012) / Poproč – Petrova dolina (SK/EZ/KS/353)	Centrum environmentálnych služieb, s. r. o., Bratislava HES-COMGEO, spol. s r.o., Banská Bystrica	RNDr. A. Auxt RNDr. L. Jurkovič, PhD.
	Prieskum environmentálnej záťaže Smolník – ťažba pyritových rúd (SK/EZ/GL/237)	Centrum environmentálnych služieb, s. r. o., Bratislava HES-COMGEO, spol. s r.o., Banská Bystrica	RNDr. A. Auxt Ing. J. Kotuč, PhD.
	Prieskum environmentálnej záťaže VT (018) / Merník – ortuťové bane (SK/EZ/VT/1024)	Centrum environmentálnych služieb, s. r. o., Bratislava HES-COMGEO, spol. s r.o., Banská Bystrica	RNDr. A. Auxt Ing. J. Kotuč, PhD.

Výsledky realizovaných prieskumných a interpretačných prác počas geologických úloh prieskumu predmetných EZ na banských lokalitách potvrdili charakter znečistenia jednotlivých zložiek životného prostredia, ktoré má povahu kontaminácie pôd, zemín a vôd anorganickými kontaminantmi typickými pre opustené banské oblasti. V závislosti od zdrojových materiálov, z ktorých sa uvoľňujú znečisťujúce látky do prostredia, boli identifikované dominantné rizikové látky pre každú lokalitu. Rozsah kontaminácie na lokalitách EZ bol identifikovaný na základe vyhodnotenia jednotlivých odberov médií geologického prostredia a následnej distribúcie sledovaných prvkov a látok v pôdach, zeminách a vodách v zmysle smernice MŽP SR č. 1/2015-7. Vzhľadom na skutočnosť, že ide o banské lokality, je možné hovoriť o geogénno-antropogénnej kontaminácii životného prostredia.

Vzhľadom na komplikovanú problematiku exaktného hodnotenia banských lokalít, ako aj realizácie sanačných opatrení na lokalitách EZ spätých s ťažbou a spracovaním nerastných surovín, je zložité získať zovšeobecňujúci záver a odporúčania. Napriek tomu pre všetky lokality EZ charakteru „banské lokality“, na ktorých prebiehal prieskum geologického prostredia, sú typické niektoré spoločné charakteristiky:

- ⇒ Identifikácia primárneho zdroja znečistenia na týchto lokalitách je komplikovaná vzhľadom na charakter a rozsiahle plochy predmetných území (s výnimkou lokality Merník – relatívne malá plocha územia).
- ⇒ Primárny zdroj znečistenia väčšinou predstavujú banské haldy, odvaly, flotačné kaly a ich rozplavovanie a zvetrávanie, ktoré spôsobujú znečistenie pôd/zemín a povrchových vôd. Podzemné vody sú kontaminované v procese hydrogeologického obehu cez pásmo prevzdušnenia a nasýtenia až do samotného kolektora podzemných vôd viazaných na podzemné priestory opustených ložísk.

- ⇒ Kontaminácia pôd/zemín v pásme prevzdušnenia (biologická kontaktná zóna) je výsledkom kombinácie procesov prirodzeného zvetrávania hornín s vyšším podielom minerálnych fáz obsahujúcich rizikové prvky z banskej a úpravárenskej činnosti, ktorá vyprodukovala množstvo ťažobných odpadov s rôznym spôsobom nakladania s odpadmi.
- ⇒ Vytiekajúce banské vody zo štôlní a drenážne vody z odkalísk predstavujú sekundárny zdroj znečistenia pre povrchové vody, ako aj pre pôdy na predmetných lokalitách.
- ⇒ Významným spôsobom sa na vývoji znečistenia na banských lokalitách podieľa nevhodné nakladanie s ťažobnými odpadmi (na haldách, odvaloch, na neriadených odkaliskách), ktoré sú deponované často v lesných porastoch resp. v alúviách lokálnych potokov.
- ⇒ Dôležitým faktom pre celkové hodnotenie šírenia znečistenia je absencia hodnotenia mobility kontaminantov v suspenzii (Fe-okre, hydroxyoxidy Fe) v aktuálnych legislatívnych predpisoch. Z mnohých vedeckých štúdií vyplýva, že tento spôsob šírenia predstavuje kvantitatívne významný spôsob prenosu znečistenia povrchovými vodami.
- ⇒ Problémom šírenia znečistenia v banských oblastiach je povaha znečisťujúcich látok, ktoré nepodliehajú degradácii a môžu byť v rozpustnej forme transportované povrchovou vodou na veľké vzdialenosti. Znečisťujúce látky (najmä As, Sb, Zn, Pb, Ni, Cd) majú tendenciu sa vo vhodných geochemických podmienkach viazať na pevné substráty riečnych a dnových sedimentov (sekundárny zdroj znečistenia).
- ⇒ Na elimináciu identifikovaných environmentálnych a zdravotných rizík na lokalitách EZ (banské lokality) sa odporúča realizovať sanáciu environmentálnej záťaže a potrebné opatrenia na zamedzenie vplyvu EZ na obyvateľstvo a zhoršovanie kvality životného prostredia.

POĎAKOVANIE

Práca prezentuje výsledky geologickej úlohy MŽP SR „Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky“. Práca bola čiastočne podporená grantovou úlohou VEGA 1/0597/17.

LITERATÚRA

Jánová, V., 2009: Environmentálne záťaže – stav riešenia v Európe a na Slovensku. *Enviromagazín* 14, 4 – 7

Jurkovič, E., Šottník, P., 2015: Akademické vzdelávanie a výskum v oblasti environmentálnych záťaží na Slovensku. In: *Environmentálne záťaže*. Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 60 – 68

Paluchová, K. et al., 2008: Systematická identifikácia environmentálnych záťaží SR. SAŽP Banská Bystrica, Manuskript, www.sazp.sk/public/index/go.php?id=2467

Smernica Ministerstva životného prostredia SR č. 1/2015–7 z 28.januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. MŽP SR, Bratislava, 1 – 96

ODSTRANĚNÍ EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ V MONGOLSKU – ZKUŠENOSTI ZE TŘÍ LOKALIT

Vojtěch Musil¹, Aleš Kulhánek¹, Ondřej Perlinger¹, Ondřej Urban¹, Jiří Tylčer²

¹ DEKONTA, a.s.

Dřetovice 109, 273 42, Stehelčevy, info@dekonta.cz

² AQD – envitest, s. r. o.

Vítězná 3, 702 00, Ostrava, aqd@aqd-envitest.cz

Klíčová slova: Mongolsko, Průzkum znečištění, Riziková analýza, Ropné uhlovodíky, POPs, Sanace

V rámci Programu zahraniční rozvojové spolupráce je v Mongolsku, prostřednictvím České rozvojové agentury, realizován rozvojový projekt, jehož cílem je předat zkušenosti českých expertů v oblasti odstraňování ekologických zátěží způsobených činností člověka.

Mongolsko se potýká s ekologickými zátěžemi vzniklými činností průmyslových a zemědělských podniků, armády, haváriemi, těžbou a zpracováním nerostů atd., nicméně jeho zkušenosti v oblasti jejich odstraňování jsou omezené. Společnost DEKONTA, a.s., ve spolupráci s firmou GEOMIN družstvo, se podílí od roku 2013 na řešení projektu s názvem *Přenos know-how v přístupu k odstraňování ekologických zátěží*. Tento projekt je financovaný Českou rozvojovou agenturou v rámci Programu zahraniční rozvojové spolupráce České republiky s Mongolskem.

LEGISLATIVNÍ RÁMEC OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Mongolsko v Ústavě z roku 1992 zaručilo občanům život ve zdravém a bezpečném prostředí a určilo veřejnost jako vlastníka země a přírodních zdrojů. Od té doby Mongolsko přijalo a schválilo řadu důležitých zákonů a zákonných norem, například v roce 1997 *Vládní politiku ekologie* a později *Národní rozvojovou strategii* pro období mezi lety 2007 a 2021 založenou na Rozvojových cílech tisíciletí. Mongolsko je také signatářem mnoha mezinárodních úmluv týkajících se ochrany životního prostředí.

CÍLE PROJEKTU

Hlavním cílem projektu je zvýšit schopnost mongolské strany komplexně řešit problematiku ekologických zátěží. Základ k efektivnímu postupu tvoří vytvoření přehledu o stávající situaci, a to jak v oblasti legislativní, tak získání informací o rozšíření, typu a původu a rizicích ekologických zátěží. Detailní zmapování všech ekologických zátěží nacházejících se v Mongolsku je úkol značného rozsahu (Mongolsko je cca 20 × rozlehlejší než ČR), proto se projekt primárně zaměřuje na zvýšení kapacit mongolské strany, tj. expertů státní správy.

1. FÁZE PROJEKTU (2013 – 2015)

Realizace I. fáze projektu proběhla v letech 2013 – 2015 a byla zaměřena na identifikaci kontaminovaných lokalit různého typu (zejména se jednalo o následky nelegální těžby zlata loužením rtuť, odkaliště, sklady ropných produktů, bývalé armádní základny, bývalé sklady pesticidů apod.) ve vybraných oblastech Mongolska. Prostřednictvím dotazníkové kampaně na regionální úrovni a terénním šetřením bylo vytypováno 21 lokalit, na kterých byl realizován předběžný průzkum zahrnující rešerši dostupných informací, odběr vzorků zemin, sedimentů, vod či odpadů.

Získané poznatky a výsledky laboratorních testů z akreditovaných laboratoří v ČR byly, dle vzoru z České republiky, zaneseny do nově vytvořené celostátní databáze kontaminovaných míst v prostředí GIS, která má za cíl shromažďovat veškeré informace o kontaminovaných lokalitách s různými stupni realizovaných průzkumů a umožnit prioritizaci lokalit z hlediska důležitosti managementu rizik či odstranění zátěží.

V neposlední řadě došlo k vypracování metodických pokynů pro ucelený management kontaminovaných lokalit zahrnující průzkum kontaminovaných lokalit, zpracování analýzy rizik a studie proveditelnosti, atlas sanačních technologií, metodiku vzorkování, principy hydrogeologie, které vychází z legislativy České republiky a mezinárodně uznávaných metodických principů a byly upraveny pro realitu Mongolska. Kromě metodických pokynů došlo i k vytvoření základního anglicko-mongolského slovníku odborných výrazů environmentální geologie, který slouží ke snadnější orientaci mongolských odborníků ve správné terminologii týkající se kontaminovaných lokalit.

2. FÁZE PROJEKTU (2016 – 2017)

V navazující druhé fázi projektu se aktivity zaměřily na podrobný průzkum a analýzy rizik tří nejrizikovějších lokalit se specifickou ekologickou zátěží, které byly vytipovány v 1. fázi projektu. Vybranými lokalitami jsou:

- pozemky bývalé veterinární stanice v centru města Bulgan, kontaminované pesticidními látkami;
- areál bývalé sklárny v centru města Nalaikh, kontaminovaný těžkými kovy a zbytky chemikálií deponovaných v několika skladech i na povrchu terénu, včetně látek radioaktivních;
- rozsáhlé území zasažené bývalou a probíhající těžbou ropy a vypouštěním městských odpadních vod bez úpravy do krajiny u města Zuunbayan.

Uvedené lokality byly vybrány vzhledem ke spektru předpokládaných kontaminantů (těžké kovy, ropné látky, pesticidy, radionuklidy) a vlivu na místní obyvatelstvo a životní prostředí, a dále s ohledem na různorodost těchto lokalit s cílem demonstrovat mongolským partnerům projektu různé přístupy k řešení ekologických zátěží se specifickým typem znečištění.

Město Bulgan leží cca 390 km severozápadně od hlavního města Ulánbátaru. Pozemky veterinární stanice v Bulganu jsou zatíženy významnou kontaminací dříve užívaných pesticidních přípravků, které v současnosti negativně ovlivňují život obyvatel. Prostor veterinární stanice byl rozdělen a jednotlivé parcely rozprodány novým majitelům. V současné době zde má několik rodin postavené domy, případně jurty. Dříve zakopané pesticidy (lindan, DDT a jejich metabolity či isomery) se díky terénním pracím dostaly na povrch terénu a místní obyvatelé (včetně dětí) jsou tak vystaveni přímému kontaktu s těmito vysoce toxickými a persistentními látkami. Vzhledem k vysokým zdravotním rizikům z expozice pesticidům je jediným možným řešením odtěžba kontaminované zeminy, případně přesídlení obyvatel.

Areál bývalé sklárny leží přímo v centrální části města Nalaikh, které je předměstím Ulánbátaru. Výroba skla zde probíhala až do 90. let 20. století a mezi sortiment patřily upomínkové předměty, ale i sklo pro stavební účely. Provoz využíval k úpravám skla různé druhy chemikálií, zejména oxidy arsenu, které jsou přítomné na mnoha místech v areálu, a to jak rozsypané volně na terénu, tak deponované v druhotných i původních obalech v několika objektech. V prostoru sklárny byla v místě bývalé pece změřena zvýšená radioaktivita, která při krátkodobém pobytu nicméně nepředstavuje zvýšené zdravotní riziko. Zbytky chemikálií (obsahující vysoké koncentrace As, Pb a Cr⁶⁺) se z povrchu terénu šíří větrem a srážkami do okolí. Hydrogeologický průzkum potvrdil lokální znečištění podzemní vody mělké zvodně, která se nachází cca 10 m p. t. Vzhledem k vysokým zdravotním rizikům z expozice těžkým kovům (vdechování, dermální kontakt, nahodilá ingestce) bylo navrženo zabezpečení zbytků chemikálií z nezabezpečených objektů skladů do jednoho zajištěného skladu a dále odtěžba a solidifikace/ stabilizace residuí chemikálií z povrchu terénu. Tato metoda byla zvolena jako vhodný způsob sanace vzhledem k absenci koncového zařízení pro odstraňování nebezpečných odpadů v Mongolsku, t. j. spalovny či dostatečně zabezpečené skládky.

Území zasažené dlouhodobou těžbou ropy ruskou společností leží u posádkového města Zuunbayan, které je vzdálené cca 500 km jihovýchodním směrem od hlavního města Ulánbátaru v pouštní oblasti Gobi. Tato rozsáhlá lokalita vykazuje stopy po lagunách ropných kalů (s různou mírou těsnění proti pronikání do podloží) v blízkosti samotného města, ve kterých výšky vrstev degradované ropy dosahují řádu desítek centimetrů, a po kontaminaci v souvislosti s těžbou a přepravou surové ropy. Lokalita je téměř bez vegetačního pokryvu, přestože se na lokalitě nachází hladina podzemní vody v hloubce několika metrů pod terénem. V blízkosti lokality se nachází vodní plocha s vegetací, kam je svedena znečištěná městská odpadní voda z města. Tato situace ovlivňuje nejen pracovníky současné čínské naftařské společnosti a obyvatele samotného města, ale i nomádské pastevce pasoucí na dotčeném území svá stáda dobytka. Průzkumem byla zjištěna extrémně vysoká mineralizace (včetně vysokého obsahu As) spodní zvodně, která je využívána jako jediný zdroj pitné vody pro město a okolí. Analýzy biomatric potvrdily zvýšený obsah kovů v mase a mléce místního dobytka, stejně jako ve vlasech obyvatel. Na základě vyhodnocení zdravotních a ekologických rizik byla navržena série nápravných opatření vedoucích k zabránění dalšího šíření kontaminace do okolí ropných polí, zabránění přístupu dobytka do znečištěné oblasti a zajištění zásobování obyvatel a dobytka čistou vodou.

V průběhu roku 2016 došlo k úspěšnému dokončení terénních průzkumných prací na všech lokalitách a vypracování analýz rizik. Obzvláště analýza rizik pro lokalitu Zuunbayan se vymyká obvyklému rozsahu – její součástí bylo sledování vstupu kontaminantů do potravního řetězce (vegetace – skot – člověk). Proto byly odebrány a analyzovány nejrozličnější vzorky biologických matic, včetně vlasů místních obyvatel a mateřského mléka žen žijících v okolí lokality.

Paralelně s terénními pracemi proběhlo několik školení zaměstnanců státní správy. Školení na téma realizace průzkumných prací se v září 2016 zúčastnilo přes 70 zaměstnanců státní správy, kteří toto školení hodnotili velmi pozitivně.

V letošním roce 2017 pokračovaly terénní aktivity spojené se školením. Byly realizovány vzorové sanační zásahy na lokalitách Bulgan a Nalaikh zaměřené na demonstrativní přebalení nebezpečných chemikálií a odpadů zahrnující bezpečnostní zajištění všech souvisejících prací, správný metodický postup a zajištění odpadů před převozem do místa konečného odstranění. Na lokalitě Nalaikh byla provedena modelová stabilizace odpadů s vysokým obsahem toxických kovů, tzn. zneškodnění a zamezení vyluhování nebezpečných látek do horninového prostředí.

Praktická školení byla doplněna přednáškami o analýze rizik, výběru a stanovení cílů nápravných opatření, o sanačních technologiích a o komplexním přístupu k řešení ekologických zátěží včetně využití existující databáze kontaminovaných lokalit, stejně jako o výstupech celého projektu.

JAK DÁLE?

Projekt s názvem „*Přenos know-how v přístupu k odstraňování ekologických zátěží*“ je zaměřen na zvýšení znalostí klíčových pracovníků státní správy v otázkách správného přístupu k ekologickým zátěžím. Tito zaměstnanci budou v budoucnu odborníky, kteří budou zadávat, kontrolovat a vyhodnocovat činnosti týkající se ekologických zátěží.

Stejně tak jako ostatní projekty rozvojové pomoci, je i tento projekt, který místním specialistům představuje nejlepší možné způsoby řešení v problematice sanací na základě dlouholeté praxe České republiky, projektem rozvojovým. Přes výbornou komunikaci s partnery projektu, místními firmami i se samotnými odborníky, je třeba mít na zřeteli, že další vývoj v Mongolsku závisí zejména na vůli místních expertů a politiků k řešení podobných úkolů. Jen díky nim bude Mongolsko neporušenou exotickou zemí pro mnoho cestovatelů z České republiky i celého světa.

REÁLNÉ EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘE PŘI PROCESU HODNOCENÍ RIZIK SE ZAMĚŘENÍM NA ZAHRANIČNÍ PRŮZKUMY

Jan Bartoň

GEOTest, a. s.

Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika, barton@geotest.cz

Klíčová slova: Kontaminace, analýza rizika, expoziční scénáře, koncepční model, průzkumy znečištění

ÚVOD

Expoziční scénáře jsou reálné a potenciální děje, které se předpokládají ve zkoumaném znečištěném území. Tyto jsou v průběhu zpracování analýzy rizika upřesňovány na základě aktuálně ověřených informací o charakteru a rozsahu kontaminace, zhodnocení reálných mechanismů migrace i přirozené atenuace. Jedná se zpravidla o vliv na lidské zdraví a složky životního prostředí (podzemní a povrchovou vodu, zeminy a půdy, ovzduší). Výčet těchto scénářů je zobrazen jak tabulkovou formou, tak obrázkovou. Výsledkem je koncepční model znečištění pro hodnocenou lokalitu, na jehož základě jsou hodnocena reálná rizika.

Tento článek se zabývá zejména ukázkami jednotlivých reálných expozičních modelů, které vycházely jak z tuzemských, tak ze zahraničních průzkumů.

ANALÝZA RIZIK KONTAMINOVANÉHO ÚZEMÍ

Analýza rizik představuje zhodnocení rizika, které plyne ze znečištění lokality a posouzení závažnosti těchto rizik na lidské zdraví a životní prostředí. Cílem analýzy rizik je komplexně popsat existující a reálná potenciální rizika plynoucí z přítomnosti znečištění. Součástí analýzy je i odvození maximálních přípustných limitů znečištění a návrh variant řešení pro minimalizace těchto rizik. Na základě výsledků analýzy rizik je rozhodnuto o nutnosti sanačního zásahu a jeho potřebné míře.

Analýzu rizik je doporučeno zpracovat v případech, kdy existuje podezření na existenci závažného ohrožení nebo znečištění povrchových nebo podzemních vod nebo na další negativní dopady kontaminace na lidské zdraví či jednotlivé složky životního prostředí.

Platnost analýzy rizik je zpravidla 5 let, v případě změny funkčního využití území či většího časového odstupu je nutno zpracovat aktualizaci analýzy rizik či tzv. účelovou analýzu rizik zaměřenou např. na určitou část lokality či na určitý aspekt (může se jednat také o aktualizaci expozičních scénářů), z čehož vyplývá přehodnocení zdravotních či environmentálních rizik.

V České republice je pro zpracování analýzy rizik závazný Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí č. 1 Analýza rizik kontaminovaného území z roku 2011. Na Slovensku je závazná „Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015 – 7“, kde je analýza rizika znečištěného území definována jako „proces zahrňující popis a zhodnotenie východiskových podmienok na znečistenom území, vyhodnotenie súčasných a potenciálnych rizik s ohľadom na súčasné a budúce využitie územia a navrhnutie variantov nápravných opatrení“.

KONCEPČNÍ MODEL

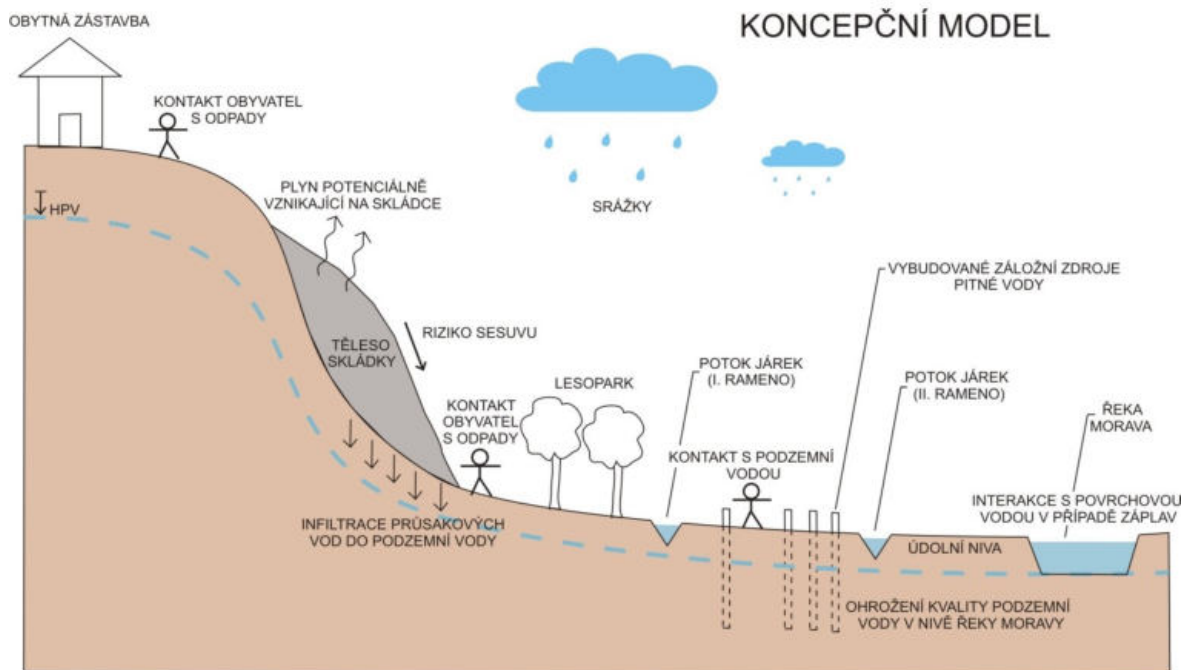
Proces analýzy rizik předpokládá dostatečnou a aktuální prozkoumanost kontaminovaného území a znalost vše transportních cest, kterými se může znečištění ze zdroje šířit. Ke schematizaci tohoto poznání slouží koncepční model, který obsahuje popis jednotlivých expozičních cest, ohnisek kontaminace, transportních cest a příjemců rizik, a to s ohledem na stávající a plánované využití území.

Již v projektové fázi analýzy rizika je zpracován předběžný koncepční model, který je sestaven na základě předpokladů autora projektu a případných dřívějších průzkumných prací, s ohledem na charakter kontaminace a využití území (skládka, průmysl, zemědělství, obytná plocha, rekreace, chráněné území apod.). Pro verifikaci koncepčního modelu jsou v projektové fázi navrženy průzkumné práce.

Koncepční model je zpravidla účelné doplnit tabulkovým a obrázkovým schématem s orientačním vyznačením expozičních cest. Po provedení průzkumných prací a jejich interpretaci se koncepční model aktualizuje –

zpravidla bývá zjištěno, že některé scénáře jsou již nerelevantní či bývá naopak zjištěno, že existují další transportní cesty, resp. expoziční scénáře, které v době provádění nebyly zpracovateli známy. Může se například jednat o zjištění či nezjištění volné ventilace metanu ze skládky, svahové nestability území, zvýšené prašnosti z důvodu povětrnostních podmínek, ovlivnění či neovlivnění zdrojů pitné vody či obecné ohrožení vod podzemních a povrchových.

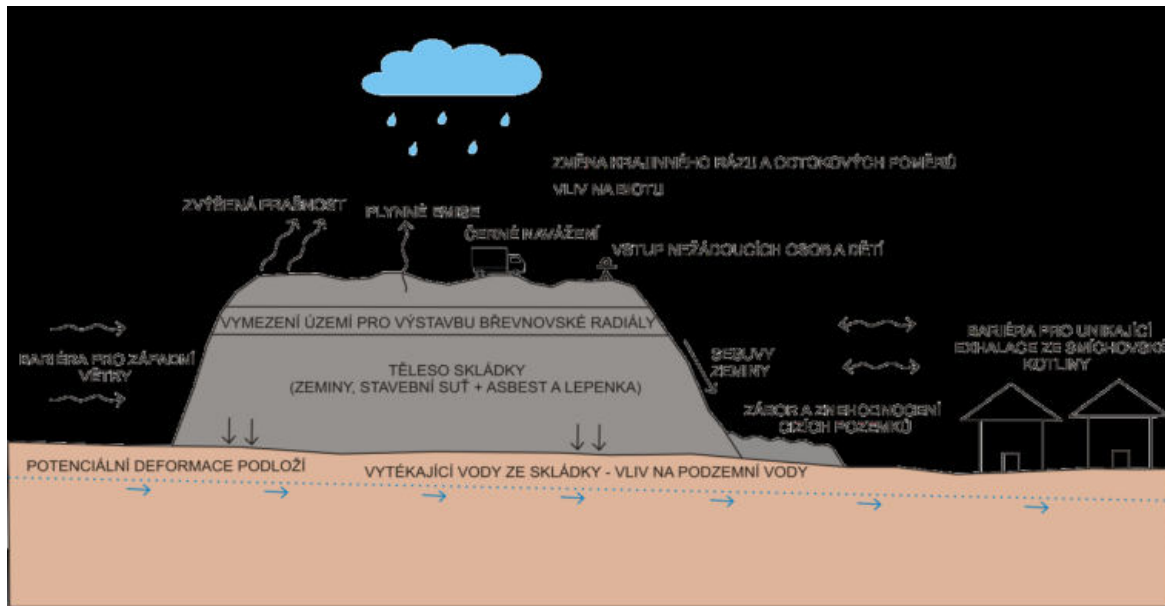
Na obr. 1 jsou schematicky znázorněny expoziční scénáře v případě menší nezabezpečené skládky – jedná se o blízkost obytné zástavby a tedy kontaktu obyvatel s uloženým odpadem, únik plynných exhalací, infiltrace srážkových vod na těleso skládky, následné vyluhování a infiltrace průsakových vod do podzemní vody, ohrožení zdrojů pitné vody a povrchových vod.



Obr. 1: Koncepční model menší skládky

Na obr. 2 je schematicky znázorněn koncepční model větší skládky, kde jsou zobrazeny jednotlivé expoziční cesty. Jedná se o tyto fenomény:

- změna krajinného rázu a odtokových poměrů,
- vyluhování kontaminantů ze skládky atmosférickými srážkami – na povrchu se nenachází těsnící vrstva,
- potenciální deformace podloží vlivem tíhy tělesa skládky – možnost vzdouvání podzemní vody a riziko vytlačování plastických zemin při patě svahu s následným ohrožením vysokotlakého plynovodu,
- zvýšená prašnost,
- bariéra pro západní větry a pro unikající exhalace (smog),
- vliv na biotu (výskyt chráněných druhů),
- přítomnost nebezpečných odpadů a riziko jejich rozkladu, vyluhování a dalšího transportu,
- vytékající voda ze skládky – podmáčení terénu a ovlivnění podzemní vody,
- ohrožení potoka a rybníků,
- sesuvy zeminy – nevyhovující sklony svahů, podmáčení a absence stabilizačních prvků,
- zábor a znehodnocení cizích pozemků,
- potenciální únik plynných emisí ze skládky,
- vstup nežádoucích osob vč. dětí na nezabezpečenou skládku a okolí,
- potenciální ohrožení rybníků, využívaných jako koupaliště,
- riziko pro pracovníky provádějící sanační/výkopové práce,
- únik plynných emisí (metan),
- nesoulad s platným územním plánem (území vymezeno pro stavbu velkokapacitní silnice).



Obr. 2: Konceptní model větší skládky

PODMÍNĚNOST EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ

Expoziční cesty významně podmiňují především přírodní poměry (geologické, hydrogeologické, hydrologické, klimatologické apod.), přístupnost, pravděpodobnost expozice a další faktory:

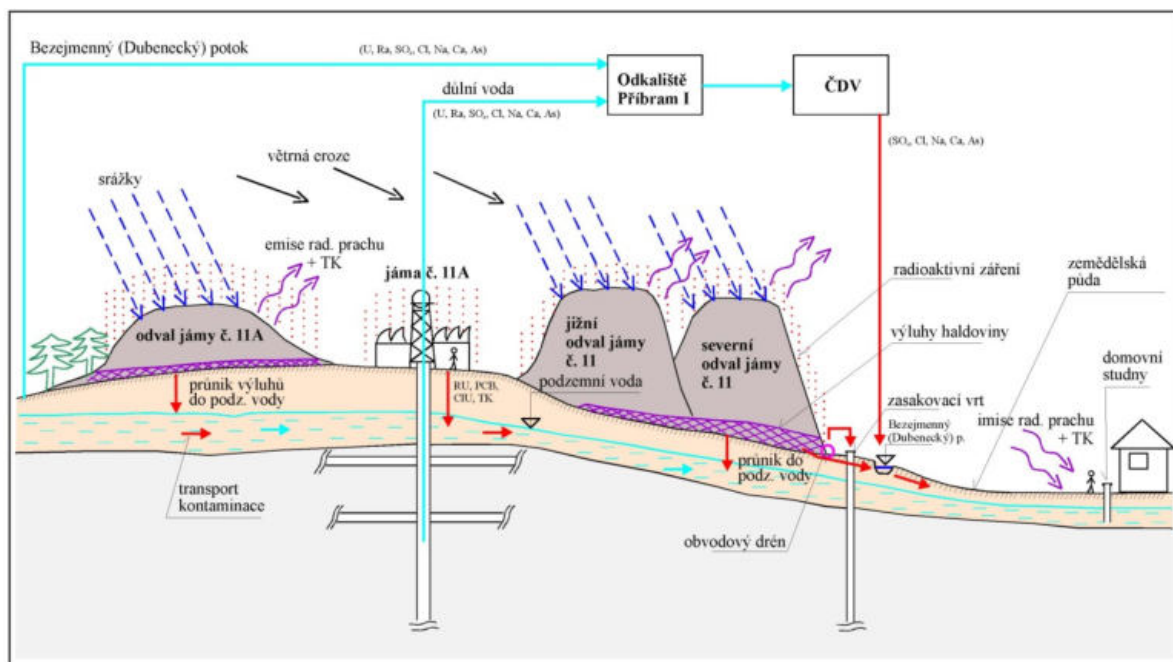
- způsob využití území – skládka, průmyslové, zemědělské, obytné, rekreační, chráněné území apod.,
- expoziční médium – půda/zemina, odpad, volná fáze, voda, vzduch, potraviny apod.,
- typ expozice – ingesce, inhalace (při práci či průběžně, v otevřeném či uzavřeném prostoru, v podzemí), dermální kontakt, radioaktivní působení, zavalení, výbuch apod.,
- doba expozice – celoživotní, po dobu sanace, celodenní, část dne, po dobu dovolené apod.,
- druh populace – obyvatelé, rekreační (dospělí, děti), sportovní aktivity/koupaní/plavání, zaměstnanci, pracovníci při sanačních pracích),
- typ kontaminantu – an/organický, ne/karcinogenní, ne/těkavý, ne/rozpustný, ne/podléhající rozkladu,
- klimatické podmínky – teplota, nadmořská výška, spotřeba vody,
- lokalizace – přístup ke zdravotnictví, hygienické návyky,
- genetické předpoklady, zdravotní stav populace.

PŘÍKLADY SPECIFICKÝCH REÁLNÝCH EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ

Oproti klasickým expozičním scénářům a hodnotám, které jsou uvedeny v Metodickém pokynu MŽP ČR a Směrnici MŽP SR, je třeba uvažovat s místními specifiky, které jsou v obvyklých podmínkách spíše nereálné:

- Arménie – Nubarashen – skládka DDT – přímý kontakt s DDT vlivem krádeží místními obyvateli,
- Albánie – Kučově – částečně opuštěná rafinérie, v níž bydlí místní obyvatelé (cca 150 lidí včetně dětí), a to např. přímo v destilační koloně; domácí zvířata (ovce, koně, krávy, drůbež) pijí vodu z lagun a odkališť s volnou fází ropných látek; přímá ingesce kontaminované podzemní vody obyvateli,
- Albánie – Durres – obyvatelé většinu času tráví na skládce mezi odpady (samozřejmě bez OOP),
- Srbsko – Lazarevac – koupání v potoce kontaminovaném popílkem z elektrárny Kolubara,
- Kosovo – Obilić – koupání v potoce kontaminovaném elektrárenským popílkem a domovním odpadem,
- Mongolsko – dodávka nových zdrojů pitné vody z důvodu nezabezpečení zdroje pitné vody před napájením dobytka z důvodu kontaminace vlivem močení a defekace zvířat, následného vyluhování a absence těsnících vrstev; zhoršené technické povědomí (údržba čerpadel apod.),
- Etiopie – dodávka nových zdrojů pitné vody – např. geogenní výskyt fluoridů v pitné vodě způsobující dentální a skeletální fluorózu (vliv klimatu na pitný režim a z toho plynoucí limity),
- Slovensko – Chemko Strážske – pracovníci v PCB nádržích, laboranti – přestup do mateřského mléka; zavlažování z odpadového kanálu – přestup do potravního řetězce (tráva – slepice – vejce – člověk),
- Slovensko – Stará Turá – kyanidy z Chirany – v místě uložení víceméně neškodné, při odkrytí oxidace a v kombinaci s otevřeným přístupem nebezpečí zejména pro zvířata – hrozí otrava psů a koz,
- Slovensko – Devínska Nová Ves – Kameňolom Srdce – těkání volatilních složek – nutnost respirátoru,

- Praha – Motolská skládka – uložené odpady v nestabilní skládce – nutnost úpravy sklonů svahů a nivelety skládky, tedy zásah do skládky a kontakt s uloženými odpady (PAU, RL, TK apod.),
- Brno – Novolíšeňská – skládka odpadu v místech budování VMO a portálu tunelu,
- Brno – Hněvkovského – areál veřejné zeleně – kontaminace LTO (LNAPL) – rozvlečení proti směru proudění podzemní vody vlivem vypouštění vody z vodní elektrárny, která leží 10 km proti toku řeky,
- Brno – Plotní – kontaminace CIU (DNAPL) – dtto + krádeže, místní obyvatelé, občanský aktivismus,
- Brno – Křídlovická – kontaminace CIU (DNAPL) – dtto + utržení kontaminačního mraku,
- Brno – Zetor – chromovna – změna mobility a toxicity (šestimocná forma je ve vodě velmi dobře rozpustná, Cr^{3+} představuje redukovanou formu Cr^{6+}),
- Zastávka u Brna – vybudování obytné zóny v tělese odvalu – omezení využití (např. pouze nepodsklepené budovy, pěstování pouze nízkokořenících rostlin apod.),
- Kaznějov – koupání v lagunách (tzv. oprámech), do nichž ústily tekuté odpady z chemické výroby,
- Račice nad Trotinou – přítomnost izotopu ^{60}Co , sloužící pro cejchování dozimetrů a radiometrů (0,3 MBq, poločas rozpadu uplynul cca $10\times$),
- Praha – Praga – památkově chráněné budovy, pod nimiž se nachází kontaminace – nutnost zachování stavby do budoucna, v nich často probíhá natáčení filmových akčních scén, sekundární kontaminace),
- Hodonínsko – CHOPAV Kvartér řeky Moravy – ohrožení jímacího území pro 40 tisíc obyvatel ropou ze špatně zlikvidovaných sond, sekundární kontaminace lignitových dolů,
- Rohatec – černá skládka TKO, v blízkosti vybudované nevyužívané zdroje podzemní vody včetně navrženého ochranného pásma,
- Bytíz – věznice – působení radioaktivity z přilehlých odvalů (započítání vycházek vězňů, odstínění betonem cel, směny zaměstnanců apod.).



Obr. 3: Příklad koncepčního modelu dolu a odvalů

ZÁVĚR

Na základě vlastních průzkumů i na základě Metodického pokynu MŽP ČR a směrnice MŽP SR č. 1/2015–7 vyplývá, že přehled expozičních scénářů nelze považovat za úplný a neměnný, vždy je potřeba hodnotit reálné možnosti i způsoby expozice pro konkrétní lokalitu a vycházet ze všech dostupných a relevantních údajů.

LITERATURA

Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí č. 1
Analýza rizik kontaminovaného území z roku 2011
Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 1/2015–7 z 28. januára 2015 na vypracovanie

analýzy rizika znečisteného územia. MŽP SR, Bratislava,
1 – 96

URBÁNNA GEOCHÉMIA PÔD DETSKÝCH IHRÍSK V BRATISLAVE – OD IZOTOPOVÉHO ZLOŽENIA OLOVA AŽ PO ZHODNOTENIE ZDRAVOTNÉHO RIZIKA

Edgar Hiller¹, Tatsiana Kulikova¹, Ľubomír Jurkovič¹, Martin Mihaljevič²

¹ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochemie
Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava, Slovenská republika, hiller@fns.uniba.sk

² Karlova Univerzita v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů
Albertov 6, 128 42, Praha 2, Česká republika

ABSTRAKT

Tento príspevok sa zaoberá distribúciou 6 potenciálne toxických prvkov (PTP) – arzénu (As), kadmia (Cd), medi (Cu), ortuti (Hg), olova (Pb) a zinku (Zn) – v pôdach detských ihrísk, ktoré sú súčasťou verejných materských škôl, parkov a obytných zón v Bratislave. Okrem toho sa pozornosť venuje rozpustnosti PTP v žalúdočnom prostredí po orálnom prijíme pôdy (tzv. bioprístupnosť) pomocou *in vitro* extrakcie, zdrojom PTP v pôdach cez analýzu izotopov olova, činiteľom ovplyvňujúcim distribúciu a bioprístupnosť PTP v pôdach použitím štatistických metód a nakoniec hodnoteniu karcinogénneho a nekarcinogénneho zdravotného rizika PTP podľa metodiky US EPA. Povrchová vrstva pôd z viacerých lokalít je obohatená o PTP, čo poukazuje na antropogénne zdroje znečistenia pôd týmito PTP. Pomerne široký interval hodnôt pomerov izotopov Pb (1,1598–1,2088 pre pomer ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb) hovorí o zmiešanom, antropogénne–geogénnom pôvode PTP v pôdach ihrísk. Nízke hodnoty pomeru izotopov Pb²⁰⁶/Pb²⁰⁷ v centrálnej, starej časti mesta a podobná priestorová distribúcia koncentrácií jednotlivých PTP spolu s ich rastúcimi obsahmi v pôdach smerom do centra mesta potvrdzuje, že spaľovanie uhlia v minulosti a dopravné emisie sú hlavným zdrojom povrchového obohatenia pôd o dané PTP. Rozpustnosť PTP v žalúdku po prijíme pôdy je veľmi rozdielna a znižuje sa v poradí: Pb (59,9 %) > Cu (43,8 %) > Cd (40,8 %) > Zn (33,6 %) > As (17,5 %) > Hg (12,8 %). Rozpustné podiely niektorých kovov záviseli priamo od ich celkových obsahov v pôde a boli ovplyvnené rôznymi vlastnosťami pôd, avšak, nie všetky PTP jednou pôdnou vlastnosťou. Zdravotné riziko pre deti vo veku 1 až 6 rokov, či už karcinogénne alebo nekarcinogénne, súvisiace s ich expozíciou voči PTP v pôdach bolo nízke, s hodnotami *HI* a *Risk* nižšími, ako sú predpísané prahové hodnoty.

Kľúčové slová: bioprístupnosť, geochemia, ihrisko, potenciálne toxické prvky, urbánna pôda, zdravotné riziko, znečistenie.

ÚVOD

Urbanizované oblasti sú pod veľkým antropogénnym tlakom, ktorý v konečnej podobe vedie k znečisťovaniu miest širokou škálou chemických kontaminantov, z ktorých kovy a polokovy, súborne označované ako PTP, sú dlhodobo v centre pozornosti odborníkov. Najdôležitejšou zložkou životného prostredia, v ktorej sa na dlhý čas hromadí väčšina PTP uvoľnených z antropogénnych zdrojov, je pôda. Vďaka dlhému rezidenčnému času mnohých PTP v pôdach, ich obsahy sa s časom neustále zvyšujú. Dôkazom povrchového, antropogénneho obohatenia pôd o PTP je, že ich obsahy v povrchovej pôde sú obyčajne vyššie ako v spodných horizontoch, alebo prekračujú lokálne geochemické pozadie.

Výskumy o znečistení pôd v mestách s PTP sú dôležité aj vo vzťahu k verejnému zdraviu, pretože pôdy predstavujú takisto určitý zdroj PTP pre človeka cez expozičné cesty ako orálny príjem pôdy, vdýchnutie pôdneho prachu a dermálny kontakt s pôdou. Zvláštnu pozornosť si vyžadujú pôdy ihrísk, ktoré využívajú predovšetkým malé deti. Deti, najmä tie malé do veku 3 rokov, sú počas herných a športových aktivít na ihrisku vystavené voči PTP v pôdach v oveľa väčšej miere ako dospelí, pretože majú tendenciu neustále si vkladať prsty a rôzne predmety zašpínené od pôdy do úst, pričom aj viac prichádzajú do priameho kontaktu kože s pôdou. To, že malé deti sú vystavené voči PTP v urbánnych pôdach, bolo preukázané epidemiologickými prácami, konkrétne, priamymi závislosťami obsahov PTP v krvi detí od ich obsahu v pôdach (Mielke et al., 1999; Johnson a Bretsch, 2002). Súčasne sa potvrdilo, že výskyt určitých druhov ochorení u detí má priamy súvis s ich expozíciou voči PTP z pôd, a to už pri pomerne nízkych koncentráciách PTP rádovo v desiatkach mg/kg (Lanphear et al., 2005; Jusko et al., 2008; McDermott et al., 2014). Na tomto mieste je potrebné poznamenať, že negatívne pôsobenie PTP na ľudské zdravie začína pri ešte nižších obsahoch, pretože iba určitá časť PTP prijatá do tela s pôdou je rozpustená v žalúdočnom a črevnom trakte človeka. Rozpustený podiel PTP v kyslom prostredí žalúdka definuje ich bioprístupnosť a aktuálne Hong et al. (2016) ukazuje, že tieto tzv. bioprístupné koncentrácie možno dať do vzťahu s ich negatívnym pôsobením na zdravie človeka.

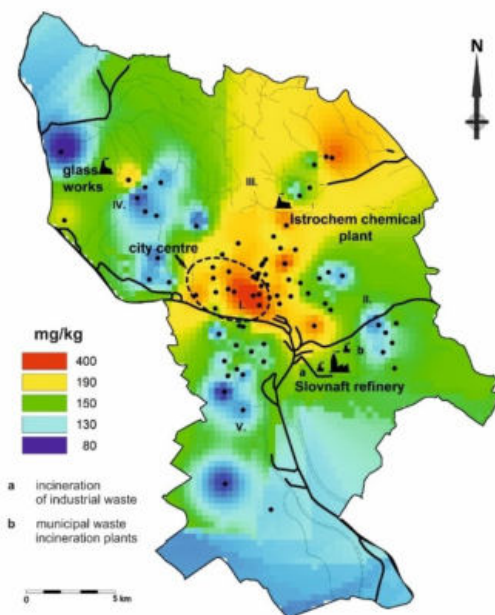
V tomto príspevku sa pokúsime čo možno najzrozumiteľnejšie podať naše zistenia, na ktorých sme pracovali počas troch rokov v rámci projektu VEGA č. 1/0038/14. Hlavným cieľom príspevku je (1) zistiť obsahy vybraných PTP, ktoré sú typické pre mestské prostredie, vo vrchnej vrstve (0 – 10 cm) pôd ihrísk vo frakcii < 150 μm , (2) stanoviť ich biopristupnosť, (3) analyzovať izotopy olova, ktoré sa využívajú pre identifikáciu pôvodu Pb a príbuzných PTP v zložkách životného prostredia a (4) zhodnotiť zdravotné riziko pre deti podľa štandardných metodík výpočtu indexu nebezpečenstva (*HI*) a karcinogénneho rizika (*Risk*).

METODIKA PRÁČ

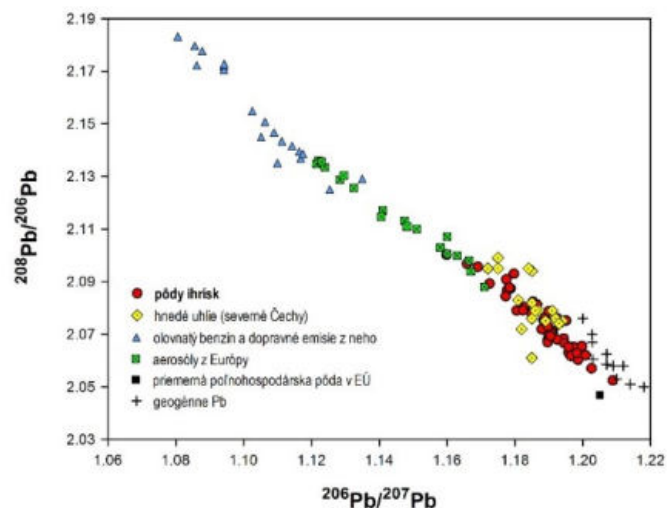
Podrobnosti o odberoch pôd ihrísk, spracovaní pôdnych vzoriek, meraných parametroch a o experimentálnych prácach je možné nájsť vo viacerých našich článkoch (Hiller et al. 2015, 2016, 2017a, 2017b). Stručne, pôdne vzorky sa odoberali do hĺbky 10 cm od povrchu z 59 verejných materských škôl a 19 parkov, resp. zelených zón v rámci Bratislavy (obr. 1). Po spracovaní sa získala jemnozem (< 2000 μm) a frakcia pod 150 μm , ktorá sa zachytáva na rukách detí (Ruby a Lowney 2012). Spolu sa získalo 80 reprezentatívnych pôdnych vzoriek. Stanovovala sa v nich celá rada parametrov: pH, zrnitosť, obsah organického uhlíka, celkový obsah As, Cd, Cu, Hg, Pb a Zn, ako aj Fe, ďalej biopristupné koncentrácie a podiely prvkov použitím *in vitro* metódy s roztokom glycinu pri pH = 1,50, izotopy olova a obsahy Fe, resp. As viazaného na málo kryštalické oxidy Fe (Fe_{HH} a As_{HH}) a na málo kryštalické spolu s kryštalickými oxidmi Fe (Fe_{DCB} a As_{DCB}). Všetky práce podliehali prísnej kontrole kvality analytických výsledkov pomocou referenčných materiálov, slepých vzoriek a dodatočných meraní vzorky. Navyše, všetky veličiny boli merané v dvoch až troch opakovaniach. Zhodnotenie zdravotných rizík pre človeka vychádza z rovníc podľa US EPA (2016) a US DoE (2004) a počíta sa hodnota *HI* a *Risk*.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Celkové obsahy sledovaných PTP v pôdach ihrísk a všetky ostatné merané veličiny sú štatisticky spracované v tab. 1. Ako ukazuje tab. 1, celkové obsahy boli veľmi variabilné s priemernými hodnotami 8,47 mg/kg pre As, 0,29 mg/kg pre Cd, 36,1 mg/kg pre Cu, 0,13 mg/kg pre Hg, 30,9 mg/kg pre Pb a 113 mg/kg pre Zn. V porovnaní s príslušnými požadovými obsahmi PTP v meste, priemerné obsahy As, Cd, Cu, Hg, Pb a Zn boli približne 1,3-, 1,5-, 2,1-, 2,6-, 1,7- a 2-krát vyššie. Priestorová distribúcia obsahov PTP v meste (obr. 1) naznačuje vplyv postupného rozširovania mesta. Inými slovami, najvyššie obsahy všetkých sledovaných PTP v pôdach ihrísk boli nájdené v centre mesta a znižovali sa smerom k okrajovým a z pohľadu pričlenenia k mestu k mladším mestským častiam. Výsledky podľa MANOVA pre *ilr*-transformované hodnoty obsahov potvrdili, že štatisticky najvyššie obsahy PTP v pôdach sú v hraniciach mesta do r. 1946 a najnižšie v mestských častiach, ktoré sa stali súčasťou Bratislavy až po r. 1972.



Obr. 1: Priestorová distribúcia súčtu celkových obsahov As, Cd, Cu, Hg, Pb a Zn v pôdach ihrísk v Bratislave.



Obr. 2: Dvozmerný diagram zobrazujúci hodnoty pomerov izotopov olova pre pôdy ihrísk v Bratislave a pre ďalšie komponenty, ktoré môžu prispievať k olovu v pôdach urbanizovaných oblastí

Tab. 1: Pôdne vlastnosti, celkové obsahy PTP (mg/kg) v 80 vzorkách pôd (pôdna frakcia < 150 µm) z Bratislavy, požadované obsahy PTP, pomery izotopov olova merané v 45 vzorkách pôd, biopristupné obsahy PTP (mg/kg) a biopristupné podiely PTP (% z celkového obsahu).

	Priemer	Medián	Smerodajná odchýlka	Minimum	Maximum
pH	7,69	7,82	0,42	5,81	8,42
TOC ^a (%)	2,19	2,18	0,70	1,00	3,63
Fe ^b (%)	1,64	1,45	0,51	0,86	2,64
Fe ^{HH} ^c (mg/kg)	1371	1361	175	1031	1829
Fe ^{DCB} ^d (mg/kg)	7514	7538	2166	3946	12717
Piesok (%)	61,6	63,0	11,9	32,9	84,8
Prach (%)	33,3	33,7	9,49	11,3	53,1
Íl (%)	4,80	3,16	4,82	0,04	20,0
As (6,60) ^e	8,47	8,63	2,56	2,79	14,5
Cd (0,20)	0,29	0,25	0,16	0,10	1,33
Cu (17,0)	36,1	24,0	35,5	14,0	234
Hg (0,05)	0,13	0,10	0,11	0,01	0,66
Pb (18,0)	30,9	24,0	23,7	11,0	190
Zn (55,0)	113	85,5	102	37,0	828
²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	1,1881	1,1897	0,0099	1,1598	1,2088
²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁶ Pb	2,0747	2,0720	0,0112	2,0525	2,1003
As _{SBET} ^f	1,52	1,20	0,97	0,40	5,60
Cd _{SBET}	0,13	0,09	0,15	0,03	0,99
Cu _{SBET}	18,0	9,55	23,9	3,90	142
Hg _{SBET}	0,01	0,005	0,01	0,005	0,06
Pb _{SBET}	19,2	15,4	15,8	3,40	112
Zn _{SBET}	44,5	27,6	63,0	5,00	495
BAF _{As} ^g	17,5	15,7	8,07	7,29	56,1
BAF _{Cd}	40,8	32,8	25,1	7,14	100
BAF _{Cu}	43,8	42,50	11,4	20,8	78,7
BAF _{Hg}	12,8	7,30	16,2	0,92	100
BAF _{Pb}	59,9	59,1	11,5	30,9	90,5
BAF _{Zn}	33,6	34,3	12,9	10,9	63,5

Výsvetlivky: ^a Obsah organického uhlíka; ^b Celkový obsah Fe; ^c Obsah Fe viazaný v málo kryštalických oxidoch Fe; ^d Obsah Fe viazaný na málo kryštalické spolu s kryštalickými oxidmi Fe ^e Čísla v zátvorke sú lokálne požadované obsahy PTP v pôdach podľa Čurlík a Šefčík (1999); ^f biopristupné obsahy PTP (mg/kg); ^g biopristupné podiely PTP (%)

Už podobnosť v priestorovej distribúcii celkových obsahov jednotlivých PTP poukazuje na ich spoločný pôvod. Detailnejší pohľad na pôvod PTP sa dá získať štatistickou analýzou a stanovením izotopov olova v pôdach. Obr. 2 ilustruje izotopový diagram olova, pričom si možno všimnúť relatívne široký interval hodnôt pomeru ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb (od 1,1598 po 1,2088), ktorý hovorí o tom, že PTP v pôdach ihrísk majú kombinovaný pôvod, teda pochádzajú z viacerých zdrojov. Povšimnutia hodné z obr. 2 je, že hodnoty izotopových pomerov Pb pre pôdy sa prekrývajú s izotopovým zložením Pb hnedého uhlia zo severočeských uhoľných revírov a nachádzajú sa na priamke s koncovými členmi izotopového zloženia pre olovnaté benzíny, aerosóly v Európe a dopravné emisie a izotopového zloženia Pb pre priemernú poľnohospodársku pôdu v EÚ, nekontaminované morské sedimenty a pôdy. Toto spolu s najnižšími hodnotami pomeru ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb v pôdach z centra mesta a bývalých priemyselných oblastí potvrdzuje, že spaľovanie hnedého uhlia (hlavný palivový zdroj v meste v rokoch 1940 až 1970) a dopravné emisie, najmä z obdobia pred príchodom bezolovnatého benzínu, boli významným zdrojom znečisťovania mesta Pb a sprievodnými prvkami ako As, Cd, Cu, Hg a Zn.

Biopristupnosť PTP bola vyjadrená ako biopristupná koncentrácia a biopristupný podiel, ktorý udáva koľko PTP v % z jeho celkového obsahu v pôde sa uvoľnilo do roztoku, a výsledky sú podané v tab. 1. Podobne ako celkové obsahy PTP, ich biopristupné koncentrácie i podiely boli značne premenlivé, čo súvisí s rozdielmi vo vlastnostiach pôd a jednotlivých PTP, ako aj s príslušnými celkovými obsahmi, ktoré najlepšie vystihovali variabilitu biopristupných koncentrácií všetkých PTP a dokonca biopristupných podielov typických „urbánnych“ kovov, ako je Cu, Pb a Zn. V súlade s literatúrou sa ukázalo, že najvyššiu rozpustnosť v žalúdku človeka po príjme pôdy má Pb, keď v priemere viac ako polovica z jeho celkového obsahu v pôde je biopristupná. Za ním nasleduje Cu a Cd s približne 40 %, Zn s tretinovou rozpustnosťou z jeho celkového obsahu, As s menej ako 1/5 z celkového obsahu a Hg, ktorá má najnižšiu biopristupnosť, okolo 13 %. Okrem celkových obsahov PTP, ďalšie pôdne charakteristiky tiež významne ovplyvnili biopristupnosť sledovaných prvkov. Napr. v prípade As, obidva parametre, As_{SBET} a BAF_{As} nepriamo úmerne záviseli od obsahu Fe_{DCB}, t. j. pôdy s vyšším obsahom Fe_{DCB} vykazovali nižšiu biopristupnosť As, čo je dôkazom, že pôdne oxidy železa zohrávajú dôležitú úlohu pri regulácii biopristupnosti As v tele človeka po príjme pôdy.

Zhodnotenie zdravotného rizika vyplývajúce z expozície detí voči PTP v pôdach ihrísk vychádzalo z metodiky vypracovanej US EPA. Orálny príjem pôdy prispieval najviac k nekarcinogénnemu zdravotnému riziku pre deti; jedinou výnimkou bola Hg s najväčším príspevkom cez dermálny kontakt. Hodnoty *HI* pre jednotlivé PTP klesali v poradí: As > Pb > Cu > Cd > Zn > Hg a boli nižšie ako prahová hodnota 1,0, dokonca aj integrovaný *HI* bol vo všetkých prípadoch pod 1,0. Taktiež hodnoty karcinogénneho rizika *Risk* boli nižšie ako prahová hodnota 1×10^{-5} . Spomedzi troch PTP s karcinogénnymi účinkami (As, Cd a Pb), arzén prostredníctvom orálneho príjmu pôdy je hlavným prispievateľom karcinogénneho rizika u detí (~ 60%). Na záver je možné vysloviť, že ihriská vo všetkých sledovaných materských školách, parkoch a oddychových zónach sú bezpečné z pohľadu zdravia detí, ktoré využívajú tieto vonkajšie priestory na športové a herné činnosti.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla vďaka finančnej podpory z projektu VEGA č. 1/0038/14 a VEGA 1/0597/17.

LITERATÚRA

- Hiller, E., Mihaljevič, M., Filová, L., Lachká, L. et al., 2017a: Occurrence of selected trace metals and their oral bioaccessibility in urban soils of kindergartens and parks in Bratislava (Slovak Republic) as evaluated by simple in vitro digestion procedure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 611 – 621
- Hiller, E., Filová, L., Jurkovič, E., Lachká, L. et al., 2017b: Arsenic in playground soils from kindergartens and green recreational areas of Bratislava city (Slovakia) – occurrence and gastric bioaccessibility (submitted to *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*) (under review)
- Hiller, E., Lachká, L., Jurkovič, E., Ďurža, O. et al., 2016: Occurrence and distribution of selected potentially toxic elements in soils of playing sites: a case study from Bratislava, the capital of Slovakia. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1390
- Hiller, E., Lachká, L., Jurkovič, E., Vozár, J., 2015: Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils from kindergartens and playgrounds in Bratislava, the capital city of Slovakia. *Environmental Earth Sciences*, 73, 7147 – 7156
- Hong, J., Wang, Y., McDermott, S., Cai, B. et al., 2016: The use of a physiologically-based extraction test to assess relationships between bioaccessible metals in urban soil and neurodevelopmental conditions in children. *Environmental Pollution*, 212, 9 – 17
- Johnson, D.L., Bretsch, J.K., 2002: Soil lead and children's blood lead levels in Syracuse, NY, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 24, 375 – 385
- Jusko, T.A., Henderson, C.R., Lanphear, B.P., Cory-Slechta, D.A. et al., 2008: Blood lead concentration <10 µg/dL and child intelligence at 6 years of age. *Environmental Health Perspectives*, 116, 243 – 248
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K. et al., 2005: Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives*, 113, 894 – 899
- McDermott, S., Bao, W., Tong, X., Cai, B. et al., 2014: Are different soil metals near the homes of pregnant women associated with mild and severe intellectual disability in children? *Developmental Medicine & Child Neurology*, 56, 888 – 897
- Mielke, H.W., Gonzales, C.R., Smith, M.K., Mielke, P.W., 1999: The urban environment and children's health: soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, USA. *Environmental Research*, 81, 117 – 129
- Ruby, M.V., Lowney, Y.W., 2012: Selective soil particle adherence to hands: Implications for understanding oral exposure to soil contaminants. *Environmental Science & Technology*, 46, 12759 – 12771
- US DoE, 2004: Risk Assessment Information System. US Department of Energy, Washington DC. Available online at: <https://rais.ornl.gov/>.
- US EPA, 2016: EPA ExpoBox (A toolbox for exposure assessors). U.S. Environmental Protection Agency. Available at <https://www.epa.gov/expobox>.

HYGIENICKÝ STAV PÔD VYSOKÝCH TATIER A OKOLIA

Jozef Kobza

NPPC – Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Banská Bystrica
ul. Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, j.kobza@vupop.sk

ABSTRAKT

V príspevku sa hodnotí aktuálny hygienický stav pôd Vysokých Tatier a ich okolia. Základom sledovania bola pôdna monitorovacia sieť Slovenska, ktorá zahŕňa poľnohospodárske pôdy, ako aj pôdy nad hornou hranicou lesa. V zmysle zákona č. 220/2004 Z. z. a aktualizovanej Vyhlášky č. 59/2013 o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy sa sledovali nasledovné rizikové prvky vo výluhu lúčavky kráľovskej: As, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr a Se. Súčasne sa sledovali aj hodnoty pôdnej reakcie (pH/KCl) v povrchovom organominerálnom horizonte (0 – 10 cm). Na základe dosiahnutých výsledkov možno konštatovať, že priemerné hodnoty rizikových prvkov vo vysokohorskej oblasti boli priemerné podlimitné s výnimkou kadmia, kde bola zistená jeho priemerná nadlimitná hodnota 0,90 mg.kg⁻¹. V podhorskej oblasti – na poľnohospodárskych pôdach boli priemerné hodnoty rizikových prvkov podlimitné. Výraznejšia priestorová heterogenita rizikových prvkov bola zistená vo vysokohorskej oblasti (priemerne 96 %), v podhorskej oblasti bola priestorová heterogenita nižšia takmer o polovicu (47,5 %), kde sa uplatňuje homogenizačný efekt vplyvom kultivácie najmä na orných pôdach.

Kľúčové slová: monitoring pôd, hygienický stav pôd, rizikové prvky, pôdy Vysokých Tatier

ÚVOD

Pod hygienickým stavom pôd rozumieme ich schopnosť viazať rôzne rizikové látky a neutralizovať ich vplyv (čistiaca, sanitárna schopnosť). S otázkami a názormi týkajúcimi sa hygienického stavu našich pôd sa stretávame čoraz častejšie. Je to prirodzené, veď v konečnom dôsledku ide o naše zdravie a prostredie, v ktorom žijeme a budú žiť ďalšie generácie. O emisie sa síce záujem prejavoval už dávnejšie, lebo viditeľne ničili najmä lesy, negatívny postoj verejnosti napr. k agrochemikáliám vyplýval už z tradičného odporu voči všetkému „umelému“, čo sa do pôd aplikovalo.

Vzhľadom na to, že medzinárodná konferencia Znečistené územia 2017 sa v tomto roku koná v oblasti Vysokých Tatier, zamerali sme sa v tomto príspevku práve na hygienický stav pôd v oblasti Vysokých Tatier (nad hornou hranicou lesa) a ich podhoria – prevažne poľnohospodársky využívaných pôd. Lesné pôdy sú súčasťou iného monitorovacieho systému ČMS – lesné ekosystémy realizovaného pod gesciou NLC – LVÚ Zvolen.

MATERIÁL A METÓDY

Na hodnotenie hygienického stavu pôd Vysokých Tatier a okolia sa použili dosiahnuté výsledky monitoringu pôd SR. Táto sieť zahŕňa jednak poľnohospodárske pôdy SR, ako aj pôdy nad hornou hranicou lesa. Bol sledovaný rozsah hlavných rizikových prvkov (As, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Se) vo výluhu lúčavky kráľovskej (podľa Zákona 220/2004 Z. z. a aktualizovanej Vyhlášky 59/2013 Z. z. o ochrane a využívaní pôdy) v sieti 14-tich monitorovacích lokalít spolu s pôdnou reakciou (pH/KCl). Dosiahnuté výsledky hodnotíme v povrchovom organominerálnom horizonte (0 – 10 cm), pretože pôdy vo vysokohorskej oblasti (nad hornou hranicou lesa) sú prevažne plytké až veľmi plytké.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Základné matematicko – štatistické ukazovatele jednotlivých rizikových prvkov v povrchovom horizonte (0 – 10 cm) vo vysokohorskej a podhorskej oblasti sú uvedené v tab. 1.

Arzén(As)

Z hľadiska kontaminácie pôd arzénom prichádzajú do úvahy v podmienkach Slovenska prakticky len dva zdroje výskytu As v pôde: prirodzený, viažúci sa vo väčšom množstve na geochemické anomálie, konkrétne na pomerne značný počet lokalít výskytu arzénopyritu a auripigmentu. Všetky tieto minerály sú sulfidmi s veľmi nízkou rozpustnosťou. Druhým výraznejším zdrojom sú elektrárenské popolčky a spaľovanie fosílnych palív, príp. i diaľkový prenos i zo vzdialenejších oblastí. Na základe dosiahnutých výsledkov priemerné hodnoty obsahu As vo vysokohorskej, ako aj podhorskej oblasti sú podlimitné. Dokonca aj maximálne namerané hodnoty obsahu As sú podlimitné (tab. 1).

Tab. 1: Obsah rizikových prvkov (vo výluhu lúčavky kráľovskej) v mg.kg⁻¹ a hodnoty pôdnej reakcie v pôdach oblasti Vysokých Tatier – vysokohorská a podhorská oblasť (0 – 10 cm)

Prvok	Základné štatistické ukazovatele (vysokohorská oblasť)					Základné štatistické ukazovatele (podhorská oblasť)				
	Xmin	Xmax	X	Sx	V(%)	Xmin	Xmax	X	Sx	V(%)
As	2,25	16,50	7,66	5,77	75,33	4,60	13,40	9,04	3,05	33,78
Cd	0,24	2,14	0,90*	0,72	80,11	0,10	0,42	0,25	0,11	47,63
Pb	18,30	100,00	60,21	32,13	53,36	13,80	24,60	21,08	3,83	18,16
Cu	2,99	23,43	8,53	8,48	99,44	7,83	28,30	16,58	9,09	54,86
Zn	22,20	103,00	47,98	31,86	66,40	50,90	86,10	66,70	12,21	18,30
Ni	1,05	26,20	8,42	10,08	119,62	6,49	47,50	22,30	17,76	79,61
Cr	1,99	56,02	13,74	23,67	172,32	20,01	69,10	47,28	16,93	35,82
Se	0,10	0,31	0,15	0,10	68,85	0,09	0,47	0,27	0,20	75,46
pH/KCl	3,00	3,57	3,30	0,27	8,10	4,47	6,08	5,12	0,63	12,38

Vysvetlivky: Xmin – minimálna hodnota, Xmax. – maximálna hodnota, X – aritmetický priemer, Sx – smerodajná odchýlka, V – variačný koeficient, * nadlimitná hodnota

Kadmium (Cd)

Cd je značne rizikový prvok, najmä v kyslom prostredí, kedy je značne pohyblivý. Cd sa vyskytuje v sulfidických mineráloch (sfalerit, wurtzit a iné sulfidy), z ktorých najmä prvý je na Slovensku veľmi častým minerálom. Priemerný obsah Cd vo vysokohorskej oblasti je nadlimitný, v podhorskej oblasti je podlimitný. Najvyššia hodnota obsahu Cd bola nameraná v západnej časti Tatier pod Brestovou (2,14 mg.kg⁻¹), čo môže byť spôsobené skôr diaľkovým prenosom Cd a jeho zvýšenou akumuláciou vo vyšších polohách Tatier, pretože prirodzený obsah Cd v kyslých horninách je pomerne nízky (0,05-0,2mg.kg⁻¹) (Adriano, 2001).

Olovo (Pb)

Prírodnými zdrojmi Pb sú predovšetkým rudné minerály z nich na území Slovenska je veľmi rozšírený galenit (PbS), menej pyromorfit. Z geochemického hľadiska je veľmi dôležitý jeho výrazne sulfofilný charakter (Polański a Smulikowski, 1978), ktorý podmieňuje jeho nízku rozpustnosť. Priemerné obsahy Pb sú podlimitné vo vysokohorskej, aj v podhorskej oblasti (tab. 1), pričom vyššie hodnoty boli zistené vo vysokohorskej oblasti.

Meď (Cu)

Meď je typickým chalkofilným prvkom. Najviac sa vyskytuje v ultrabázických až intermediárnych horninách, najmenej v kyslých a karbonátových horninách (Čurlík a Šefčík, 1999). Priemerné obsahy Cu sa tu pohybujú v rozpätí 8,53 – 16,58 mg.kg⁻¹ (tab. 1), čo sú hodnoty podlimitné. Vyššie hodnoty Cu boli zistené v podhorskej oblasti.

Zinok (Zn)

Zinok je chalkofilný prvok, ktorý sa koncentruje v jednoduchých sulfidoch (ZnS – sfalerit). Zinok je za rizikový prvok považovaný len pri vysokých hodnotách jeho obsahu v pôde (nadlimitné hodnoty). Pri nižšom obsahu je dôležitou mikroživinou. Na základe nami dosiahnutých údajov, priemerný obsah Zn v hodnotenom regióne sa pohybuje v rozpätí 47,98 – 66,70 mg.kg⁻¹, čo sú hodnoty podlimitné (MPRV SR, 2013).

Nikel (Ni)

Obsah Ni je podobne ako pri Cu najvyšší v ultrabázických horninách (až 2000 mg.kg⁻¹) a postupne sa jeho obsahy znižujú smerom ku kyslým granitickým horninám (Čurlík a Šefčík, 1999). Priemerný obsah Ni v hodnotenom regióne sa pohybuje v rozpätí 8,42 – 22,30 mg.kg⁻¹ (tab.1), čo sú hodnoty výrazne podlimitné (MPRV SR, 2013).

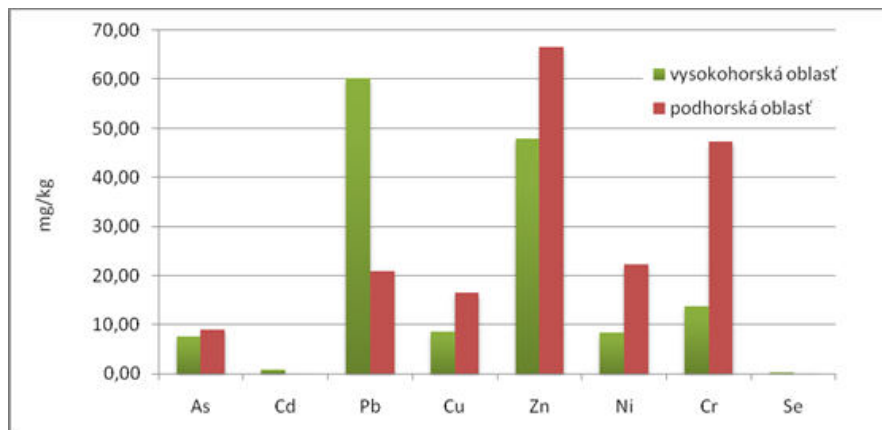
Chróm (Cr)

Prírodných zdrojov Cr je v našich podmienkach značne obmedzený počet. Jednotlivé pôdne typy sa vyznačujú značnou variabilitou obsahov Cr, v rozpätí 7 – 150 mg.kg⁻¹ (Čurlík, 2011). Potvrdilo sa to aj v našom prípade, kde koeficient variability (V) sa pohybuje v rozpätí 35,82 – 172,32 %. Priemerný obsah Cr v hodnotenom území sa pohybuje v rozpätí 13,74 – 47,28 mg.kg⁻¹, čo je obsah výrazne podlimitný (MPRV SR, 2013).

Selén (Se)

Povrchové horizonty pôd vo svete obsahujú priemerne $0,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ Se (Kabata-Pendias a Pendias, 1992). V hodnotenom regióne sa priemerný obsah Se pohybuje v rozpätí $0,15 - 0,27 \text{ mg.kg}^{-1}$, čo je obsah podlimitný (MPRV SR, 2013) a prakticky kopíruje celoslovenský priemer obsahu Se v pôdach SR – $0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Kobza a kol., 2014). Tento prvok sa vyznačuje pomerne značnou variabilitou, o čom svedčia vysoké hodnoty koeficientu variability ($V = 68,85 - 75,46 \%$, tab. 1) a čo sme potvrdili už aj v predchádzajúcej práci (Kobza a kol., 2014) pri hodnotení hygienického stavu pôd Slovenska.

Pomerné zastúpenie jednotlivých rizikových prvkov vo vysokohorskej a podhorskej oblasti Vysokých Tatier je graficky znázornené na nasledovnom obr. 1.



Obr. 1: Zastúpenie rizikových prvkov v pôdach vo vysokohorskej a podhorskej oblasti Vysokých Tatier

Na základe uvedeného grafického znázornenia vidieť, že vo vysokohorskej oblasti Vysokých Tatier boli vyššie obsahy Cd a najmä Pb oproti podhorskej oblasti, čo môže súvisieť s ich diaľkovým prenosom. Ostatné prvky mali vyššie obsahy v podhorskej oblasti, i keď boli podlimitné.

ZÁVER

Na základe dosiahnutých výsledkov možno konštatovať, že hygienický stav pôd Vysokých Tatier – vysokohorskej a podhorskej oblasti – je uspokojivý. Namerané hodnoty rizikových prvkov boli prevažne podlimitné, priemerné nadlimitné bolo Cd vo vysokohorskej oblasti. V podhorskej oblasti boli všetky priemerné obsahy rizikových prvkov podlimitné, i keď lokálne boli namerané aj nadlimitné hodnoty niektorých prvkov – napr. Cd pri Batizovciach, Ni pri Zuberici a Se pri Lieseku na Orave.

LITERATÚRA

Adriano, D.C. (ed.), 2001: Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York, Berlin, Heilderberg, 1 – 866

Čurlík, J. a Šefčík, P., 1999: Geochemický atlas SR. Časť V. Pôdy. MŽP SR. VÚPOP Bratislava, 1999, 1 – 99

Čurlík, J. 2011. Potenciálne toxické stopové prvky a ich distribúcia v pôdach Slovenska. PF UK Bratislava, 2011, 462 s. ISBN 978-80-967696-3-6.

Kabata-Pendias, A. a Pendias, H., 1992: Trace elements in soils and plants. CRC Press London, 2nd edition, 1 – 365

Kobza, J., Barančíková, G., Dodok, R., Hrivňáková, K., Makovníková, J., Pálka, B., Pavlenda, P., Schlosserová, J., Styk, J., Širáň, M., 2014: Monitoring pôd SR. Súčasný stav a vývoj monitorovaných vlastností pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využívaniu (2007 – 2012). NPPC-VÚPOP Bratislava, 1 – 252

MPRV SR, 2013: Vyhláška MPRV SR č. 59/2013 Z. z., ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška MP SR č. 508/2004 Z. z., ktorou sa vykonáva § 27 zákona č. 220/2004 Z. z. v znení neskorších predpisov.

Polański, S.A. a Smulikowski, K., 1978: Geochémia. SPN Bratislava, 1 – 607

ENVIRONMENTÁLNE ZÁŤAŽE A ÚZEMNÉ PLÁNOVANIE

Anna Dobrucká

Združenie pre urbanizmus a územné plánovanie na Slovensku
Panská 15, 8110 1 Bratislava, adobrucka@gmail.com

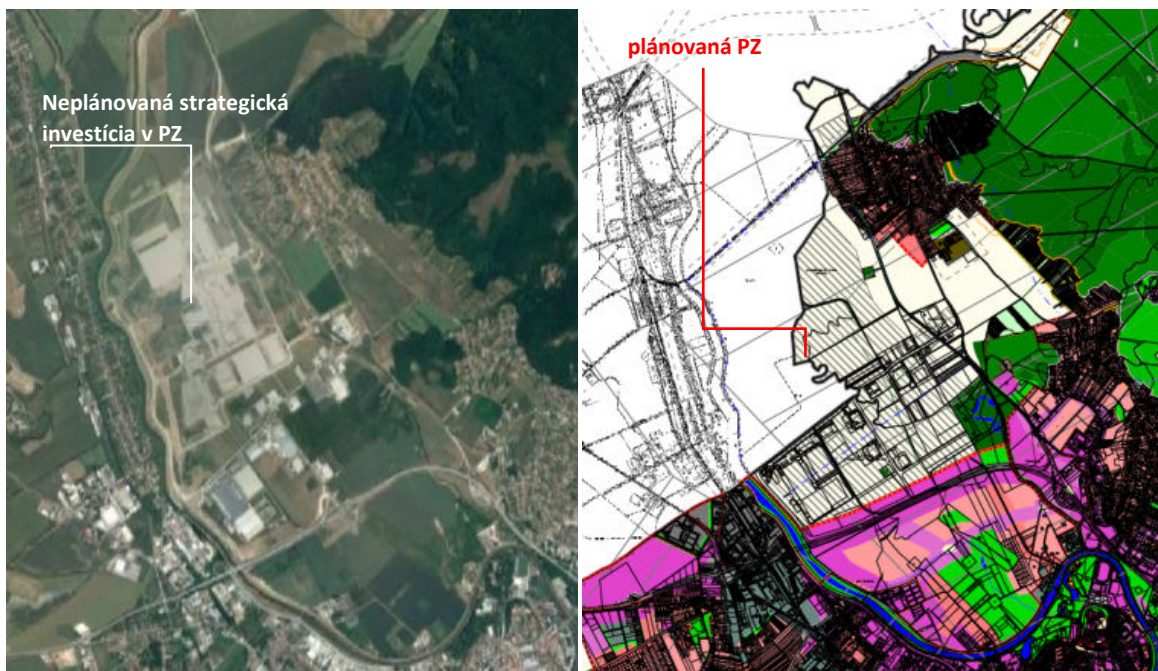
Kľúčové slová: urbanizmus, územné plánovanie, zaťažené územia, revitalizácia, regenerácia, krajina, zodpovednosť

Urbanizmus je súborom vedeckých a umeleckých metód a postupov využívaných pri zakladaní a formovaní sídiel v krajine. Urbanizmus sa uplatňuje pri plánovaní miest, sídelných celkov i krajiny, v strede záujmu urbanistov je človek, jeho potreby a kvalita jeho prostredia. Nástrojom na realizáciu zvoleného urbanistického konceptu je územný plán. Územný plán (Zákon č. 50/1976 Zb. v znení neskorších predpisov) stanovuje regulatívy priestorového usporiadania a funkčného využívania územia, definuje urbanistickú koncepciu, vymedzuje verejný záujem, posudzuje dôsledky zmien na územie, sleduje ekologickú stabilitu a tiež únosnosť zaťažovania územia. Výsledkom územného plánovania je dlhodobá perspektíva rozvoja, stanovenie zásad a regulácie rozvoja smerujúce k zvolenému urbanistickému konceptu. Jedným z cieľov kvalitného územného plánu je ochrana a podpora verejného záujmu s dôrazom na kvalitu života, kvalitu sídla i životného prostredia. To je tiež dôvod, prečo je potrebné územný plán potom brať ako záväzný, prierezový a strategický dokument, ktorým by sa mal riadiť každý subjekt v území vrátane strategických investorov.

V súlade s mainstreamovými vyjadreniami a v súlade so stavebným zákonom by sme mali uviesť, že plánovanie u nás smeruje k udržateľnému rozvoju, čo však vzhľadom na prioritu štátu, ktorou je jednoznačne ekonomický rast, ťažko tvrdiť. Ekonomickému rastu sa totiž v súčasnosti podriaďujú všetky ciele. Kvalita sídiel a krajiny tak zodpovedá skôr hodnotovému rebríčku spoločnosti než svetovým trendom. V súčasnosti koncept udržateľného rozvoja ustupuje konceptu *smart* (smart-cities, smart-region), ktorý je pre niekoho konceptom *inteligentného mesta/regiónu* s uplatňovaním hlavne informačných technológií, pre iných je to zase princíp komplexnosti a integrity, zahŕňajúci i koncept udržateľného rozvoja (napr. koncept rozvoja mesta Viedeň). Mnohé mestá a obce nemajú žiaden jasný urbanistický koncept rozvoja a sú vo vleku developerov. Navyše sa v súčasnosti plánovanie spochybňuje a znevažuje. Architekt Peter Žalman dokonca verejne konštatuje (a súhlasia s ním mnohí urbanisti), že urbanizmus a územné plánovanie sú už mŕtve, stavia sa živelne a bez rešpektovania územných plánov. My dodávame, že toto sa deje i s podporou štátu, pretože Ministerstvo výstavby (MDVRR SR) zrušilo URBION – metodickú organizáciu, ktorá mala byť inštitúciou pre integrované a socioekonomické plánovanie, sledujúcou tiež medzinárodné trendy. ZUUPS (Združenie pre urbanizmus a územné plánovanie na Slovensku) dlhodobo požaduje opätovné vybudovanie URBIONu a jeho organizačných zložiek, akými kedysi boli Útvary územného rozvoja a architektúry, ktoré poskytovali obciam odborné poradenstvo, konzultácie, informácie, technickú pomoc a harmonizáciu zámerov i záujmov v území a integrovali územné, regionálne, krajinné a priestorové plánovanie do jedného útvaru, čo eliminovalo tlaky lobistov.

Metodika tvorby Územného plánu obce spracovaná ešte URBIONom v roku 2012 (autor Ing. arch. Martin Baloga a kol.) kládla urbanistický koncept a krajinársky koncept na jednu úroveň a profesie architekta a krajinného architekta definovala ako rovnocenných lídrov tvorby územného plánu. Územný plán mal tak v istej časovej perspektíve riešiť tiež staré záťaže a obmedzovať vznik nových záťaží. Ak má územný plán pracovať so zaťaženými územiami, potom si treba definovať *zaťažené územie*. Z hľadiska kvality životného prostredia sú to jednak *environmentálne zaťažené územia* (znečistenie územia, ktoré predstavuje závažné riziko pre ľudské zdravie alebo pre horninové prostredie, podzemnú vodu a pôdu), z hľadiska rozvoja územia sú to brownfieldy (deštruované, nevyužité či opustené územia) a blackfieldy (extrémne kontaminované územie rôznymi nebezpečnými látkami, ktoré limitujú ďalšie využívanie daného územia). V ČR sa tieto lokality označujú tiež termínom *deprimujúca zóna*. Je to dané tým, že viaceré štúdie (SRN, USA ai.) dokázali, že deštruované územie, rozpadajúce sa či narušené mestá negatívne vplyvajú psychiku človeka, spôsobujú depresie, agresivitu, vandalizmus, kriminalitu apod. Zaťažené územia sú súčasťou krajinej alebo urbánnej štruktúry a nemožno ich v územných plánoch ignorovať. Tieto územia totiž predstavujú zároveň aj istý potenciál pre nový rozvoj územia, a preto je potrebné tieto územia regenerovať a využiť. Pod regeneráciou sa rozumie využitie brownfieldov (nová funkcia, prestavba, vyššia kvalita), dekontaminácia blackfieldov (náročné čistenie územia od škodlivých látok často spojené s výmenou pôdy apod.) i rekultivácia (obnova krajiny) či iné opatrenia (napr. začlenenie územia do krajiny, tvorba bariér apod.). To však platí v prípade, že sa zaťažené územie dá ohraničiť. V súčasnosti však sledujeme i nové typy záťaže v území, ktoré spôsobujú chaos, dezorientáciu i deštrukciu osobnosti, a to napr. strata génia loci či identity (odstraňovanie historických objektov, zmena tradičného obrazu mesta/obce, zastavanie priehľadov, narušenie veduty, nevhodné prestavby apod.), výstavba bez ľudskej mierky

(megalomanské stavby, agresívna architektúra, zmena tradičného urbanizmu, prehustovanie objektov, zastavanie úrodnej pôdy, výstavba v chránených územiach ai.), vizuálny *smog* (prílišná farebnosť objektov, priveľa veľkoplošných reklám, rôzne vizuálne impakty), odstraňovanie zelene (tvorba nefudských námestí, zastavovanie plôch zelene i parkov, strata oddychových miest, výruby alejí, sprievodnej zelene tokov a komunikácií, apod.), nevhodnosť materiálov (vnášanie mestských prvkov, tvarov a materiálov do vidieckych obcí, cudzokrajné vzory, futurizmus na vidieku), strata biodiverzity (veľkoplošné hospodárenie, vysušovanie pôdy, spevnené plochy, tvorba prehriatych území, regulovanie tokov, zmena krajinného obrazu, nevhodné druhové zloženie) i zvýšený populačný tlak (neúnosný nápor turistov, preťaženie dopravou, vytváranie nových zaťažených území) apod. Ak má byť územný plán vizionársky a ak má eliminovať vznik nových brownfieldov, musí sa riešiť v predstihu pred umiestnením investície (aj strategickej), musí byť komplexný a musí platiť jeho záväznosť. Mestá a obce musia byť na investície pripravené (aj na strategické investície), aby sa nedostali do problémov ako Nitra s príchodom automobilky Jaguar. O priemyselnej zóne na najkvalitnejších pôdach rozhodol v roku 2006 nezodpovedne vtedajší primátor (napriek negatívnemu výsledku EIA) a do nej bola umiestnená strategická investícia. Mesto nebolo na ňu pripravené a teraz kolabuje. Z dlhodobého hľadiska vzniká pri Nitre obrovská zastavaná plocha – zrejme budúci brownfield. Je to negatívny príklad plánovania bez overenia únosnosti záťaže v území.



Priemyselná zóna Západ – 2016, Nitra (zdroj Google)

Územný plán – ZaD č. 1 – 4, r.2013 (zdroj www.nitra.sk)



Zahájenie výstavby závodu Jaguar-Land Rover, rok 2014, foto: Michaela Mederlyová

POZITÍVNE PRÍKLADY RIEŠENIA ZAŤAŽENÝCH ÚZEMÍ

SRN od roku 1951 využíva systém krajinárskych výstav na prekonanie hospodárskych kríz, na udržateľný rozvoj i na odstraňovanie brownfieldov. V 90.tých rokoch 20.storočia tento systém začalo uplatňovať i Rakúsko a krajinársku výstavu už 3 × usporiadalo i mesto Cheb v ČR v spolupráci s prihraničnými mestami v SRN.

RONNENBURG, SRN

Územie o výmere cca 800 ha bolo v minulosti vojenským priestorom sovietskych vojsk. V rokoch 1946 – 1990 tu boli povrchové uránové bane hlboké 240 m, ťažbu realizovala akciová spoločnosť WISMUT. Do roku 1990 bol urán vyťažený, sovietske vojská odišli a zostali štyri obrovské skládky v podobe 100-metrových kužeľov, ktoré tvorili súčasť krajinného obrazu. Obyvatelia si na ne zvykli a zdravotné riziko nevnímali. V roku 1990 prišlo rozhodnutie o zrušení skládok. Odborníci z Duryňanského ministerstva životného prostredia považovali kužeľe za veľké riziko pre životné prostredie a zdravie obyvateľov. Projekt revitalizácie územia sa začal riešiť v roku 2002, realizácia začala v roku 2004, náklady boli 6,3 miliardy eur. Terén bol upravený, krajina rozkvitla, dobudovali sa mosty a komunikácie, vybrané budovy sa premenili na múzeum a v roku 2007 sa konala federálna krajinárska výstava BUGA. O efektívnosti týchto úprav sa dá pochybovať, pretože v Ronnenburgu žije len 5 800 obyvateľov, z toho je 35 % dôchodcov a 20 % nezamestnaných. Napriek tomu krajina je dnes živá, využívaná, upravená, funkčná a pripravená pre nasledujúce generácie. Je to ukážka, ako sa môže (samozrejme s finančnou podporou štátu) revitalizovať blackfield.

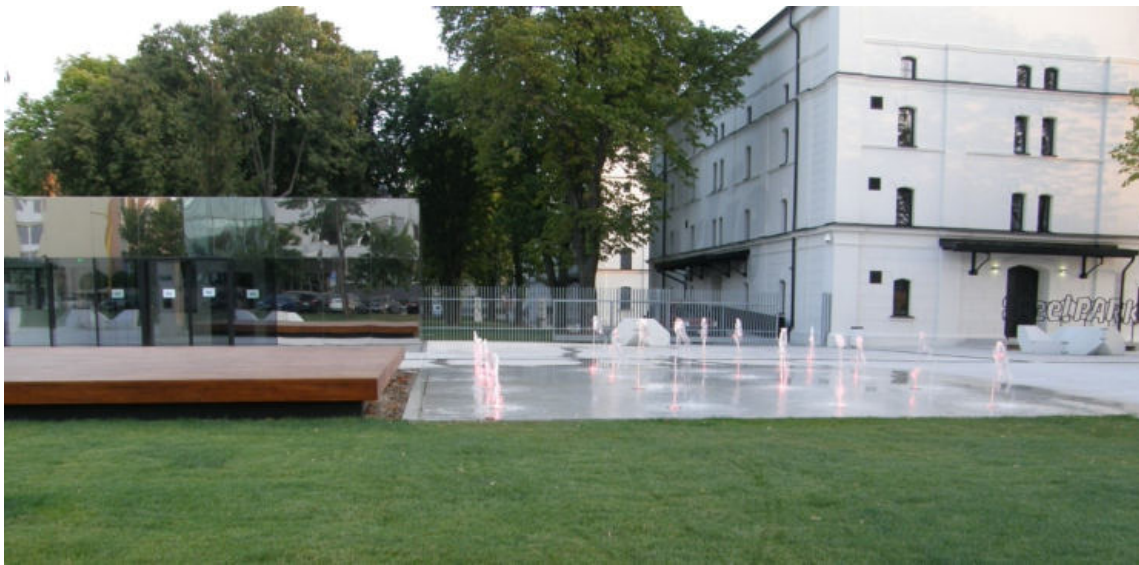


Vojenský priestor Ronnenburg, SRN, výstavná plocha BUGA 2007, dnes funkčná krajina, foto: autor

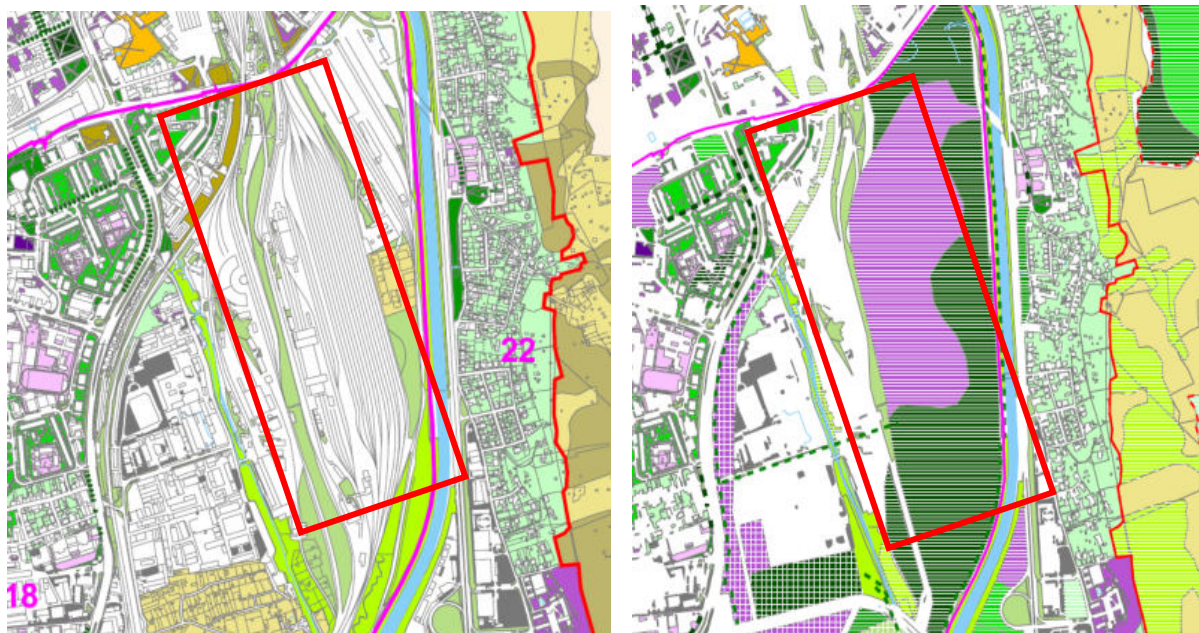
KOŠICE

Vojenské kasárne kpt. Jaroša medzi ulicami Rastislavova, Vojvodská a Mlynárska stratil svoju pôvodnú funkciu, objekty sa nevyužívali a areál chátral napriek tomu, že išlo o historicky i architektonicky zaujímavé objekty postavené ešte za čias monarchie. K ich rekonštrukcii došlo v rámci projektu Košice – Európske hlavné mesto kultúry 2013. Cieľom projektu bolo získať a upraviť nové urbánne plochy pre potreby mesta, a to regeneráciou brownfieldov a nevyužitých plôch, okrem iných aj objektov kasární. Náklady na regeneráciu kasární boli 24 miliónov eur. Zámer projektoval architekt Irakli Eristavi s tímom, pričom vytvorili objekty dnes využívané na výstavy, štúdio, knižnicu, kreatívnu fabriku apod., takže vzniklo komplexné zázemie pre tvorbu, prezentáciu a podporu umenia a súčasnej kreatívnej, autenticknej a experimentálnej kultúry. Cieľom kultúrneho centra je poskytovať priestor pre tvorbu a prezentáciu kvalitnej multizánrovej umeleckej produkcie. Pred objektmi vznikla veľká spevnená plocha pre masové kultúrne akcie. Medzi blokmi bola ponechaná plocha zelene so vzrastlými stromami, takže medziblokový priestor poskytuje pohodu, pokoj a príjemné zatienené prostredie.

Košice vo svojich odvážnych zámeroch pokračujú. Najnovšie ide o nákladnú vlakovú vlečku, ktorá je v bezprostrednej blízkosti starého mesta. Vlaková vlečka tvorí mohutnú bariéru pre lepšiu dostupnosť centra mesta najmä obyvateľmi z juhu a pre lepšiu mobilitu občanov. Vlečka navyše zaťažuje územie hlukom, emisiami a znečisťuje pôdu ropnými látkami. Jej odstránenie iniciovala urbanisticko-krajinárska štúdia *Zeleň mesta Košice* (2014), ktorá bola spracovaná pre potreby územného plánu ako územnoplánovací podklad. Táto myšlienka nebola síce nová, avšak dovtedy mestom nebola akceptovaná. Pri súčasnej tvorbe územného plánu sa téma odstránenia vlakovéj vlečky javí ako perspektívna, v rámci konceptu územného plánu je návrh, aby vlečka bola priestorovo eliminovaná alebo vysunutá do inej lokality. Táto téma sa stala teda aktuálnou v rámci tvorby územného plánu. Ďalšie využitie územia bude potom zrejme predmetom následných štúdií. Odstránenie vlečky je začínajúci a dlhodobý proces, avšak pre udržateľný rozvoj mesta bude nepochybne potrebný. Ak sa navrhovaná zmena využitia územia akceptuje a potvrdí v územnom pláne, potom mesto získa plochu pre bývanie i pre nový park priamo pri centre mesta, a tým sa tiež zlepší kvalita bývania v meste. Je potrebné konštatovať, že mesto Košice robí kroky, ktorými smeruje k udržateľnému mestu. Zrejme je to dané i tým, že mesto má kvalitné vedenie a silný útvar hlavného architekta, ktorý investičné zámery usmerňuje. Avšak skutočná zmena funkcie bude jasná až po schválení nového územného plánu mesta.



Kasárne kpt. Jaroša, dnes Kulturpark Košice 2013, foto autor



Územie s vlečkou – stav, Košice, Štúdia 2014

Nové funkcie v území, Košice, Štúdia 2014

ZÁVER

Sme presvedčení, že investícia do odstraňovania environmentálnych záťaží a predchádzanie ich vzniku musí byť jednou z priorit spoločnosti na všetkých úrovniach plánovania a rozhodovania. Dôvod je jednoduchý: populácia rastie a zdroje sa mňajú, resp. sa stávajú nepoužitelnými či nedostupnými. Neexistuje teda iná možnosť, len udržať život pri živote skvalitnením životného prostredia, plánovaním, zodpovedným riadením, financovaním opatrení na zlepšenie stavu životného prostredia a zodpovednosťou každého jednotlivca v prístupe k územiu.

LITERATÚRA

Architekt Žalman:

<https://zurnal.pravda.sk/rozhovory/clanok/425867-architekt-zalman-bratislava-sa-dostava-na-prah-moznosti-kriteriom-je-iba-zisk/>

Dobrucká, A., 2013: Mestská zeleň Košice. Urbanisticko-krajinárska štúdia 2013, investor Mesto Košice

Moos, P. a kol., 2016: Praha-Viedeň: Možnosti cesty k SMART CITY ve střední Evropě. BEZK, zs. s Praha a MÚVS ČVUT 2016, ISBN: 978-80-905254-8-1

Petrikova, D., Finka, M. a kol., 2013: Příručka pro regeneraci brownfieldov BROWNTRANS. SPECTRA 2013, grant Leonardo da Vinci Fund č. 11310 1614

ZHODNOTENIE VÝSLEDKOV MONITOROVANIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH SLOVENSKA

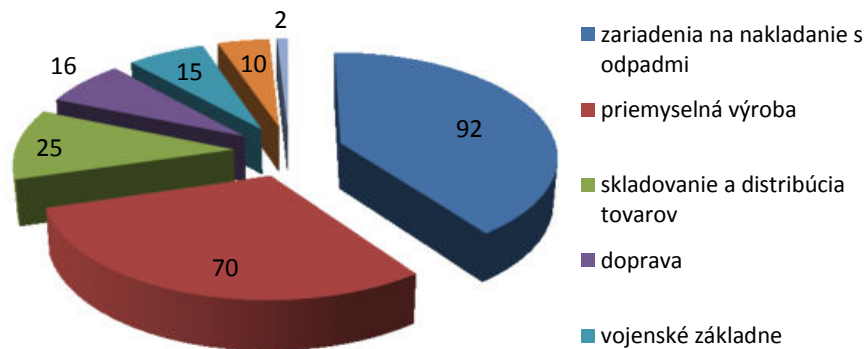
Róbert Jelínek, Jozef Kordík, Igor Slaninka, Jana Mikušová

Štátny geologický ústav Dionýza Štúra
Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava 11

Kľúčové slová: environmentálna záťaž, monitorovanie, znečistenie, podzemná voda, ekonomické činnosti

Štátny geologický ústav Dionýza Štúra (ŠGÚDŠ) realizoval v rokoch 2012 až 2015 geologickú úlohu s názvom „Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky“ (akronym MEZ), ktorej hlavným cieľom bol návrh a realizácia monitorovacích systémov pre 161 vybraných environmentálnych záťažiach (EZ) na Slovensku. Výsledky tejto úlohy sú zhrnuté v záverečnej správe Kordík et al. (2015). V súčasnosti monitorovanie vybraných environmentálnych záťaží prebieha v rámci programu udržateľnosti geologickej úlohy do roku 2020. Od októbra 2016 ŠGÚDŠ zabezpečuje aj monitorovanie EZ na 83 lokalitách (z toho 14 lokalít MEZ) v rámci novej geologickej úlohy „Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – 1. časť“ (ZMEZ1). ŠGÚDŠ ďalej realizuje aj monitorovanie kvality predovšetkým podzemnej vody na 81 lokalitách EZ v rámci udržateľnosti úloh sekcie geológie a prírodných zdrojov MŽP SR, týkajúcich sa prieskumov a sanácií environmentálnych záťaží riešených v období rokov 2012 – 2015 (MEZ3).

Predmetný článok sa zaoberá zhodnotením vybraných výsledkov znečistenia podzemnej vody na 230 lokalitách MEZ a ZMEZ1. Hodnotené lokality predstavujú širokú škálu ekonomických činností, ktoré sa v nich vykonávajú alebo v minulosti vykonávali. Na základe IS EZ boli hodnotené lokality rozdelené do 7 hlavných ekonomických činností (obr. 1) a 40 podrobnejších ekonomických aktivít, resp. druhov činnosti.



Obr. 1: Zastúpenie ekonomických činností na hodnotených lokalitách MEZ a ZMEZ1

Najpočetnejšiu skupinu ekonomických činností hodnotených lokalít tvoria „zariadenie na nakladanie s odpadmi“ (96 lokalít), nasleduje „priemyselná výroba“ (70) a „skladovanie a distribúcia tovarov“ (25). Ďalej nasleduje doprava, ktorú tvoria hlavne železničné depá a stanice. Do najmenej skupiny „iné“ sú zaradené zväčša nelegálne vypustenia znečisťujúcich látok.

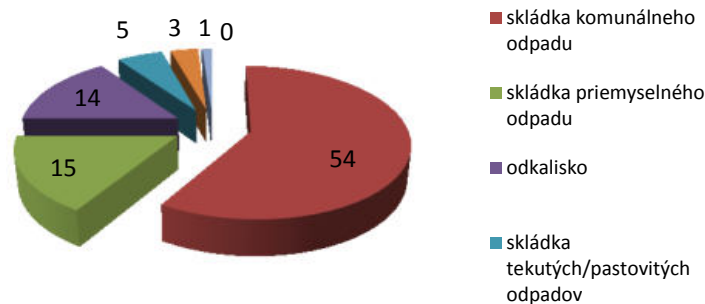
Ako je možné vidieť z grafu na obr. 2a, zariadenia na nakladanie s odpadmi tvoria prevažne skládky komunálneho odpadu (54 lokalít), skládky priemyselného odpadu (15) a odkaliská (14). Z priemyselnej výroby (obr. 2b) je najviac zastúpená strojárka výroba (20 lokalít), výroba chemikálií (10) a spracovanie a povrchová úprava kovov (8). Ostatné činnosti sú približne rovnomerne zastúpené.

Zo sledovaných geochemických médií má pri monitorovaní environmentálnych záťaží vo všeobecnosti najväčší význam podzemná voda. Z uvedeného dôvodu sa aj odber vzoriek a realizácia chemických analýz zameriavala najmä na chemické zloženie a kvalitu podzemných vôd v rámci určených lokalít. K sledovanému obdobiu od roku 2013 do apríla 2017 bolo odobraných a analyzovaných 5 220 vzoriek podzemných vôd, z toho väčšina z novo vybudovaných vrtov (3 708 vzoriek), 691 vzoriek z rekonštruovaných vrtov, 586 vzoriek z existujúcich nerekonštruovaných vrtov a 235 vzoriek z iných objektov, ako sú napr. studne alebo pramene.

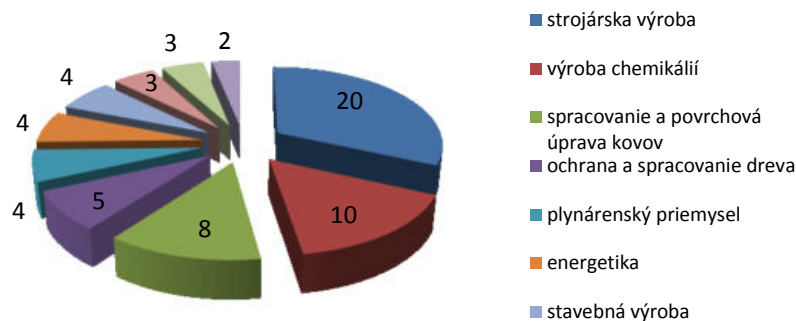
Na základe stanoveného chemického zloženia sa dá povedať, že v chemickom zložení podzemných vôd prevláda pri katiónoch makroprvkov zastúpenie vápnika. Z ďalších katiónov nasledujú sodík, horčík a draslík. Pri

aniónoch dominuje obsah hydrogénuhličitanov, ďalej nasledujú sírany, chloridy a dusičnany. Chemické zloženie podzemných vôd v zmysle obsahu hlavných zložiek je v okolí environmentálnych záťaží často zmenené a posúva sa zo štandardných typov (napr. Ca-Mg-HCO₃ typu) k typom s výraznejším zastúpením látok sekundárneho pôvodu (Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻), čo sa prejavuje na častom výskyte antropogénne zmenených typov vôd ako sú napr. Ca-Na-Cl-HCO₃, Ca-Mg-HCO₃-SO₄ typy atď.

a)



b)



Obr. 2: Zastúpenie ekonomických aktivít v súvislosti so a) zariadeniami na nakladanie s odpadmi, b) priemyselnou výrobou

Znečistenie sa často prejavuje aj zvýšením celkového obsahu rozpustených látok. Priemerná hodnota celkovej mineralizácie bola pre vzorky podzemných vôd vypočítaná na úrovni 903,8 mg.l⁻¹, čo už je zvýšená hodnota v porovnaní s požadovými hodnotami, ktoré sa v závislosti od prírodných podmienok pohybujú väčšinou v intervale 300 – 600 mg.l⁻¹. Priemerná hodnota celkovej mineralizácie však neodrzkadľuje jej extrémne maximálne hodnoty, ktoré boli namerané na lokalitách spojených so zariadeniami na nakladanie s odpadmi (skládky priemyselného, komunálneho odpadu a odkaliská), pričom maximálna hodnota predstavujúca 15 954 mg.l⁻¹ bola zaznamenaná v prípade skládky priemyselného odpadu Hlohovec-Šulekovo – Fe kaly. Vysoké hodnoty celkovej mineralizácie boli zaznamenané aj v súvislosti s priemyselnou výrobou, ako príklad môžeme uviesť výrobu chemikálií na lokalite Nováky NCHZ – areál závodu (5 836 mg.l⁻¹), ako aj lokalitu Sereď – Niklová huta – areál bývalého podniku (4 552 mg.l⁻¹), ktorej činnosť je spojená so spracovávaním kovov.

Podobne aj hodnota pH sa pri environmentálnych záťažiaciach môže prejavovať rôzne. V priemere bola hodnota pH podzemných vôd zistená na úrovni prakticky neutrálnej (7,12), ale v extrémoch môže dosahovať či už nízke hodnoty (minimum 4,88) alebo naopak maximá až nad 10. Extrémne hodnoty pH sa však vyskytujú pomerne ojedinele a sú spojené so špecifickou situáciou na lokalite (napr. zásadité pH sa prejavuje na lokalitách spojených so zariadeniami na nakladanie s odpadmi, ako napr. Žiar nad Hronom – kalové pole, Istebné – OFZ – halda trosky, Svit – skládka Chemosvit, naopak kyslejšie hodnoty možno nájsť na lokalite Hlohovec-Šulekovo – Fe kaly). Tieto extrémne hodnoty pH sú však zvyčajne z priestorového hľadiska obmedzené, nakoľko neznečistené horninové prostredie pri obehú podzemnej vody môže mať pomerne rýchly vplyv na posun pH smerom k bežne sa vyskytujúcim (požadovým) hodnotám.

Výsledky jednotlivých analýz potvrdili, že na viacerých hodnotených lokalitách environmentálnych záťaží došlo k prekročeniu IT alebo ID kritérií podľa smernice MŽP SR č.1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. Prehľad o početnosti výskytu prekročenia IT a ID kritérií vybraných kontaminujúcich látok obsahuje tab. 1.

Tab. 1: Počet lokalít s hodnotou daného ukazovateľa (skupiny ukazovateľov) v podzemných vodách prekračujúcou IT a ID kritérium zo smernice MŽP SR č.1/2015–7 aspoň v jednom objekte

Symbol	Názov ukazovateľa/skupiny ukazovateľov	Počet lokalít s prekročením hodnoty	
		ID	IT
Základné ukazovatele			
TOC	celkový organický uhlík	165	107
ChSK _{Mn}	chemická spotreba kyslíka manganistanom draselným	99	59
Vodivosť	merná elektrolytická vodivosť	58	29
UI	uhl'ovodíkový index (C ₁₀ –C ₄₀), ropné látky	42	33
RL	celkové rozpustné látky	17	17
FNI	fenolový index	10	7
Anorganické látky			
NH ₄ ⁺	amónne ióny	114	85
Cl ⁻	chloridy	69	43
B	bór	58	9
NO ₂ ⁻	dusitany	31	26
CN	celkové kyanidy	7	4
F ⁻	fluoridy	7	4
Kovy			
As	arzén	33	22
Sb	antimón	18	15
Ba	bárium	11	3
Zn	zinok	9	4
Cd	kadmium	8	6
Ni	nikel	7	5
Mo	molybdén	6	5
Cr	chróm	5	4
Cu	meď	3	2
V	vanád	3	1
Co	kobalt	2	2
Monocyklické aromatické uhl'ovodíky			
C ₆ H ₆	benzén	14	11
C ₈ H ₁₀	etylbenzén	4	4
C ₇ H ₈	toulén	4	2
	xylény	4	3
Polycyklické aromatické uhl'ovodíky			
	chryzén	19	11
	naftalén	8	7
	antracén	4	4
	pyrén	4	4
PAU	polycyklické aromatické uhl'ovodíky celkom	10	7
Chlórované alifatické uhl'ovodíky			
CH ₂ CHCl	chlóretén (vinylchlorid)	34	28
Polycyklické aromatické uhl'ovodíky			
PCB	polychlórované bifenyly	1	1

Z hľadiska početnosti výskytu znečisťujúcich látok v podzemných vodách môžeme konštatovať, že najčastejšie dochádzalo na jednotlivých lokalitách monitorovaných environmentálnych záťaží k prekročeniu IT alebo ID u TOC, čo je však ovplyvnené aj príliš nízkou limitnou hodnotou kritérií IT a ID (5 resp. 2 mg.l⁻¹). Priemerné hodnoty TOC sa pohybovali od 1,39 mg.l⁻¹ v prípade ťažby nerastných surovín (napr. Špania Dolina – flotačná úpravná TOC v priemere 1,54 mg.l⁻¹) do 8,38 mg.l⁻¹ u zariadení na nakladaní s odpadmi, kde však extrémne vysoké priemerné hodnoty dosahovali viac ako 36 mg.l⁻¹ na lokalite Bojná – skládka TKO A (stará).

Zo znečistením zo skládok, ako aj niektorých iných druhov kontaminácie, súvisí aj častý výskyt zvýšeného obsahu NH₄⁺, Cl⁻ a ChSK_{Mn}. Skupina ukazovateľov reprezentovaná skratkou „CIU“ (alifatické chlórované uhl'ovodíky) taktiež pomerne často prekračuje dané kvalitatívne kritériá. Napríklad IT kritérium prekročila niektorá z týchto látok aspoň v jednom objekte až pri 40 lokalitách EZ, čo je približne 25 % zo všetkých sledovaných lokalít. Z organických ukazovateľov sa často vyskytujú aj prekročenia kvalitatívnych kritérií pri obsahu látok zo skupiny PAU (polycyklických aromatických látok). Intervenčné kritérium (IT) bolo prekročené

až pri 19 lokalitách v prípade ukazovateľa chryzén. Vysokú početnosť lokalít prekračujúcich IT kritérium má aj uhl'ovodíkový index ($C_{10}-C_{40}$), ktorý reprezentuje prevažne znečistenie zapríčinené ropnými látkami. Ako príklad môžeme uviesť lokalitu Zvolen – Bučina – čierna impregnácia, kde priemerná hodnota $C_{10}-C_{40}$ dosahuje $10,8 \text{ mg.l}^{-1}$.

Pre Slovensko je časté aj prekročenie kvalitatívnych kritérií pri niektorých stopových anorganických prvkoch. Arzén a antimón, najmä vďaka zaradeniu banských lokalít do monitorovania, prekračuje intervenčné kritériá pri 33, resp. 18 lokalitách. Zvýšený obsah arzénu sa však môže spájať aj s inými antropogénnymi aktivitami na lokalitách, napr. priemyselná činnosť, popolčeky (napr. lokalita Nováky NCHZ – areál závodu). Medzi pomerne často sa vyskytujúce ukazovatele s nadlimitným obsahom na lokalitách patria napr. bór (napr. lokality Snina – stará riadená skládka odpadov a Medzibrodie nad Oravou – STKO Dolný Kubín – Široká), dusitany (Stakčín – skládka TKO s OP, Papín – skládka NNO), bárium (Bojná – skládka TKO A (stará), Nováky– NHCZ – areál závodu), zinok (Sereď – Niklová huta – areál bývalého podniku, Banská Štiavnica – odkalisko Lintich), chlórbenzény (Bratislava-Vrakuňa – Vrakunská cesta – skládka CHZJD), látky skupiny BTEX, atď.

Významné znečistenie sa potvrdilo (aspoň v niektorých monitorovacích objektoch) pri väčšine lokalít EZ. Konkrétne bola hodnota IT kritéria v podzemnej vode aspoň v jednom prípade prekročená na viac ako 84 % lokalitách.

LITERATÚRA

Kordík, J. et al., 2015: Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky. Manuskript, ŠGÚDŠ Bratislava, 1 – 252

Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 1/2015–7 z 28. januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. MŽP SR, Bratislava, 1 – 96

METODY A NÁSTROJE SBĚRU INFORMACÍ O KONTAMINOVANÝCH MÍSTECH OD OBČANŮ

Zdeněk Suchánek

CENIA, česká informační agentura životního prostředí
Vršovická 1442/65, 100 10 Praha 10, Česká republika, zdenek.suchanek@cenia.cz

Klíčová slova: nálezové databáze, mobilní aplikace, občanská věda, inventarizace kontaminovaných míst, ohlášení kontaminace, systém evidence kontaminovaných míst, staré environmentální zátěže

SOUHRN

Metodickou součástí inventarizace kontaminovaných míst v rámci projednávaného projektu 2. etapy Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM) je sběr informací o indiciích starých ekologických zátěží (SEZ) resp. o kontaminacích od veřejnosti. Možnost ohlášení dosud neevidovaných kontaminací (SEZ) existuje již dnes -v mezidobí mezi dvěma etapami NIKM – viz informace na portálu kontaminace.cenia.cz. Ve 2. etapě NIKM se počítá s úvodní i průběžnou intenzivní informační a komunikační kampaní dodavatele plošné inventarizace s cílem mj. získat od občanů informace o těch kontaminacích, které dosud nejsou evidovány v Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) a ani nejsou podchyceny veřejnou správou (včetně obecních úřadů). V zájmu přípravy moderní formy sběru informací od občanů byla provedena rešerše možných metod, přístupů a nástrojů a byly navrženy varianty požadavků na konkrétní nástroj.

VÝCHOZÍ SITUACE

Existující možnost ohlášení dosud neznámé kontaminace na portálu <http://kontaminace.cenia.cz/> má ještě klasickou, konzervativní formu – zaslání e-mailu na uvedenou adresu (kontaminace@cenia.cz). Tato forma bez větší propagace přinesla za 7 let jen symbolický výsledek (32 hlášení). Ve 2. etapě NIKM se počítá s intenzivní úvodní a průběžnou kampaní s cílem mj. získat od občanů informace o těch SEZ, které dosud nejsou evidovány v Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) ani podchyceny veřejnou správou (Suchánek a kol., 2012, Suchánek, 2013, 2017).

V posledních 10 letech se i v ČR objevily nástroje pro sběr informací – od profesionálních nálezových databází po laické „ohlašování“ prostřednictvím mobilních aplikací či použití mobilních SMS/MMS. S cílem podpory budoucího sběru informací v NIKM jsme se porozhlédli po stávajících metodách a nástrojích, jednak v internetovém prostředí České republiky (v případě občanské vědy i po světě), jednak u odborných institucí ochrany životního prostředí a na vysokých školách (je to časté téma diplomových apod. prací).

TEMATICKÉ OBLASTI PRO VÝBĚR NÁSTROJE

Rozsah výchozích konceptů resp. tematických oblastí je určitě široký, z praktických důvodů jsme se však omezili na tři tematické oblasti, které poslední dobou doznávají značného rozvoje. Tyto oblasti jsou 1. offline nástroje sběru dat v terénu či mobilní sběr v terénu a mobilní aplikace pro sběr různých oznámení (tj. nálezové databáze a mobilní aplikace), 2. komplexnější programy pro občanský (laický) výzkum (Citizen science) a 3. metody tzv. crowdsourcingu (např. participativního GIS). Z průniku resp. intencí těchto tematických oblastí budeme vycházet při formulování požadavků a forem hledaného nástroje – viz obr. 1.

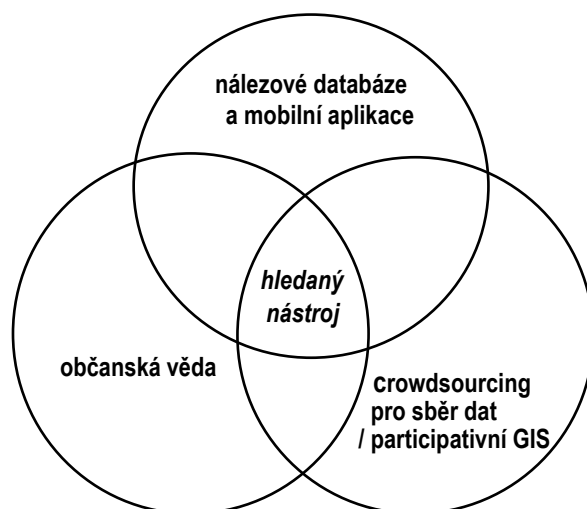
NÁLEZOVÉ DATABÁZE A MOBILNÍ „NÁLEZOVÉ A OHLAŠOVACÍ APLIKACE“

Mezi vybranými rešeršovanými nástroji jsou: PPPT/ArcGIS; ISOP mbr.nature.cz; Janitor; zmapujto.cz; biolog.nature.cz; vymoly.cz; senosec.cz; srazenazver.cz; hlasyjelenu.cz; iKatastr.

Projekt a aplikace zmapujto.cz se jak svým zaměřením, tak rozšířením jeví jako přednostní vzor pro využití v naší hledané formě oznamování starých ekologických zátěží resp. kontaminovaných míst. Pokud by byl pro náš účel vybrán, bude třeba nástroj buď více specializovat a nabízet jej samostatně, nebo naopak vytvořit dílčí aplikaci v jeho rámci a uživatele přilákat cílenou informační kampaní.

Aplikace Agentury pro ochranu přírody a krajiny (AOPK) biolog.cz je rovněž mobilním nálezovým nástrojem, který může být inspirací, ale přímo pro účely zapojení veřejnosti do NIKM není pravděpodobně použitelný. PPPT/ArcGIS (Kučera, 2016) je projektový nástroj AOPK postavený na elegantním využití nástrojů a

technologií Google a ArcGIS. Nástroj výmoly.cz má inspirativní mapové zobrazování hlášení a nálezů, poskytující dobrou zpětnou vazbu ohlašovatelů. Obdobně atraktivní zobrazování v mapě má aplikace sraznazver.cz, která má i pěkný výběr kategorií v podobě piktogramů. Mobilní aplikaci senoseč.cz jsme do přehledu zařadili pro její sympatický vývoj – z původní webové aplikace pro osvětovou kampaň jej vytvořili studenti v rámci studentské soutěže ČZU.



Obr. 1: Zdrojové zájmové oblasti pro výběr metod a nástrojů

Mapové aplikace použitelné v mobilech jsou neustále zdokonalovány a především zrychlovány a jsou dosažitelné ve většině mobilních aplikací jako součást např. Google Play. Pro účely nálezoých databází jsou běžně využívány – např. Google maps, ale i české – mapy.cz, sestava map ČÚZK, iKatastr. Do srovnání jsme zařadili ikatastr, neboť ještě před 2 lety používal naši nepovoleně stahovanou mapovou vrstvu s lokalizací kontaminovaných míst (stav k 10.2010) a mohl být (diskutabilně) používán např. realitními makléři..

Tab. 1: Nálezové databáze a oznamovací (nálezové) mobilní aplikace z pohledu požadavků a využití pro inventarizaci kontaminovaných míst

Aplikace / nástroj	Mobilní aplikace	Lokalita a/nebo název	Mapa s nálezy	Bod / souřadnice GPS	Označení druhu / výběr z kategorií	Fotografie fotohlášky	Další komentář	Další přílohy	Nástroj na kampaň	Webový formulář/ webové stránky, portál, síť, kampaň apod.
Zmapujto.cz	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	?	ANO	www.zmapujto.cz Mobilní rozhlas www.uklidmecesco.cz
Biolog.cz	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO			http://biolog.nature.cz/
PPPT/ArcGIS	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO			download.arcdata.cz/konf/2016/prednasky/PDF/Kucera_AOPK.pdf
Výmoly.cz	ANO		ANO			ANO				www.vymoly.cz
Sraznazver.cz	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO				www.sraznazver.cz
Senosec.cz	ANO		ANO	ANO	ANO				ANO	www.senosec.cz
Hlasyjeleny.cz	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO		ANO	http://hlasyjeleny.cz/ http://www.myslivosť.cz/
iKatastr	ANO		ANO							https://www.microsoft.com/cs-cz/store/p/ikatastr/9wzdncrdr81?rtc=1
Janitor	NE	ANO		ANO		ANO	ANO	ANO		http://www.janitor.cz/
ISOP mbr.nature.cz	NE	ANO		ANO		ANO	ANO	ANO		mbr.nature.cz http://webgis.nature.cz/
Navrhovaný nástroj pro projekt NIKM										
KONTAMINace MAX	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO
KONTAMINace MIN	ANO	ANO		ANO	ANO	ANO				

Projekt Hlasy jelenů – <http://hlasyjeleny.cz/> – se zabývá mapováním jelena evropského, jelena siky a jejich kříženců na území ČR pomocí jejich zvukových projevů. Představuje pěkný příklad projektu občanské vědy a používá známou freewarovou platformu Epicollect v poslední verzi Epicollect5.

Pro srovnání s mobilními nástroji jsme do přehledu zařadili i některé nálezové databáze a projektové nástroje používané v ČR pro přírodní vědy (zejména ochranu životního prostředí). Janitor vyvinutý před více než 10 lety pro AOPK byl postaven na potřeby terénního sběru dat s použitím terénních notebooků nebo PDA. Mobilní verze prozatím není k dispozici. Nálezová databáze ochrany přírody (NDOP) nabízí celé spektrum databázových nástrojů a programů pro profesionální výzkum. Patří sem i aplikace Mapování biotopů mbc.r.nature.cz, kterou jsme do přehledu zahrnuli.

Již z této malé rešerše můžeme vyvodit dvě krajní dimenze námi uvažovaného nástroje – nazvěme je maximální „KONTAMINace MAX“ a minimální „KONTAMINace MIN“.

U rešeršovaných nástrojů jsme se pokusili zaznamenat použité technologie (aplikace, nástroje) – viz tab. 2. Přehled zjevně není úplný, čerpá jen z uživatelsky získaných informací. Do speciálních rozborů nebo dotazování u autorů jsme se nepustili. I z tohoto přehledu je dle našeho názoru možné vyvodit požadavky na dvě krajní verze vybavení našeho uvažovaného nástroje.

Tab. 2: Technologie, licence a SW nástroje nálezových databází a oznamovacích (nálezových) mobilních aplikací a maximální/minimální technické požadavky na navrhovaný nástroj

Aplikace / nástroj	Mobilní aplikace Android	Mobilní aplikace iOS	Mobilní aplikace Windows Phone 8	Google Maps/ Google Earth	Google Play	AppStore	ArcGIS online	Collector for ArcGIS a Survey123 for ArcGIS	ArcGIS Mobile / pro smartphone	další
Zmapujto.cz	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO				licence Creative Commons
Biolog.cz	ANO			ANO	ANO					zápis/práce i off-line
PPPT/ArcGIS									?	
Výmoly.cz										
Srazenazver.cz										
Senosec.cz										
Hlasyjelenu.cz	ANO	ANO		ANO	ANO					Epicollect5 i off-line
iKatastr	ANO			ANO	ANO					
Janitor	NE									FieldGIS (pro PDA)
ISOP mbc.r.nature.cz	NE									ArcGIS for Server fotoarchiv@nature.cz
Požadavky na nástroj pro sběr informací od občanů v rámci projektu NIKM										
„KONTAMINace MAX“	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO
„KONTAMINace MIN“	ANO			ANO	ANO					

OBČANSKÁ (SÍŤOVANÁ, DOBROVOLNICKÁ) VĚDA / LAICKÝ VÝZKUM

Při rozvažování nad aktuálními trendy jsme nemohli opominout stále se rozvíjející koncept občanské vědy (https://cs.wikipedia.org/wiki/Ob%C4%8Dansk%C3%A1_v%C4%9Bda). Právě pro tento koncept je typické využití internetových nebo mobilních aplikací nálezových databází. Reprezentativní ukázkou je projekt Nářečí českých strnadů realizovaný Českou společností ornitologickou (viz www.strnadi.cz/). Tento a další příklady pěkně shrnuje diplomová práce K. Kalmárové (2015), na kterou odkazujeme. Mezinárodní scéna „Citizen science“ je pestrá a široká, od teorie po praktické projekty a programy. Hodně informací je uvedeno na portálu občanské vědy Zooniverse (<https://en.wikipedia.org/wiki/Zooniverse>) provozovaném Aliancí občanské vědy (Citizen Science Alliance). V environmentálním výzkumu se projekty a používané nástroje dají najít např. na stránkách Společného výzkumného střediska EU (JRC), kde je pestrá nabídka projektů a nástrojů. <http://digitalearthlab.jrc.ec.europa.eu/app/57752>. Další rozšířené freewarové aplikace jsou poskytovány CEH – Centrem pro ekologii a hydrologii organizace Natural Environment Research Council z Velké Británie (<https://www.ceh.ac.uk/citizen-science-apps>).

CROWDSOURCING PRO SBĚR A AKTUALIZACI DAT / PARTICIPATIVNÍ GIS

Koncept crowdsourcingu má s konceptem občanské vědy značný překryv, zdůrazňuje více technickou stránku sběru dat širokou veřejností pomocí moderních webových a mobilních aplikací. Patří sem i aplikace pro hlášení problémů. Problematiku shrnul a příklady aplikací a nástrojů rozebral v bakalářské práci M. Musil, který zároveň navrhl rozšíření aplikace biolog.cz pro využití metod cíleného monitoringu (Musil, 2016).

Obdobný koncept, překrývající se s předchozími příklady přístupů představuje tzv. participativní GIS, využitelný především v oblasti geoinformatiky. Historii a příklady použití metod GIS a aplikaci webového/portálového nástroje (<http://www.zmola.cz/>) uvádí v diplomové práci V. Plíhal (2013).

POŽADAVKY NA NÁSTROJ

Pro výběr z nástrojů nebo vývoj nového nástroje je nejdůležitějším aspektem resp. požadavkem počet a obsah položek. Teoretická minimální informace je dvoupoložková – co (předmět ohlášení) a kde (souřadnice). Praktická minimální informace pro inventarizaci má 5 položek: Datum; Lokalita a/nebo název; Souřadnice bodu; Označení druhu kontaminace / výběr z kategorií; Kontakt na ohlašovatele. Optimální informace má 10 položek (k výše uvedeným navíc: Fotografie; Další komentář; Další přílohy; Mapa s nálezy; ID). Možné varianty rozsahu datového řádku jsou uvedeny v tab. 3.

Tab. 3: Varianty rozsahu datového řádku

Varianta	Datum	Lokalita a/nebo název	Bod / souřadnice GPS	Druh kontaminace / výběr z kategorií	Fotografie, fotohláška	Další komentář	Další přílohy	Mapa s nálezy	Kontakt na ohlašovatele	Počet položek
1										3
2										4
3										5
4										6
5										6
6										6
7										6
8										7
9										8
10										8
11										9

Pozn. ID u všech variant přiřazuje automaticky databáze

DRUH KONTAMINACE / VÝBĚR Z KATEGORIÍ

Mimo nejjednodušší druh oznámení, kdy se na ohlašovateli ponechá popis druhu kontaminace je pro další zpracování hlášení důležité nastavení nabídkových kategorií typů kontaminovaného místa. S výjimkou maximalistického nástroje – v podobě profesionálního záznamu do databáze SEKM (v zadání pro novou databázi SEKM3 se počítá i s mobilní verzí a offline zápisem) – je pro úspornější verze limitující rozsah položek (kategorií). V metodice projektu uvedená škála se pro účely laického ohlašování zdá být příliš podrobná, např. pro provozy (tzv. povinně hodnocené lokality) počítá s 15 druhy, ve výběrovém menu typu zátěže/lokality uvádí 17 položek, identifikuje 23 typů původního znečištění (původců znečištění – odvětví). Je zjevné, že musí dojít k redukci resp. sdružení kategorií do nabídky únosné pro laiky tj. do cca 5 – 10 kategorií (nejlépe v podobě piktogramů). Z pohledu dalšího zpracování je však nutno zachovat provázání s datovým záznamem lokality resp. se souhrnným formulářem. Kompatibilita ohlašovací mobilní aplikace s datovým záznamem nové databáze SEKM 3 a s mobilní aplikací SEKM 3 pro práci v terénu je zásadním požadavkem.

ROZVAHA PRO REALIZACI KAMPANĚ A POŘÍZENÍ OHLAŠOVACÍHO NÁSTROJE

Projekt NIKM (2. etapa) počítá s realizací vlastní plošné inventarizace dodavatelsky. Vzhledem k tomu, že informační kampaň je povinnou součástí závazné metodiky, bude rozhodnutí o formě sběru informací od veřejnosti na dodavateli (zhotoviteli/řešiteli) plošné inventarizace. Na druhou stranu je v problematice sběru informací a v propagační a informační agendě zainteresován management projektu realizovaný agenturou CENIA (spolu s podporou projektu metodami dálkového průzkumu Země). Základní komunikační prostředek bude webová stránka celého projektu a informace na ní by měly být sladěny s informacemi a kampaní vedenou dodavatelem plošné inventarizace. CENIA je proto již nyní, před zahájením projektu a výběrem dodavatelů zainteresována na přípravě a vývoji vhodného nástroje pro sběr informací od veřejnosti. Na druhou stranu by nebylo optimální omezit budoucího dodavatele v použití jemu vyhovujícího efektivního nástroje sběru dat. Uvedená výchozí rozvaha má posloužit pro včasné aktivizování potenciálních dodavatelů inventarizačních prací v této problematice a jako příspěvek k diskusi nad vhodným nástrojem, který by měl být k dispozici od ledna 2019.

LITERATURA

Kalmárová, K., 2015: Občanská věda v Česku. Bakalářská práce. Masarykova univerzita, Filozofická fakulta, Ústav české literatury a knihovnictví, Kabinet informačních studií a knihovnictví. Brno, 1 – 50

Kučera, Z., 2016: Pasportizace příčných překážek na vodních tocích – využití Survey123 for ArcGIS, Collector for ArcGIS a ArcGIS Online. Prezentace na konferenci ESRI 2016, Praha. 1 – 38
download.arcdata.cz/konf/2016/prednasky/PDF/Kucera_A_OPK.pdf

Musil, M., 2016: Využití crowdsourcingu pro sběr a aktualizaci dat v oblasti fyzické geografie. Bakalářská práce. Masarykova universita, Přírodovědecká fakulta, Geografický ústav. Brno, 1 – 99
https://is.muni.cz/th/421094/prif_b/

Plíhal, V., 2013: Participativní GIS v krajinném a územním plánování. Diplomová práce. Mendelova universita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav geoinformačních technologií. Brno, 1 – 68
<http://is.mendelu.cz/zp/index.pl?podrobnosti=56175>

Suchánek, Z. a kol., 2012: 2. etapa národní inventarizace kontaminovaných míst. Projekt. Manuskript, CENIA, 1 – 118

Suchánek, Z., 2013: Contaminated Sites Inventory Project in the Czech Republic – Methodology Outlines. International Conference Contaminated Sites Bratislava 2013. Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 27 – 33

Suchánek, Z., 2017: 2. etapa národní inventarizace kontaminovaných míst. Projekt pro OPŽP. Manuskript, srpen 2017, CENIA, 1 – 126

ZNEČISTENÉ ÚZEMIA PRI KONTROLE SIŽP NA ÚZEMÍ IŽP ŽILINA

Katarína Kapsdorferová, Marcela Kováčová

Slovenská inšpekcia životného prostredia, Inšpektorát životného prostredia Žilina, odbor inšpekcie ochrany vôd
Legionárska 5, 012 05 Žilina, katarina.kapsdorferova@sizp.sk, marcela.kovacova@sizp.sk

Kľúčové slová: Vodný zákon, kontrola, inšpekcia, znečisťujúce látky, manipulačná plocha, nádrž, environmentálna záťaž

ÚVOD

Slovenská inšpekcia životného prostredia (ďalej SIŽP) je odborný kontrolný orgán štátnej správy na úseku štátnej vodnej správy a environmentálnej záťaže (ďalej EZ). Prioritne je kontrolná činnosť zameraná na dodržiavanie zákona č. 364/2004 Z. z. o vodách a o zmene zákona SNR č. 372/1990 Zb. o priestupkoch v znení neskorších predpisov (vodný zákon) v znení neskorších predpisov (ďalej vodný zákon). SIŽP, Inšpektorát životného prostredia Žilina je miestne príslušným orgánom štátnej správy na území celého Žilinského kraja a v 5 okresoch Trenčianskeho kraja. SIŽP ako odborný kontrolný orgán vykonáva prostredníctvom odborov inšpekcie ochrany vôd hlavný štátny vodoochranný dozor (ďalej kontrolu) vo veciach ochrany vôd pri nakladaní s vodami a pri zaobchádzaní so znečisťujúcimi látkami (ďalej ZL).

ZL sú definované v § 2 písm. aa) vodného zákona ako akákoľvek látka, ktorá je schopná spôsobiť znečistenie, znečisťujúce látky sú najmä látky uvedené v Zozname I prílohy č.1 vodného zákona.

Štátny vodoochranný dozor sa pri kontrole objektov skladovania (sklady a skladovacie nádrže) a manipulácie so ZL (manipulačné plochy stáčacie a výdajné) zameriava hlavne na:

- vykonávanie skúšok tesností nádrží, záchytných vaní, potrubných rozvodov, produktovodov;
- vykonávanie pravidelných kontrol technického stavu nádrží;
- riadne prevádzkovanie kontrolných systémov na včasné zistenie únikov ZL;
- riadne vyčistenie stavieb a zariadení po ukončení ich prevádzky;
- technické zabezpečenie manipulačných plôch z hľadiska odolnosti a nepriepustnosti (izolácia odolná voči pôsobeniu ZL) a ich havarijného zabezpečenia (havarijná nádrž).

Z praktických skúseností SIŽP pri podozrení na existenciu EZ ide najmä o znečistenie spôsobené ropnými látkami pri nedodržaní zákonných povinností, bližšie určených vo vykonávacích predpisoch, resp. v technických normách pri skladovaní alebo manipulácii so ZL, napr. nedostatočné zabezpečenie manipulačných plôch, nevyhovujúce skladovanie, nefunkčnosť kontrolných systémov únikov ZL a nevyčistenie nádrží na skladovanie ZL po ukončení ich prevádzky.

V prípadoch, keď SIŽP nadobudla podozrenie o existencii EZ, oznámila túto skutočnosť Ministerstvu životného prostredia Slovenskej republiky na jej preverenie v súlade s ustanoveniami zákona č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov.

Okrem plánovaných kontrol SIŽP šetrí aj podnety od právnických, fyzických osôb a anonymné podania vo veci úniku ZL do pôdy, povrchových a podzemných vôd. V dvoch takýchto prípadoch SIŽP preverila prijaté podanie vykonaním kontroly dodržiavania ustanovení vodného zákona pri zaobchádzaní so ZL z hľadiska ochrany vôd, pričom nadobudla podozrenie, že ide o pravdepodobnú EZ. Dané zistenia oznámila Ministerstvu životného prostredia Slovenskej republiky. V jednom prípade sa potvrdila EZ (sklady PHM Porúbka, ŽSR, okres Žilina), v druhom prípade nie je zatiaľ ohlásená záťaž zaradená do existujúcich registrov EZ.

POTVRDENÁ EZ (REGISTER B): ZA(1994)/PORÚBKA – ŽSR – SKLADY PHM – SK/EZ/ZA/1994

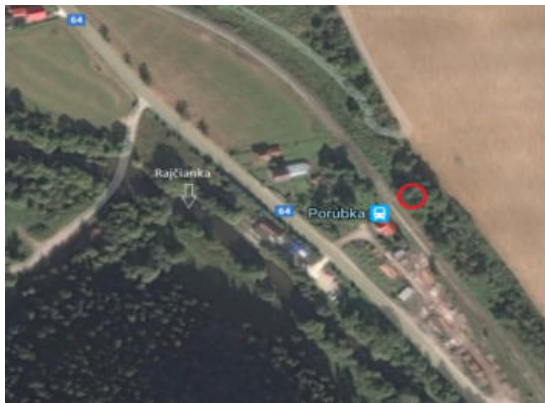
SIŽP prijala podanie od fyzickej osoby na znečisťovanie lokality v k.ú. Porúbka (okres Žilina) – železničná stanica, vyplavovaním ropných látok podzemnými vodami na povrch pôdy. Oznamovateľ vo svojom podaní uviedol, že v 60-tych rokoch min. storočia sa na železničnej stanici nachádzali podzemné skladovacie nádrže na pohonné hmoty.

Na pozemku nachádzajúcom sa severným smerom v smere prúdenia podzemných vôd bola pri miestnom zisťovaní lokalizovaná šachta pravdepodobne drenážneho systému odvádzajúceho podzemné vody z predmetnej lokality. Od tejto šachty otekala podzemná voda otvoreným rigolom (miestne nazývaný Jarok). V otvorenom

profile bola pozorovaná prítomnosť ropných látok na hladine vody (opalescencia a jemný film) a rovnako bol zaznamenaný špecifický zápach po ropných látkach, pričom oznamovateľ uvádzal, že prítomnosť ropných látok je zaznamenávaná v Jarku vždy pri výraznej zrážkovej činnosti.

Na betónovej spevnenej ploche vedľa koľajiska boli pri prvotnom miestnom zisťovaní zreteľné zvyšky neidentifikovanej šachty s dvoma otvormi a v neďalekej budove rozmerov cca 3×4 m opatrenej nezabezpečenými železnými dverami bol výrazný zápach po ropných látkach. Plocha bola zarastená vysokou vegetáciou. Po jej vykosení bola zistená prítomnosť neidentifikovateľných podzemných objektov (9 – 10 vstupných šacht a 2 obslužné bunky) a objekt trafostanice. Všetky vstupné šachty k podzemným objektom až na posledné dve nachádzajúce sa v okrajovej juhovýchodnej časti parcely boli zasypané odpadom, zeminou a náletovou vegetáciou. V posledných dvoch šachtách na juhovýchodnej časti parcely bola zaznamenaná prítomnosť vody so silným špecifickým zápachom po ropných látkach. Prítomnosť ropných látok bolo potvrdená rozborom, kde obsah NEL-IR bol stanovený v rozsahu hodnôt od 0,25 – 5,28 mg.l⁻¹.

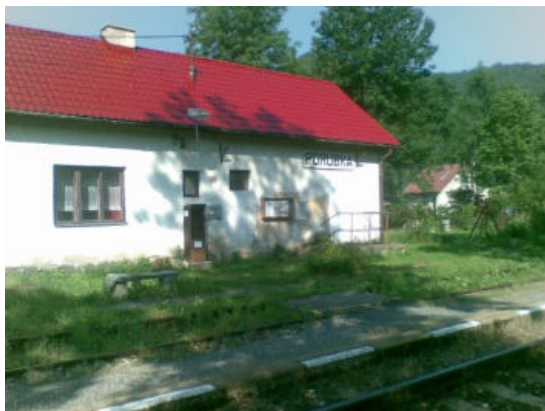
SIŽP v súlade s ustanovením § 2 ods. 3 zákona č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov oznámila tieto skutočnosti Ministerstvu životného prostredia Slovenskej republiky ako vecne a miestne príslušnému orgánu štátnej správy na preverenie existencie environmentálnej záťaže podľa ustanovení citovaného zákona. V súčasnosti je táto EZ zaradená v IS EZ v registri B (potvrdená EZ).



Obr. 1: Situovanie objektov podzemných skladovacích nádrží v Porúbke



Obr. 2: Obslužná bunka (Porúbka)



Obr. 3: Železničná stanica Porúbka

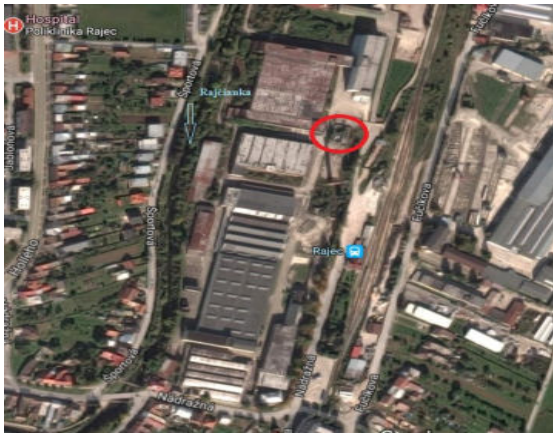


Obr. 4: Šachta k podzemnej nádrži

MAZUTOVÉ HOSPODÁRSTVO KORASAN RAJEC

Druhým podnetom podaným na SIŽP bolo nedovolené zaobchádzanie so ZL v areáli spoločnosti Korasan, Rajec pričom išlo o rozobratie mazutového hospodárstva (nádrže, potrubné rozvody) s ponechaním otvorených skladovacích nádrží so zvyškami mazutu. Kontrolou bolo zistené, že v objekte mazutového hospodárstva sa nachádzali dve zrezané nadzemné plechové nádrže (každá o pôvodnom objeme 450 m³) uložené v betónovej záchytnej vani a strojovňa. Nádrže boli skorodované, cca 4/5 nádrží boli odstránené a v spodnej ponechanej časti sa nachádzali zvyšky mazutu a vody zo zrážok, nakoľko objekt nebol prestrešený. Betónová záchytná vaňa bola

deštruovaná a bol v nej okrem iného aj stavebný odpad. V strojovni vedľa mazutového hospodárstva boli uložené skorodované sudy, prevádzkové nádrže a plechové nádoby s obsahom ropných látok. Podzemie strojovne bolo zaplavené ropnými látkami. Kontrolou sa zistilo zaobchádzanie s mazutom a s kvapalnými ropnými látkami v rozpore s ustanoveniami vodného zákona. SIŽP oznámila tieto skutočnosti Ministerstvu životného prostredia Slovenskej republiky na preverenie existencie environmentálnej záťaže.



Obr. 5: Situovanie objektov mazutového hospodárstva v areáli KORASAN, Rajec



Obr. 6: Objekt strojovne



Obr. 7: Strojovňa



Obr. 8: Zaplavená časť strojovne



Obr. 9: Bývalé nádrže na mazut

SIŽP odstúpila Ministerstvu životného prostredia Slovenskej republiky tri ďalšie podnety, ktoré neboli potvrdené ako EZ:

1. Nemšová – Luborča, bývalá strelnica, podozrenie na znečistenie pôdy olovom a obalmi z nábojníc.
2. Dubnica nad Váhom, prevádzka Veľkoobchod s kovovým technologickým odpadom a demontáže technologických zariadení, podozrenie na znečistenie pôdy a podzemných vôd ropnými látkami.
3. Košeca, prevádzka Veľkoobchod s kovovým technologickým odpadom a demontáže technologických zariadení, podozrenie na znečistenie pôdy a podzemných vôd ropnými látkami.

SIŽP sa zúčastňuje aj na konaniach o určení povinnej osoby EZ, ktoré zvoláva okresný úrad v sídle kraja ako príslušný orgán štátnej správy na úseku EZ.

ZÁVER

Zo skúseností SIŽP pri vykonávaní kontrol a pri šetrení podnetov na úseku ochrany vôd možno skonštatovať, že najčastejšie bolo podozrenie na existenciu EZ v prípadoch, keď posledný užívateľ objektov po ukončení činnosti prevádzky ponechal objekty skladovania a manipulácie v pôvodnom stave aj s obsahom ZL a nezabezpečil ich vyčistenie v súlade so zákonnými požiadavkami na úseku ochrany vôd, resp. nezabezpečil stavbu v súlade so zákonnými povinnosťami na úseku stavebného poriadku (základné požiadavky na stavbu).

LITERATÚRA

Slovenská inšpekcia životného prostredia, Inšpektorát životného prostredia Žilina, odbor inšpekcie ochrany vôd – interné materiály.

TETRACHLÓRETÉN A TRICHLÓRETÉN V KONTAMINOVANÝCH HORNINÁCH A PODZEMNÝCH VODÁCH A ICH SANÁCIA

Rudolf Polák

HYDROPOL – Rudolf Polák, s. r. o.
Rajská 1, 811 08 Bratislava

Kľúčové slová: tetrachlórétén, trichlórétén, horninové prostredie, podzemná voda, biodegradácia, sanácia

Tetrachlórétén (PCE) a trichlórétén (TCE) sú chlórované organické uhľovodíky, ktoré sú veľmi škodlivé pre ľudí i vodné prostredie., sú pravdepodobnými ľudskými karcinogénmi. V podzemných vodách v určitých podmienkach prichádza k ich rozkladu na cis-1,2-dichlórétén (cis-1,2-DCE), trans-1,2 dichlórétén (trans-1,2-DCE), 1,1-dichlórétén (1,1 DCE) a vinylchlorid (VC). Aj tieto látky majú nepriaznivé účinky na ľudské zdravie a životné prostredie. Z nich najnebezpečnejší je vinylchlorid, ktorý je preukázaný ľudský karcinogén. Preto by našou povinnosťou malo byť uvedené chlórované uhľovodíky (ďalej len CIU) odstrániť zo životného prostredia.

Na Slovensku vďaka SVI sa koncom minulého storočia zistila prítomnosť CIU v podzemných vodách a zeminách v mnohých areáloch bývalých štátnych podnikov – v práčovniach a čistiarniach, v podnikoch elektrotechnických, strojárskych a chemických. Avšak len v niektorých z nich sa pristúpilo k sanácii, a to najmä v rámci privatizácie štátnych podnikov. Podstatnú časť kontaminovaných lokalít treba opätovne po cca 25 rokoch preskúmať, podrobiť analýze rizika a v odôvodnených prípadoch aj sanovať.

Výsledkom prieskumných prác musí byť dôkladná znalosť horninového prostredia, zvodnenej vrstvy i samotnej podzemnej vody. Bez týchto znalostí nemôže byť výsledok následne navrhovaných a realizovaných prieskumných prác úspešný – dokazujú to napríklad i štatistiky úspešnosti sanačných prác v USA (hlboko pod 100 %). Zatiaľ čo prieskum horninového prostredia a zvodnenej vrstvy si nevyžaduje mimoriadne znalosti (až na posudzovanie abiotického rozkladu CIU), v prípade podzemnej vody áno, a to najmä ak sú v zvodnenej vrstve redukčné podmienky. Jednoducho povedané, ak podzemná voda okrem prítomnosti PCE alebo TCE vyhovuje požiadavkám na pitnú vodu (oxidačné podmienky), uvedené látky sa šíria ako nereaktívny stopovač na veľké vzdialenosti a ich pohyb a rozšírenie v zvodnenej vrstve je daný rýchlosťou podzemnej vody, sorbciou, disperziou a percentuálnym zastúpením mŕtvych – neprietočných pórov.

Ak sú v podzemnej vode redukčné podmienky (táto voda zvyčajne nevyhovuje pre ľudskú spotrebu bez úpravy), treba jej zloženiu venovať väčšiu pozornosť, pretože redukčné podmienky sú predpokladom prirodzenej biodegradácie CIU v podzemnej vode. Podľa zloženia vody sa môže stanoviť rýchlosť a charakter prirodzenej celkovej atenuácie a z nich je potom možné stanoviť postupnosť sanačných prác, resp. posúdiť či sanačný zásah treba urobiť čo najskôr alebo na jeho začatie je dostatok času.

Pre posúdenie prirodzenej biologickej atenuácie CIU v podzemných vodách odporúča US EPA, ale i Minessota Pollution Control Agency, urobiť v podzemnej vode špecifické stanovenia (skringing). Týmto stanoveniam sa priradujú body, ich súčet poukazuje na stupeň prirodzenej biologickej degradácie CIU v podz. vode (tab. 1).

Tab. 1: posúdenie stupňa biologickej degradácie

Body	Stupeň biodegradácie	Body	Stupeň biodegradácie
0 – 5	zanedbateľný	16 – 20	dostatočný
6 – 15	limitovaný	viac ako 20	veľmi významný

Tab. 2: Analytické parametre a pridelené body pre posudzovanie biodegradácie CIU v podzemnej vode

P. č.	Látka	Obsah	Poznámky	Body
1.	kyslík	< 0,5 mg.l ⁻¹	kyslík je toxický pre baktérie rozkladajúce CIU	+3,0
2.	kyslík	> 1,0 mg.l ⁻¹	VC môže byť oxidovaný anaeróbne, ale reduktívna dechlorácia neprebehne	-3,0
3.	dusičnany	< 1,0 mg.l ⁻¹		+2,0
4.	mangán Mn ⁺⁺	> 1,0 mg.l ⁻¹	anaeróbna oxidácia DCE je možná	+2,0
5.	železo Fe ⁺⁺	> 1,0 mg.l ⁻¹	reduktívna dechlorácia je možná, anaeróbna oxidácia VC na CO ₂ je možná	+3,0

6.	sírany SO ₄	< 20 mg.l ⁻¹		+2,0
7.	sulfidy	> 1,0 mg.l ⁻¹		+3,0
8.	metán	> 0,01 mg.l ⁻¹	konečný produkt reduktívneho rozkladu	+2,0
		> 1,0 mg.l ⁻¹	akumulácia VC	+3,0
		< 1,0 mg.l ⁻¹	VC sa oxiduje	
9.	ORP	< 50 mV – < - 100 mV	redukčná cesta možná	+1,0 +2,0
10.	pH	5 – 9	tolerančný rozsah pre reduktívnu dechloráciu	
11.	DOC	> 20 mg.l ⁻¹	zdroj uhlíka a energie, podporuje dechloráciu	+2,0
12.	teplota	> 20 mg.l ⁻¹	pri teplote podzemnej vody nad 20 °C chemický proces môže akcelerovať	+1,0
13.	CO ₂	> 2× pozadie	konečný oxidačný produkt	+1,0
14.	alkalinita	> 2× pozadie	je výsledkom interakcie CO ₂ s minerálmi zvodnenej vrstvy	+1,0
15.	chloridy Cl ⁻	> 2× pozadie		+2,0
16.	vodík	> 1 nM < 1 nM	redukčná cesta možná, VC sa môže akumulovať oxidácia VC	+3,0
17.	VFA	> 0,1 mg.l ⁻¹	organická substráty v podzemnej vode sú fermentované baktériami na VFA, čo poukazuje na možnú dechloráciu v podzemnej vode. Dôležitý ukazovateľ biodegradácie pri injektovaní organických substrátov do podzemnej vody s cieľom podporiť anaeróbnú biodegradáciu CIU.	+2,0
18.	BTEX	> 0,1 mg.l ⁻¹	BTEX je zdrojom uhlíka a energie, spôsobuje dechloráciu	+2,0
19.	DCE		produkt biologickej dechlorácie TCE. Ak množstvo cis-1,2-DCE je väčšie ako 80 % celkového DCE je to produkt dechlorácie TCE a PCE.	+2,0
20.	VC		ak je produktom rozkladu DCE ak nie	+2,0 0,0
21.	etén/etán	> 0,1 mg.l ⁻¹	produkt dechlorácie VC	+3,0
		> 0,01 mg.l ⁻¹		+2,0
22.	chlóretán		produkt VC v redukčných podmienkach	+2,0

Poznámky k tabuľke:

- vodík v podzemných vodách sa u nás nestanovuje – v USA áno,
- VFA – Volatile Fatty Acids – prchavé masné kyseliny; v nízkych koncentráciách, ktoré sú pre daný účel rozhodujúce, sa u nás nestanovujú,
- stanovenie Fe⁺⁺ a Mn⁺⁺ si vyžaduje stabilizáciu vzorky podzemnej vody v teréne.
- Reálny stav oxidačno-redukčného potenciálu (ORP) v podzemnej vode určuje, či v nej bude prebiehať biodegradácia CIU.
- Biologická degradácia väčšiny CIU prebieha v striktno anaeróbných podmienkach, pretože baktérie rozkladajúce CIU za prítomnosti kyslíka neprežívajú, kyslík je pre ne toxický.
- Mikróby, ktoré degradujú CIU, používajú uhlík ako zdroj energie, zatiaľ čo „dýchajú“ chlórované uhľovodíky ako elektrón akceptor. Preto napríklad, prítomnosť BTEX v podzemnej vode vytvára veľmi vhodné podmienky na reduktívnu dechloráciu, avšak až po vyčerpaní kyslíka na ich oxidáciu – čo je v podzemnej vode pomerne rýchly proces, pretože podzemná voda obsahuje malé množstvo rozpusteného kyslíka – maximálne 12 mg.l⁻¹.
- ORP meriame platinovou elektródou, avšak výsledky sú dosť často nepresné. Reálny stav ORP je vhodnejšie posudzovať podľa obsahu vodíka v podzemnej vode, žiaľ takéto stanovenie sa u nás nerobí, ale asi by nebol problém toto stanovenie zaviesť do praxe aj u nás.
- Okrem biologickej dechlorácie môže v zvodnenej vrstve prebiehať aj abiotická dechlorácia, a to za prítomnosti železitých minerálov v nej napr. magnetitu, pyritu a geotitu. Preto by bolo vhodné počas prieskumných prác zisťovať prítomnosť týchto minerálov v zvodnenej vrstve a v podzemnej vode zisťovať celý rozsah CIU, pretože produkty rozkladu CIU môžu byť iné ako pri biologickom rozklade – napríklad môže sa tvoriť chloroform.
- Keďže prirodzená atenuácia CIU v podzemnej vode je vo väčšine prípadov nedostačujúci proces na ich odstránenie zo životného prostredia, je nutné ich odstrániť našim pričinením. Prvé sanácie podzemných vôd znečistených PCE a TCE prebehli v 70 až 90 rokoch minulého storočia. Realizovali sa systémom odčerpávania znečistenej podzemnej vody a odstraňovaním chlórovaných uhľovodíkov z nej na povrchu. Tento spôsob sanácie bol veľmi zdĺhavý a nákladný, čo bolo odrazom vysokej rozpustnosti CIU v podzemnej vode – vid'. tab. 3.

Tab. 3: Fyzikálne a chemické vlastnosti PCE a TCE a ich transformačných produktov (Yams, 1999 in Stroo a Ward, 2010)

Látka	Hmotnosť (g.cm ⁻³)	Henryho konštanty K _h atm.M ⁻¹	Rozpustnosť vo vode (g.l ⁻¹)	log K _{ow}
PCE	1,62	2+	150	3,4
TCE	1,46	12	1100	2,42
Cis-1,2-DCE	1,28	7,4	3500	1,85
Trans-1,2-DCE	1,26	6,7	6300	2,09
1.1.1,1 DCE	1,22	23	3400	2,13
VC	0,91	22	2700	1,62

CIU vzhľadom na vysokú hmotnosť prenikajú zvodnenou vrstvou najskôr vo vertikálnom smere a potom tečú po jej podloží až sa dostanú do depresie v podloží, kde sú stálym zdrojom kontaminácie podzemnej vody.

Zo zdrojových miest kontaminácie sa CIU vyplavujú veľmi dlho – desiatky a aj stovky rokov. Potom aj sanácia podzemnej vody jej odčerpávaním a bez sanácie zdrojového miesta, ktoré je často problematické zistiť, môže trvať ten istý čas. Pre neefektívnosť a cenovú náročnosť tohto spôsobu sanácie boli koncom 90. rokov minulého storočia vyvinuté nové agresívnejšie a efektívnejšie metódy sanácie – sú to (Stroo, 2010, Sigrist, 2011):

- podporovaná reduktívna dechlorácia,
- aeróbný kometabolizmus,
- fyto-remediácia,
- monitorovanie prirodzenej atenuácie,
- in situ chemická oxidácia (ISCO),
- in situ chemická redukcia,
- elektrochemická redukcia,
- in situ air sparging a venting,
- vyťaženie alebo utesnenie zdroja CIU nepriepustnou podzemnou stenou, alebo reaktívnou bariérou,
- kombinácia niektorých z vyššie uvedených sanačných metód.

Výhody a limity použitia týchto metód sú popísané v štúdiu Sigrist a kol. (2011, tab.1, str. 5 a 6). V súčasnosti sa z vyššie uvedených metód na sanácie podzemných vôd využívajú najmä metódy ISCO s použitím rôznych oxidantov, najčastejšie však hypermangánu, peroxidu vodíku a ozónu. Pričom dominantnými sú prvé dva oxidanty. Ich aplikácia si vyžaduje dôkladnú znalosť zvodnenej vrstvy a podzemnej vody. Ak taká znalosť nie je, odrazí sa to na úspešnosti sanácie pretože podľa Sigrist a kol. (2014) úspešnosť aplikácie ISCO v USA bola:

- 21 % z 28 projektov dosiahlo maximálnu povolenú koncentráciu CIU (5 projektov),
- 44 % z 25 projektov dosiahlo zníženie koncentrácie CIU na úroveň stanovenú analýzou rizika (11 projektov),
- 82 % z 34 projektov dosiahlo redukciu množstva CIU (28 projektov).

Neúspešnosť projektov spočívala v:

- oxidant nebol distribuovaný cez celú sanačnú zónu,
- do sanačnej zóny bolo distribuované nedostatočné množstvo oxidantu.

Táto neúspešnosť bola spôsobená:

- nepresnou charakteristikou zvodnenej vrstvy a nesprávnym výpočtom množstva CIU v zvodnenej vrstve,
- vysokou heterogenitou zvodnenej vrstvy,
- v projektoch sa neuvažovalo s CIU, ktoré boli nasorbované na horninové zrná,
- prítomnosť čistých CIU na dne zvodnenej vrstvy bola buď neznáma alebo sa nebrala do úvahy,
- nebrala sa do úvahy prítomnosť organických látok a minerálov v zvodnenej vrstve a podzemnej vode, ktoré tiež spotrebovávajú oxidant infiltrovaný do zvodnenej vrstvy na odstránenie CIU,
- oxidant migroval mimo kontaminovanú zónu (smer najvyššieho hydraulického spádu hladiny podzemnej vody nebol totožný so skutočným smerom prúdenia podzemnej vody),
- životnosť oxidantu bola kratšia než sa predpokladalo,
- nebrala sa do úvahy možnosť obnovenia sa kontaminácie po 1. aplikácii oxidantu – zvyčajne je nutné uvažovať s 2 až 4 aplikáciami,
- prišlo ku kolmatácii – zníženiu priepustnosti zvodnenej vrstvy vyzrážanými mangánovými minerálmi najmä v zdrojovej oblasti.

ZÁVER

V súčasnosti na rozdiel od 80. a 90. rokov minulého storočia máme k dispozícii rozpracované metodiky prieskumných a sanačných prác na zistenie a odstránenie CIU zo zvodneného resp. i nezvodneného horninového prostredia. Tieto metodiky prinášajú výrazné finančné úspory na dosiahnutie sanačných cieľov. Avšak bez ich dôkladnej znalosti, ako aj dôkladnej znalosti horninového prostredia a zloženia podzemnej vody, nie je možné zaručiť úspech sanácie. Získanie týchto znalostí vyžaduje dôkladné štúdium rozsiahlej odbornej literatúry, z ktorej len malú časť uvádzam v priloženom zozname použitej a odporúčanej literatúry.

LITERATÚRA

Keuper, B.H., Stroo, H.F., Vogel, C.M., Ward, C.H., 2014: Chlorinated Solvent Source Zone Remediation. Springer Science + Business media, New York, 1 – 713

Kitanidis, P.K., McKarty, P.L., 2012: Delivery and Mixing in the Subsurface: Processes and Design Principles for In Situ Remediation. Springer Science + Business media, New York, 1 – 325

Minnesota Pollution Control Site Agency Remediation Division, 2006: Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground water, 1 – 49

Siegrist, R.L., Crimi, M., Simpkin, T.J., 2011: In Situ Chemical Oxidation for Ground water Remediation, Springer Science + Business Media LLC, 1 – 678

Stroo, H.F. a Ward, C.H., 2010: In Situ Remediation of Chlorinated Solvents Plumes. Springer Science + Business Media, LLC, 1 – 786

Stroo, H.F., Leeson, A., Ward, C.H., 2013: Bioaugmentation for Ground water Remediation. Springer science + Business Media, New York, 1 – 361

US EPA, 1998: Seminars Monitored Natural attenuation for Groundwater

ENVIRONMENTÁLNÍ ZÁŤEŽ ZNEČIŠTENÁ CHRÓMEM – PŘÍKLAD IN SITU

Slavomír Mikita, Peter Lacina, Ján Bartoň

GEOtest, a. s.

Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika, mikita@geotest.cz

Klíčová slova: Chrom, kontaminace, zemina, podzemní voda, analýza rizika, sanace

ÚVOD

Cílem zakázky bylo provedení analýzy rizik kontaminovaného území pro objekt chromovny v areálu bývalého průmyslového automobilového závodu v České republice. Zájmové území zahrnuje plochu, kde se nacházely tři na sebe navazující haly, označené od severu k jihu jako hala č. 2 (automatárna), hala č. 22 (kalírna) a hala č. 3 (nářadovna). Součástí haly č. 3 byla také bývalá chromovna (obr. 1). V současné době jsou zdroje znečištění, bývalé haly, zlikvidovány a pozemek je zahrnut zeminou. Torzo bývalé chromovny zůstalo zachováno kvůli znemožnění migrace kontaminantu do nižších poloh horninového prostředí. V chromovně se prováděno galvanické pokovování nástrojů. Galvanovna pracovala od roku 1950. V roce 1992 bylo přikročeno k rekonstrukci zdi objektu chromovny, kde se začaly objevovat výkvěty Cr-solí (obr. 2). V současnosti jsou na zdech objektu patrné mohutné výkvěty chromových solí, jak na jejich vnitřních površích, tak také vně objektu.

METODIKA A VÝSLEDKY PRŮZKUMU S ANALÝZOU RIZIKA

Pro úspěšné splnění požadovaného úkolu byly na lokalitě realizovány vrtné práce, vzorkovací práce (zeminy, voda), laboratorní práce a geodetické práce.

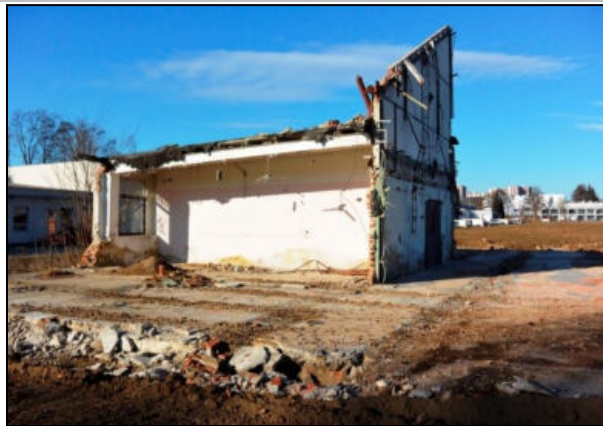
V rámci průzkumu pro účely aktualizace analýzy rizika byly zjištěny tyto skutečnosti:

- *Kontaminace zemín uhlovodíky* C₁₀–C₄₀ v koncentracích indikujících znečištění nebyla v minulosti ani aktuálně zjištěna.
- *Kontaminace zemín látkami typu PAU* v koncentracích indikujících znečištění byla v minulosti i aktuálně zjištěna jako lokální znečištění, zejména benzo(a)pyrenem, benzo(a)anthracenem, benzo(b)fluoranthemem a indenopyrenem v prostoru hal č. 2 a 22 a v prostoru a okolí chromovny. Tyto látky vznikají při spalovacích procesech uhlovodíků, ale jsou také přirozenou součástí zejména tzv. těžších uhlovodíků (motorová nafta, dehet, asphalt, apod.), které byly ve výrobě používány. Celkové množství sumy dominantních PAU je na celé zájmové ploše cca 2,7 ha max. 1 t.
- *Kontaminace zemín As a Pb* nebyla zjištěna v takových koncentracích, které by ve smyslu Metodického pokynu MŽP z r. 2013 (Indikátory znečištění) indikovaly významné znečištění.
- *Kontaminace zemín šestimocným a celkovým chromem* byla ověřena pod chromovnou a v jejím nedalekém okolí. Odhad celkového množství Cr⁶⁺ v zemínách je okolo 2 t, přičemž 1,99 t je přítomno v oblasti ozn. jako A1 (přímé podloží chromovny) a zbytek v oblasti ozn. A2 (okolí chromovny) (obr. 3). V zemínách saturované zóny mimo tyto oblasti je chrom přítomen pouze v trojmocné formě.
- V podzemní vodě byla zaznamenána přítomnost PCE pouze v jedním vrtu vzdáleném od areálu cca 300 m ve směru proudění. Míra této kontaminace nepřekračuje hodnotu indikátoru znečištění markantně a rizika s jejím šířením byla již řešena v rámci AAR z roku 2006. *Závažnou kontaminaci podzemní vody představuje přítomnost šestimocného chromu v podloží a okolí chromovny*, jehož koncentrace překračovaly indikátory znečištění mnohonásobně. Šestimocný chrom byl přítomen pouze ve vrtech v blízkosti chromovny. Dále od zdroje znečištění byl průzkumem ověřený pouze trojmocný chrom.

Šíření kontaminantů v nesaturované zóně ve většině případů uskutečňuje infiltrací atmosférických srážek do míst, kde se tyto látky nachází, jejich rozpuštěním, a následnou migrací v rozpuštěné formě směrem k hladině podzemní vody. V současnosti již vzhledem k uzavření výroby nehrozí další úniky nebezpečných látek, nicméně se současně přítomné kontaminanty v horninovém prostředí mohou dále gravitačně pohybovat směrem k hladině podzemní vody. To platí především o Cr⁶⁺, který je ve vodě vysoce rozpustný, nicméně se poměrně rychle redukuje na Cr³⁺, který velmi rychle hydrolyzuje za vzniku velmi špatně rozpustných sloučenin.

Šíření kontaminantů v saturované zóně se týká zejména chromu, v oblasti bývalé chromovny dominuje šestimocný chrom a dále od zdroje znečištění pak trojmocný chrom. Zvýšené koncentrace Cr³⁺ jsou v současné době detekovány cca 700 m od zdroje znečištění. V podzemní vodě, cca 300 m od zdroje, byly ověřeny mírně zvýšené koncentrace látek PCE. U Cr⁶⁺ ani u PCE nebylo v těchto okrajových místech evidováno překročení hodnot indikátorů znečištění. Kontaminace PCE byla nízká, ale byla nalezena ve všech vzorkovaných vrtech, což

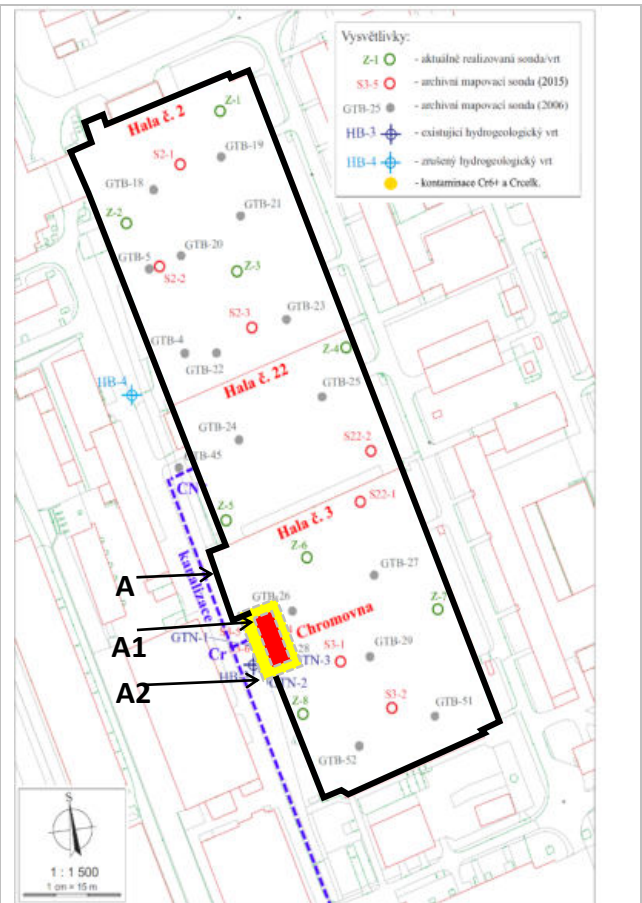
je důkaz o hydraulické spojitosti všech vzorkovaných vrtů, zejména pak přetoku podzemní vody z kvartérního do terciárního kolektoru, a tím ohrožení značné zásobnosti podzemní vody. Rychlost migrace kontaminantů s podzemní vodou je primárně ovlivňována advekcí. Reálnou rychlost šíření kontaminace však ovlivňuje řada parametrů, jako je sorpce, oxidačně-redukční podmínky, rozpad, disperze, retardace apod. Konkrétně v případě migrace Cr s podzemní vodou hraje významný vliv pH a redox potenciál vody, který ovlivňuje stabilitu jednotlivých forem Cr. Šestimocný chrom, který je za normálních podmínek vysoce rozpustný, je již ve slabě kyselém prostředí (které na lokalitě převládá) nestabilní. V kyselých podmínkách je stabilní pouze při velmi vysokých hodnotách redox potenciálu (nad 500 mV). V reálných podmínkách, které na lokalitě panují, se velice rychle redukuje na Cr^{3+} , který se hydrolyzuje na hydroxid chromitý, který je za běžných podmínek ve vodě nerozpustný. V souvislosti s jinými potenciálními, dosud neidentifikovanými zdroji znečištění, které se mohou v areálu bývalého průmyslového areálu nacházet, mohou vyplývat určité nejistoty, zejména pokud jde o původ znečištění v oblasti jižně od zdroje znečištění.



Obr. 1: Torzo bývalé chromovny



Obr. 2: Výkvěty Cr-solí na stěnách chromovny



Obr. 3: Zájmové území s rozdělením kontaminovaných zón

V rámci procesu hodnocení rizika byl zjištěn vysoký koeficient nebezpečnosti pro:

- pracovníky, kteří by prováděli demoliční práce objektu chromovny, a to v případě nepoužití ochranných pomůcek (rukavice, respirátor apod.),
- pro dospělé i dětské rezidenty v rámci hypotetického scénáře občanské zástavby. Tím je potvrzena nemožnost použití předmětné oblasti pro obytné účely v současném stavu.

Na základě výsledků aktuálních analytických prací lze tvrdit, že vzhledem ke zjištěnému znečištění došlo ke kvalitativnímu zhoršení kvality životního prostředí především v prostoru chromovny a jejím bezprostředním okolí, a to ve smyslu zhoršené jakosti zeminy a podzemní vody šestimocným chromem. Plošné znečištění podzemní vody je vázáno pouze na trojmocný chrom, který představuje zredukovanou, méně mobilní formu šestimocného chromu v koncentracích mírně nad referenční hodnoty lokality. V současnosti již vzhledem k uzavření výroby nehrozí další úniky nebezpečných látek, nicméně se současně přítomné kontaminanty v horninovém prostředí mohou dále gravitačně pohybovat směrem k hladině podzemní vody.

Hodnocené území je součástí prostoru dlouhodobě užívané k průmyslovým činnostem. Míra zatížení životního prostředí je zde ve všeobecnosti vyšší jako u nezatíženého prostředí. Podle platné územně plánovací dokumentace se i nadále v prostoru předmětné lokality předpokládá průmyslové využití – jedná se o plochy výroby a skladování. Z hlediska dlouhodobé ochrany životního prostředí je však vhodné zamezit dalšímu průniku kontaminace do životního prostředí a minimalizovat míru a rozsah kontaminace podzemní vody šestimocným chromem v okolí chromovny.

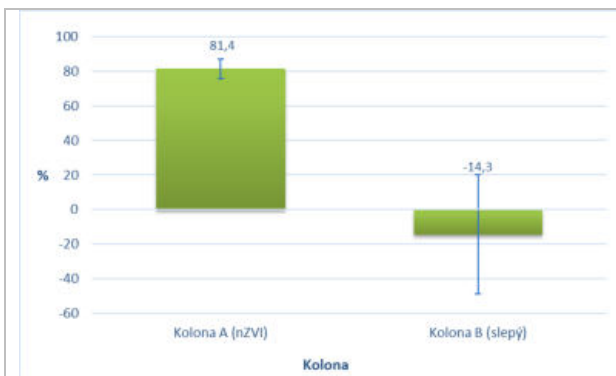
NÁPRAVNÁ OPATŘENÍ

Nápravná opatření vedoucí k dosažení sanačních cílů pozůstávají z následujících kroků: 1. demolice chromovny, 2. odstranění vrstvy kontaminované zeminy pod budovou chromovny, 3. izolace dna výkopu a zasypání výkopu do úrovně terénu, čištění podzemní vody pomocí pasivní nebo navíc aktivní sanační technologie; a) pasivní přístup – vytvoření reakční bariéry k redukcí kontaminace (in-situ), b) aktivní přístup – cirkulační sanační čerpání kontaminované podzemní vody a její čištění, 4. monitorování účinnosti sanace podzemní vody.

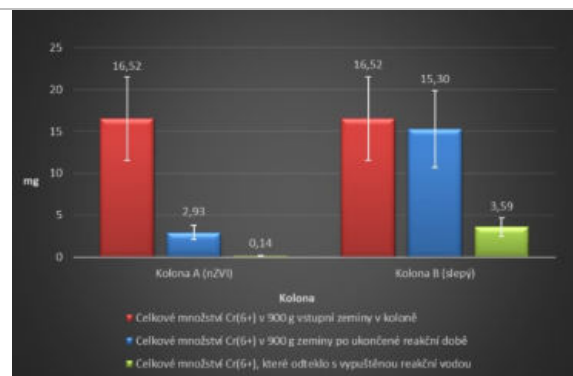
Navrhované sanační řešení umožní imobilizaci chromu v horninovém prostředí, díky čemuž budou odstraněny všechny zjištěné stávající i potenciální negativní vlivy zdroje kontaminace při ekonomicky přijatelných nákladech.

Vzhledem k navrhované sanaci byly prováděny laboratorní experimenty. Účelem laboratorních testů bylo zjistit účinnost nanočástic nulamocného železa (nano zero-valent iron – nZVI) při redukcí Cr^{6+} na Cr^{3+} a jeho stabilizaci v horninovém prostředí. Za tímto účelem byl realizován kolonový test, kdy dvojice uzavíratelných skleněných kolon (výška 40 cm, průměr 5 cm) byly naplněny cca 900 g zeminou z dané lokality kontaminované Cr^{6+} . Obě kolony byly poté uzavřeny a zavodněny kohoutkovou vodou. Po cca 24 hodinách byla zahájena 1. fáze experimentu, kdy do jedné z takto připravených kolon (kolona A) bylo nadávkováno cca 50 ml vodné suspenze nZVI o koncentraci cca 5 g nZVI/l. Suspenze byla naaplikována do různých výškových úrovní pomocí skleněné pipety. Kolona tak měla simulovat saturovanou zónu horninového prostředí. Druhá kolona (kolona B) sloužila jako slepý pokus, kde nedošlo k aplikaci suspenze, ale pouze k naplnění 50 ml čisté vody. Kolony se nechaly stát po dobu 22 dnů. Po této době byla přebytečná voda z obou kolon odpuštěna a zanalyzována. Následně byla zahájena 2. fáze experimentu, kdy zemina z kolony, kde bylo aplikováno nZVI, byla vysušena, rozdělena na 4 stejné hmotnostní podíly a každý z nich byl promyt 200 ml různě upravené vody: 1) kohoutková voda bez úpravy (označeno jako A1), 2) kohoutková voda s upraveným pH (3,5) (označeno jako A2), 3) kohoutková voda s přídavkem 1 ml H_2O_2 (35%) (označeno jako A3), 4) kohoutková voda s upraveným pH (3,0) + přídavek 1 ml H_2O_2 (35%) (označeno jako A4). Účelem této fáze experimentu bylo zjistit podmínky, při kterých může dojít ke zpětné oxidaci Cr^{3+} na Cr^{6+} a desorpci zpět do vodné fáze. Jinými slovy byla sledována míra stability zredukované formy v horninovém prostředí.

Během obou fází experimentu byly průběžně prováděny analýzy jak zeminy, tak reakčních i promývacích vod. Na základě výsledků bylo zjištěno, že nZVI zredukovalo Cr^{6+} přítomný v zemině až z 81,4 % (v koloně A), zatímco během slepého pokusu nebyla pozorována žádná redukce přítomného Cr^{6+} (obr. 4). Současně bylo pozorováno, že v případě kolony A (s obsahem nZVI) nebyl detekován téměř žádný Cr^{6+} v odpuštěné vodě během 1. fáze experimentu (obr. 5), což opět svědčí o tom, že došlo k redukcí chromu a jeho sorpci v horninovém prostředí.

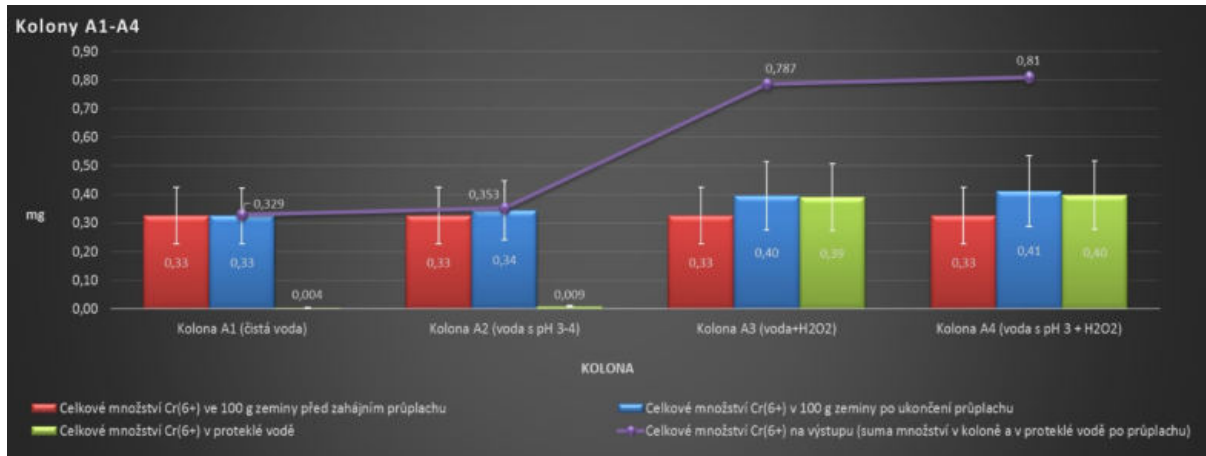


Obr. 4: Účinnost přeměny (redukce) Cr^{6+} na Cr^{3+} během 1. fáze experimentu



Obr. 5: Celkové množství Cr^{6+} obsaženo v zemině jednotlivých kolon před zahájením a po ukončení 1. fáze experimentu a ve vypuštěné reakční vodě

V případě, kdy zemina s redukováným a nasorbovaným chromem byla proplachována pouze čistou a kyselou vodou, nedošlo téměř k žádnému výplachu Cr^{6+} ani k nárůstu jeho koncentrace v zemině, tedy ke zpětné oxidaci z Cr^{3+} na Cr^{6+} . Změna byla pozorovatelná až v případech, kdy bylo v průplachové vodě přítomno oxidační činidlo. Po průtoku vody s obsahem oxidačního činidla došlo k nárůstu obsahu Cr^{6+} jak v zemině, tak i v protékající vodě. Konečný stav tedy znamenal vyšší koncentrace Cr^{6+} než na počátku (obr. 6). Z něho je patrné, že téměř výhradně se s vodou uvolňuje Cr^{6+} . Lze tedy usoudit, že čistá ani okyselená voda nebudou mít výrazný vliv na zpětnou oxidaci redukované formy chromu a její uvolnění z horninového prostředí, avšak přítomnost oxidačního činidla již ano.



Obr. 6: Celkové množství Cr^{6+} obsažené jak v zemině před zahájením a po ukončení průplachu tak i v protékající vodě v závislosti na typu upravené průplachové vody; testy se zeminou z kolony A (nZVI)

Aby došlo k porušení stability a uvolnění chromu z horninového prostředí, musí dojít k jeho oxidaci, která však nastává až za přítomnosti silných oxidačních činidel. Maximálně mohou nastat změny v hodnotách pH, avšak ty na zpětnou oxidaci chromu nemají vliv, jak bylo v testech prokázáno. Navíc při aplikaci nZVI budou hrát významnou roli rovněž hydratované oxidy železa (vznikající postupnou oxidací nZVI), které jsou schopné díky svému kladnému náboji sorbovat i šestimocný chrom v podobě aniontů v kyselém prostředí.

ZÁVĚR

V zájmovém území byla zhodnocena míra a rozšíření znečištění. Původ některých kontaminantů může souviset se šířením se znečištění z jiných částí průmyslového areálu (např. PCE). Oblast chromovny se prokázala jako jednoznačný zdroj znečištění chromu v nenasycené i nasycené zóně horninového prostředí. Na základě hodnocení rizika bylo navrženo zamezit dalšímu průniku kontaminace do životního prostředí a minimalizovat míru a rozsah kontaminace podzemní vody šestimocným chromem v okolí chromovny. Navrhované sanační řešení vychází z poznatků o šíření se chromu v hodnoceném prostředí, kdy oxidací vody se Cr^{6+} redukuje na Cr^{3+} přičemž dochází jeho sorpci v horninovém prostředí. Pomocí sérií kolonových testů v laboratoři bylo prokázáno, že aplikace nZVI na redukci Cr^{6+} a jeho stabilizaci v horninovém prostředí se jeví jako velmi efektivní přístup k řešení problematiky na dané lokalitě.

LITERATURA

Jacks, G., Bhattacharya, P., 1998: Arsenic contamination in the environment due to the use of CCA-wood preservatives. Arsenic in Wood Preservatives, Part I, Kemi Report, 7 – 75

Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí č. 1: Analýza rizik kontaminovaného území (2011)

Nriagu, J.O., Bhattacharya, P., Mukherjee, A.B., Bundschuh, J., Zevenhoven, R., Loeppert, R.H., 2007: Arsenic in soil and groundwater: an overview. Trace Metals and other Contaminants in the Environment, Vol. 9, 3 – 60

Ure, A., Berrow, M., 1982: The elemental constituents of soils. In Bowen HJM (ed) Environmental Chemistry of the Elements. The Royal Society of Chemistry, London, 94 – 203

Webster, J.G., 1999: The source of arsenic and other elements in the Marbel-Matingao river catchment, Mindanao, Philippines. Geothermics, 28, 95 – 111

Yudovich, Y.E., Ketris, M.P., 2005: Arsenic in coal: a review. International journal of coal geology, 61, 638 – 643

CIELENÝ VÝSKUM NA SKLÁDKE CHZJD V KONTEXTE NAVRHOVANÝCH SANAČNÝCH OPATRENÍ

Andrej Machlica, Dagmar Stojkovová

DEKONTA Slovensko, spol. s r.o.

Odeská 49, 821 06 Bratislava, machlica@dekonta.com, stojkovova@dekonta.com

Kľúčové slová: skládka, pesticídy, podzemná voda, sanačné technológie, fyzikálno-chemické metódy

ABSTRAKT

Skládka odpadu z Chemických závodov Juraja Dimitrova (CHZJD), nachádzajúca sa na území hlavného mesta, sa stala v ostatnom roku predmetom zvýšenej pozornosti laickej i odbornej verejnosti. Už počas prieskumných prác v rokoch 2014 a 2015 sa potvrdil transport znečisťujúcich látok smerom do mestskej časti Vrakuňa a následne ďalej do oblasti za Bratislavu. Už počas realizácie sanačných prác ako aj po ich skončení bude potrebné zabezpečiť čistenie znečistenej podzemnej vody. Vzhľadom na heterogénnu zmes kontaminantov na skládke bude potrebné otestovať niekoľko sanačných prístupov súčasne, aby bolo možné zabezpečiť požiadavky na kvalitu prečistenej podzemnej vody. V rámci nového v súčasnosti prebiehajúceho výskumného projektu sa vyhodnocujú najpravdepodobnejšie preferenčné cesty transportu znečistenia a kontaminanty, ktoré môžu mať vzhľadom na svoju charakteristiku najväčší vplyv na životné prostredie a obyvateľov dotknutého územia. Cieľovým výberom sa identifikujú následne látky, ktoré budú predmetom laboratórneho výskumu. Následne sa pripravuje realizácia pilotnej skúšky, ktorej cieľom bude odskúšanie nového integrovaného procesu čistenia podzemných vôd znečistených predovšetkým zmesou organických látok, uhlíkovodíkov, vybraných pesticídov a prchavých látok. Technológia čistenia vody by mala byť na základe aktuálne prebiehajúcich laboratórnych testov nastavená jednak na odstránenie vysokých koncentrácií látok priamo na skládke, ako aj nižších v okolí skládky tak, aby boli splnené požadované limity.

ÚVOD

Cielený výskum na skládke CHZJD v Bratislave a v jej okolí je pokračovaním zisťovania stavu životného prostredia na predmetnom území. Prieskumom z roku 2015 bol podrobne zistený stav znečistenia na samotnej skládke a orientačne v jej okolí. Vzhľadom na zámer sanácie skládky a potrebu čerpania podzemných vôd pre sanačné účely začal prebiehať cielený výskum na lokalite, ktorého hlavným cieľom je nájsť vhodnú kombináciu fyzikálno-chemického resp. biologicko-fyzikálno-chemického spôsobu čistenia vody, ktorým by sa dali odstrániť látky nebezpečné pre životné prostredie a obyvateľov. Počas prieskumných prác v minulosti bolo identifikované územie, v ktorom je predpoklad výskytu znečisťujúcich látok vo vode. Keďže v blízkosti skládky sa nachádzajú záhrady a rodinné domy, kde ľudia využívajú studne na polievanie záhrad, napúšťanie bazénov a pestujú úrodu, ktorá môže byť priamo ovplyvnená kontaminovanou podzemnou vodou, je dôležité venovať pozornosť výskytu znečisťujúcich látok, ich koncentráciám, transportu ako aj ich odstráneniu.

Z ostatného podrobného prieskumu bolo potvrdené šírenie znečistenia v smere prúdenia podzemných vôd, a to v smere SZ – JV. Ohrozená je predovšetkým mestská časť Bratislava-Vrakuňa (Urban et al., 2015). Zdrojom kontaminácie podzemných vôd je primárne odpad zo skládky a sekundárne znečistené zeminy nad a pod hladinou podzemnej vody. Režim podzemných vôd na tejto lokalite je ovplyvňovaný režimom Dunaja. Nepredpokladá sa vplyv ramena Malého Dunaja na prúdenie podzemnej vody, nakoľko toto rameno je zakolmatované. Modelovaním bolo nasimulované prostredie východne a juhovýchodne od skládky za účelom zistenia možného dosahu na vodárenské zdroje na Žitnom ostrove. Pri súčasnom stave by nemalo dochádzať k ovplyvneniu týchto zdrojov (Kovács in Urban et al., 2015).

Vzhľadom na pomerne veľké územie, v ktorom sa predpokladá výskyt kontaminačného mraku je potrebné overiť a spresniť plošný aj hĺbkový rozsah znečistenia. Aj vďaka cieľovým odberom vody z miest predpokladaných preferenčných ciest pohybujúceho sa znečistenia je možné spresňovať veľkosť kontaminačného mraku. Na priloženom obrázku sú zobrazené predpokladané miesta preferovaných ciest znečistenia na historickej mape, kde by bolo vhodné lokalizovať monitorovacie vrtý (obr. 1a). Stanovenie predpokladaných preferenčných miest prúdenia bolo zostavené jednak z dostupných archívnych údajov ako aj analyzovaním niekoľkých historických máp z rôznych období a interpoláciou na súčasný stav. Správne zvoleným miestom odberu je možné docieľenie významnej úspory financií potrebných na riešenie znečistenia pod skládkou. Taktiež bude potrebné vybudovanie týchto vrtov so zohľadnením špecifikácií ako – poloha, litologické vrstvy, hĺbka vrtu, hĺbka neogénneho podložja a zabudovanie vrtu až do nepriepustného podložja.

V súčasnej dobe nie je oblasť pod skládkou pokrytá žiadnym novým vrtom, ktorý by reprezentoval celý litologický profil prostredia až po neogénne podložie. Zarážané domové studne (na obr.1b označené ako VOS), ktoré boli použité ako indikačné odberové miesta pre odber vody počas prieskumu v rokoch 2014 a 2015 nie je vhodné použiť pre monitoring skutočného rozsahu a charakteru znečistenia po sanácii. Tieto studne majú v prevažnej miere hĺbku cca 6 – 13 m a slúžia len na doplnkové používanie podzemnej vody na závlahu a teda aj odbery z nich bude treba prispôsobiť tejto skutočnosti. Údaje z týchto studní je možné použiť prevažne na indikatívne zistenie výskytu znečisťujúcich látok, ktoré môžu ohrozovať užívateľov takejto vody najmä formou dermálneho kontaktu a ingescie. Ako doplnkové odberné miesta k novým monitorovacím vrtom môžu tieto studne poskytovať užitočné informácie o stave podzemnej vody vo vrchnej časti zvodnenej vrstvy, ktorej voda je obyvateľmi Vrakune najviac využívaná. Na dlhodobjší monitoring kvality podzemných vôd a prípadného znižovania koncentrácie znečisťujúcich látok v predmetnej oblasti by bolo vhodné vybudovať sieť reprezentatívnych vrtov s riadne vybudovanou filtračnou časťou v celom priereze zvodnenej vrstvy, aby bolo možné sledovať prípadné zmeny parametrov aj zonálne. V súčasnej dobe je v oblasti medzi skládkou a Malým Dunajom jediný vrt – RM-702 s hĺbkou 16 m s ukončením v štrkovej vrstve, ktorý je monitorovacím vrtom v správe spoločnosti Slovaft a je využívaný aj na monitoring ŠGÚDŠ. Zaklesávaním podložja smerom na JV od skládky dochádza k významnej možnosti prieniku znečistenia aj do spodných častí zvodnenej vrstvy. Z uvedeného dôvodu je potrebné preskúmať a prehodnotiť vhodnosť aj technický stav siete týchto vrtov ako súčasť širšej monitorovacej siete pre účely sledovania zmien v koncentráciách znečisťujúcich látok v rámci posačného monitoringu.

Po ukončení posudzovania reprezentatívnych hodnôt koncentrácií znečisťujúcich látok v okolí ako referenčných hodnôt pre ovplyvnené a neovplyvnené prostredie budú pre pilotný projekt nastavené reálne koncentrácie sledovaných látok pre čistiacu technológiu vody nielen na skládke ale aj v jej blízkom okolí.

MATERIÁL A METÓDY

V rámci riešenia projektu sa ako reprezentatívny vrt pre účely čistenia vôd na skládke vybral monitorovací vrt HGSV-5, nakoľko v rámci prieskumu z roku 2014 a 2015 tu bolo najviac látok prekračujúcich limity podľa smernice MŽP č.1/2015–7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. Taktiež z hľadiska dostupnosti a vhodnosti terénu pre odskúšanie pilotnej skúšky bol vybraný práve tento vrt. Pre overenie a upresnenie šírenia znečistenia boli zrealizované aj odbery z vrtov HGSV-4 a HGSV-6 (obr. 1b). Počas týchto odberov bol zisťovaný aj vhodný postup odberu vzoriek vody zo skládky, nakoľko štandardný odber vzorky vody pri zohľadnení ustálených parametrov sa ukázal vzhľadom na extrémnu nehomogenitu prostredia pre účely testovania sanačnej technológie ako nepostačujúci. Toto dokazujú aj rozkolísané výrazne odlišné hodnoty kontaminantov pri danom type odberu.



Obr. 1: a) Historická mapa z roku 1873 s vyznačením navrhovaných vrtov v preferenčných cestách , b) mapa predmetného územia s vyznačením dokumentačných bodov (Urban et al., 2015)

V rámci realizovaného projektu sa pozornosť venuje najmä prchavým organickým látkam, uhl'ovodíkom, organochlórovaným a nechlórovaným pesticídom, kyslým herbicídom a z anorganických látok arzénu. Zo skupiny pozorovaných kontaminantov na skládke odpadu sú pre životné prostredie nebezpečné najmä látky ako *chlórbenzén*, ktorý sa dostáva do prostredia aj degradačnými procesmi pesticídnych látok na báze HCH, a HCB.

Jeho biodegradácia je v pôde a vode pomalá. Taktiež je schopný bioakumulácie v potravinom reťazci. Jeho dopad na životné prostredie je rovnaký ako pri trichlórbenzéne. Ďalším z radu nebezpečných látok sú *hexachlórcyklohexán* (HCH) a *hexachlórbenzén* (HCB) zo skupiny chlórovaných pesticídov, ktoré sú stabilné a schopné bioakumulácie. HCB sa vďaka svojim vlastnostiam ako prchavosť a stabilita dokáže transportovať na dlhé vzdialenosti. Je to látka, ktorá je vo všeobecnosti všadeprítomná a zaznamenateľná vo všetkých zložkách životného prostredia, a to i na odľahlých lokalitách. Z nechlórovaných pesticídov možno spomenúť napr. *propazín*, ktorý je vysoko perzistentný v pôdnom prostredí s polčasom rozpadu do 231 dní (Wauchope et al., 1992) a keďže je odolný voči narušeniu hydrolýzou, fotolýzou alebo biodegradáciou, má veľký potenciál vyplavovať sa do podzemnej vody (extoxnet.orst.edu). Všeobecne triazínové pesticídy majú nízku biodegradabilitu a ich perzistencia vo vodnom prostredí môže byť viac ako dva roky, v podzemnej vode pretrvávajú za vzniku metabolitov. Keď dôjde k degradácii pôvodnej zlúčeniny, neznamená to elimináciu nebezpečenstva, pretože môžu vzniknúť ešte toxickejšie metabolity. Z pesticídov dobre širiteľných v pôde vďaka ich vysokej mobilite môžeme spomenúť aj fenuron, naptalám a ďalšie, ktoré boli na lokalite taktiež zistené.

Z hľadiska vplyvu expozície látok nachádzajúcich sa na skládke, ktoré unikajú do pôdy a vylučujú sa do podzemnej vody sú pre ľudský organizmus nebezpečné aj *benzén*, ktorý je mutagénny a v tele sa oxiduje na reaktívne epoxidy, ktoré majú karcinogénne vlastnosti a schopnosť reagovať s DNA (Pitter, 1999). Taktiež i izoméry *xylénu*, ktoré sú škodlivé a akumulujú sa v organizmoch. Najtoxickejším je paraxylén poškodzujúci najmä kostnú dreň a znižujúci počet krviniek. Taktiež i väčšina triazínových pesticídov ako i ostatných pesticídov patrí medzi ľudské karcinogény (www.life2water.cz). K extrémne nebezpečným látkam patrí napr. aj organofosfátový insekticíd azinfos-etyl, ktorý je na zozname nebezpečných látok amerického federálneho úradu a vo väčšine štátov sveta vrátane Európy je zakázaný (arnika.org).

Avšak nie všetky kontaminanty, ktoré sú perzistentné v životnom prostredí a nie sú ľahko biologicky odbúrateľné, sú aj toxické pre ľudí. Napr. chloridazón a jeho degradačný produkt chloridazón-desfenyl majú nízku toxicitu, nevykazujú mutagénne, genotoxické ani teratogénne vlastnosti (www.life2water.cz). Tieto látky sa nachádzajú vo veľkej miere v oblasti južne od skládky a je ich možné považovať za stopovacie látky, vďaka ktorým je možné identifikovať pravdepodobné znečistenie zo skládky. Nakoľko sa metabolity chloridazónu nachádzajú vo všeobecnosti v prostredí vo vyšších koncentráciách ako pôvodná látka je na mieste sledovanie aj týchto látok. Vyššie uvedené látky však nie sú uvedené v Nariadení vlády č. 354/2006 Z. z. pre pitné vody, a preto ich rozšírenie nie je štandardnými analýzami pokryté. Zaradením ich sledovania vrátane aj iných nezaradených látok do rozsahu analytiky odoberaných vzoriek v tejto oblasti by umožnilo lepšie zmapovanie rozsahu kontaminačného mraku.

VÝSLEDKY

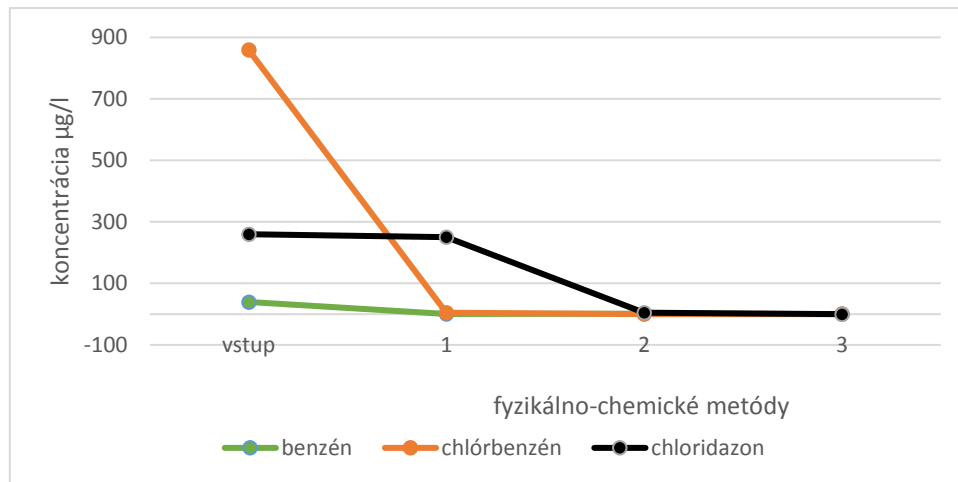
V rámci laboratórneho experimentálneho výskumu sa testovalo viacero fyzikálno-chemických sanačných prístupov. Ako prvé boli otestované viaceré fyzikálne metódy, následne oxidačné a redukčné metódy ako aj procesy sorbie.



Obr. 2: Fotografia z výsledkov experimentálneho čistenia podzemnej vody zo skládky CHZJD

Z prvotných výsledkov v súčasnosti prebiehajúcich experimentov vychádzajú nasledovné výsledky. Pri nechlórovaných pesticídoch < 0,05 µg/l v porovnaní so vstupným údajom koncentrácie. Pri uhlíkovodíkovom indexe sa dosiahla hodnota < 50 µg/l, pri hexachlórbenzéne < 0,005 µg/l, pri chlórbenzéne, di- a trichlórbenzénach < 0,1 µg/l, pri benzéne < 0,2 µg/l, pri meta-,para-xyléne < 0,2 µg/l a orto-xyléne < 0,1 µg/l. Na

obr. 2 je názorná ukážka výsledku testov po použití úpravy vody fyzikálno-chemickými metódami. Vľavo na obrázku je fľaša s odobratou vzorkou vody zo skládky a smerom doprava vidieť postupné vyčisťovanie vody. Na obr. 3 sú znázornené výsledky experimentov vybraných kontaminantov, kde sú zachytené ich vstupné koncentrácie, ktoré sa vplyvom jednotlivých čistiacich stupňov postupne znižovali na cieľové limity alebo aj na nižšie koncentrácie.



Obr. 3: Grafické zobrazenie koncentrácie vybraných kontaminantov po výsledku experimentálneho čistenia

ZÁVER

V aktuálnej fáze testovania môžeme povedať, že vhodnou kombináciou čistenia za použitia fyzikálno-chemických metód je možné dosiahnuť významné zníženie koncentrácií sledovaných kontaminantov na cieľovú úroveň. Jednotlivé metódy sú účinné selektívne v závislosti od typu kontaminantu. Jednou metódou je možné odstrániť prehavé organické látky, ďalšou je možné odstrániť napr. väčšinu ľahko rozložiteľných pesticídov a iné metódy zase dokážu zachytiť kontaminanty, ktoré nebolo možné v predošlých stupňoch čistenia odstrániť. Pri riešení projektu sa podarilo iniciovať vytvorenie odbornej platformy s odborníkmi zo ŠGÚDŠ, SAV a PriF UK v Bratislave, ktorí spolu začali komunikovať v odborných veciach týkajúcich sa problematiky skládky CHZJD.

POĎAKOVANIE

Príspevok vznikol v rámci projektu „Výskum nového integrovaného procesu čistenia podzemných vôd znečistených zmesou organických a anorganických látok priemyselného pôvodu“ podporeného MH SR. Vďaka patrí aj projektovému tímu z DEKONTA Slovensko, spol. s r. o. za terénne práce, expertom z DEKONTA a. s. a expertom z ALS Czech Republic.

LITERATÚRA

Pitter, P., 1999: Hydrochemie. Praha, Vyd. VŠCHT, 1 – 568

Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 1/2015–7 z 28. januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. MŽP SR, Bratislava, 1 – 96

Urban, O., Chovanec, J., Machlica, A., Keklák, V., Seres, Z., Soboňová, S., Štefánek, J., Binčík, T., Gregor, T., Zavadiak, R., Bednárík, M., Kolářová, J., Palúchová, K., Kozubek, P., Raschman, R., 2015: Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky. Prieskum prioritnej environmentálnej záťaže na lokalite Bratislavského kraja: Vrakunská cesta – skládka CHZJD. Záverečná správa, 21 príloh, 1 – 118

Wauchope, R.D., Buttler, T.M., Hornsby, A.G., Augustijn-Beckers, P.W.M., Burt, J.P., 1992: The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 123, 1 – 155

<http://extoxnet.orst.edu/pips/propazin.htm>

http://www.life2water.cz/znečistení_chemicals.html

<http://www.smv.cz/res/archive/013/001596.pdf>

<http://arnika.org/ethylazinfos>

NANO-BIO V SANAČNÍ PRAXI (POUŽITÍ NANOČÁSTIC ŽELEZA V KOMBINACI S MATERIÁLY PODPORUJÍCÍ PŘIROZENOU ATENUACI BĚHEM IN-SITU SANACE PODZEMNÍCH VOD KONTAMINOVANÝCH CHLOROVANÝMI UHLOVODÍKY)

Petr Lacina¹, Jana Steinová², Marie Czinnerová²

¹ GEOtest, a. s.

Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika, e-mail: lacina@geotest.cz

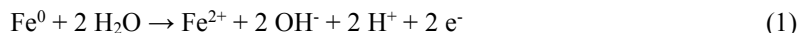
² Technická univerzita Liberec, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace
Bendlova 7, 461 17 Liberec, Česká republika

Klíčová slova: nanomateriály, nanočástice železa, přirozená atenuace, kontaminace, chlorované uhlovodíky, podzemní voda

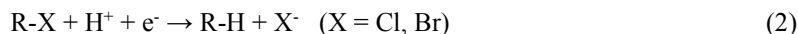
ÚVOD

Nanomateriály se v posledních letech staly symbolem moderní doby a jejich vzrůstající uplatnění v mnoha odvětvích je stále více patrné. Jednou z oblastí cílené aplikace komerčně vyráběných nanomateriálů se stává i ochrana a sanace různých složek životního prostředí. Látky, jejichž částice se přibližují rozměrům v řádech desítek nm, výrazně mění svoje vlastnosti v porovnání s běžnými mikro a makro rozměry. Obecně je to způsobeno tím, že nanočástice mají oproti větším částicím rozsáhlejší povrchovou plochu v přepočtu na svou hmotnost a objem. Podstatnou vlastností tak je nejen zmíněný mnohonásobně vyšší povrch, ale i výrazně vyšší reaktivita. Použitím nanomateriálů je proto možné získat mnohem širší manipulační prostor v sanační praxi i ochraně různých složek životního prostředí. V mnoha případech tak lze využívat materiály, které nejsou toxické ani cizorodé pro životní prostředí, a přesto dostatečně efektivní pro požadovaný druh činnosti.

Mezi nejvíce využívané nanomateriály v sanační praxi se bezesporu řadí ty na bázi uhlíku a nulamocného železa. Nanočástice na bázi nulamocného železa (nZVI = nano zero-valent iron) jsou charakterizovány silnými redukčními účinky, které jsou dané jejich oxidačním stavem. Díky nanorozměrům (< 100 nm) se v porovnání se železnými částicemi větších rozměrů (mikroželezo, železné špony) vyznačují i podstatně vyšší reaktivitou, větším reakčním povrchem a snadnější migrační schopností v horninovém prostředí. Ve vodném prostředí funguje nZVI jako výborný elektron donor, čímž ve svém okolí vytváří silně redukční prostředí, ve kterém může docházet k degradaci široké škály kontaminantů rozložitelných redukčními pochody. Těmito mechanismy jsou dobře odbouratelné především halogenované organické látky, jejichž redukční dehalogenací vznikají zpravidla látky méně toxické a biologicky snáze odbouratelné. Mezi nejrozšířenější halogenované organické kontaminanty se řadí chlorované uhlovodíky. Z nich pak nejvýznamnější skupinu environmentálních kontaminantů tvoří chlorované etheny (CIE): perchlorethen (PCE), trichlorethen (TCE), dichloretheny (DCE) a vinylchlorid (VC). Přípravky na bázi PCE se v minulosti hojně používaly jako odmašťovač a kontaminace různých složek životního prostředí těmito látkami dodnes patří mezi jedny z nejčastějších environmentálních zátěží. Právě pro eliminaci zátěží způsobených CIE je použití nZVI velmi efektivní. Při aplikaci nZVI do saturované zóny horninového prostředí dochází v první řadě k reakci nZVI s podzemní vodou podle následující rovnice (za anaerobních podmínek):



Díky této reakci vzniká v saturované zóně horninového prostředí přebytek elektronů a protonů (tzv. nescestní vodík), které se účastní redukční dehalogenace podle následující rovnice:

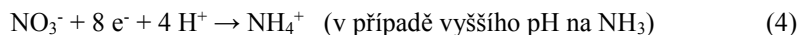


Jedná-li se o chlorované etheny, lze reakci popsat následující rovnicí:



Nížechlorované etheny pak reagují analogicky podle této rovnice.

Je však potřeba si uvědomit, že kromě redukční dehalogenace probíhají v podzemní vodě i další „konkurenční“ redukční reakce, které odebírají vzniklé elektrony a protony potřebné pro dechloraci. Tyto konkurenční reakce způsobuje především přítomnost dusičnanů a síranů, které jsou redukovány primárně:



Vzhledem k tomu, že jsou tyto látky v kontaminovaných podzemních vodách běžné a poměrně hojně zastoupeny, dochází ke spotřebě významné části redukční kapacity nZVI, a proto je potřeba tento materiál dávkovat ve velkých přebytecích oproti stechiometrii týkající se kontaminujících halogenovaných látek. I přesto však nZVI nachází stále větší využití v sanační praxi především z důvodu, že se jedná o materiál šetrný k životnímu prostředí (jde v podstatě o čisté železo) a který po aplikaci do saturované zóny horninového prostředí reaguje samostatně a dlouhodobě bez nutnosti dalších zásahů či aplikací jiných chemických látek.

V poslední době je pozornost stále více zaměřována také na kombinované nanomateriály (nanoželezo-nanouhlík) nebo kombinace nanomateriálů s jinými prvky (nanoželezo-síra, nanoželezo-kov (Pd, Ni...)) nebo kombinace nanomateriálů s organickými látkami či přípravky. Mezi tyto adjuvantní přípravky mohou patřit různé biosurfaktanty, organické netoxické látky (syrovátka, karboxymethylcelulóza) atp. Tyto mohou nejen podporovat vlastnosti daných nanomateriálů jako reaktivitu, migraci, desorpci kontaminantů z horninového prostředí atp., ale rovněž mohou působit jako živný substrát a zdroj uhlíku pro mikroorganismy. Tím může dojít k podpoře přirozené atenuace v daném prostředí a zefektivnění celého sanačního procesu.

Prezentovaná studie je zaměřena na aplikaci nZVI ve spojení s různými typy materiálů podporující přirozenou atenuaci a vliv těchto kombinací na vývoj kontaminace a dalších parametrů během in-situ sanace podzemních vod kontaminovaných CIE. Aplikace byla provedena v areálu průmyslového závodu s vysokými obsahy CIE v podzemní vodě. Účelem bylo nejen snížit kontaminaci výšechlorovaných ethenů v dané oblasti, ale rovněž porovnat efektivitu modifikovaných forem nZVI při samotné degradaci CIE i s ohledem na následnou biologickou aktivitu v aplikačních vrtech. Celkově je pak zhodnocena jejich využitelnost při in-situ sanaci podzemních vod.

STRUČNÝ POPIS LOKALITY

In-situ aplikace byla provedena v areálu průmyslového podniku zaměřeného na kovovýrobu, a to v oblasti bývalého skladu chemikálií a odmašťovacích prostředků. Jedná se o území o rozloze cca 450 m² s jílovitým nepropustným podložím. Kontaminace chlorovanými etheny (Σ CIE) se v saturované zóně dané oblasti pohybovala v rozmezí 40 – 100 mg/l (před aplikačními pracemi). Do zahájení aplikačních prací bylo v této oblasti provedeno několik sanačních zásahů od vakuové extrakce, sanačního čerpání, biologické dechlorace s využitím povrchově aktivní neionogenní látky až po několik kol Fentonovy chemické oxidace. Během těchto prací došlo k poměrně výraznému snížení kontaminace, avšak po ukončení zásahu míra kontaminace opět zvolna vzrůstala. Majoritní složku kontaminace tvořily výšechlorované etheny PCE a TCE, proto bylo přistoupeno k zásahu cestou reduktivní degradace s využitím nZVI. Cílem zvoleného přístupu bylo zredukovat výšechlorované etheny na nížechlorované případně až na koncové degradační produkty (ethen a ethan). Dalším úkolem této pilotní aplikace bylo ověřit různé modifikované formy nZVI a porovnat jejich účinnost při degradaci CIE. Na základě předchozího monitoringu bylo v této oblasti vybráno 6 aplikačních vrtů (V11 – V15), které jsou od sebe vzdáleny cca 4 – 5 m a sahají až do hloubky 15 m pod úroveň okolního terénu; vrt V10 byl kontrolní (viz obr. 1). Vzájemné ovlivnění vrtů nebylo pozorováno a vybraná oblast proto byla vhodná pro porovnání účinností jednotlivých modifikovaných forem nZVI.



Obr. 1: Přehled aplikačních vrtů a jejich přibližná lokalizace v ohnisku kontaminace

MATERIÁLY A METODIKA

Všechny aplikované materiály byly připraveny modifikací nZVI (NANOFER STAR) firmou LAC, s. r. o. Aplikáční práce proběhly ve dvou kolech (červenec 2015 a červen 2016). V prvním kole bylo do všech aplikačních vrtů naaplikováno 5 kg nZVI, které bylo ve dvou případech (V 11 a V-14) podpořeno biosurfaktantem na bázi solí vyšších mastných kyselin (MSJ). nZVI bylo dodáno ve formě koncentrované vodné suspenze vždy o hmotnosti 25 kg (tab. 1). Před aplikací došlo k dalšímu naředění suspenze s vodou z vodovodního řádu na přibližnou koncentraci 10 g nZVI/l a objem o této koncentraci byl pomocí čerpadla naaplikován do vrtu. V druhém aplikačním kole došlo v některých vrtech opět k aplikaci nZVI, avšak více byla pozornost věnována materiálům podporující přirozenou atenuaci. V tomto případě se jednalo především o nutrolasu (PNC), t. j. materiál vznikající jako vedlejší produkt při zpracování brambor během výroby škrobu. Tato viskózní kapalina byla před aplikací zředěna s vodou z vodovodního řádu v objemovém poměru 1 : 40. Vrt V10 byl v obou případech zvolen jako kontrolní, resp. pozad'ový.

Tab. 1: Přehled aplikovaných materiálů

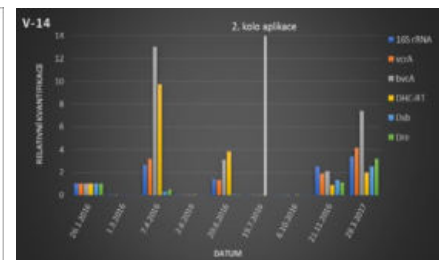
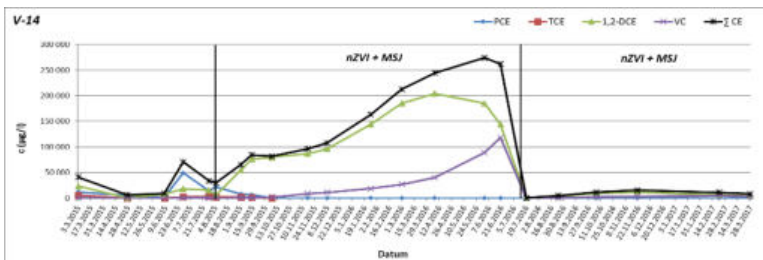
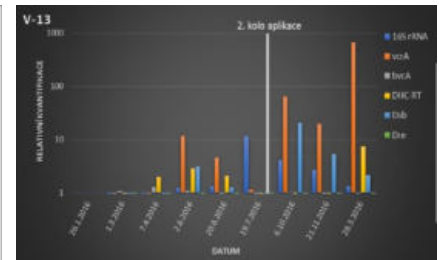
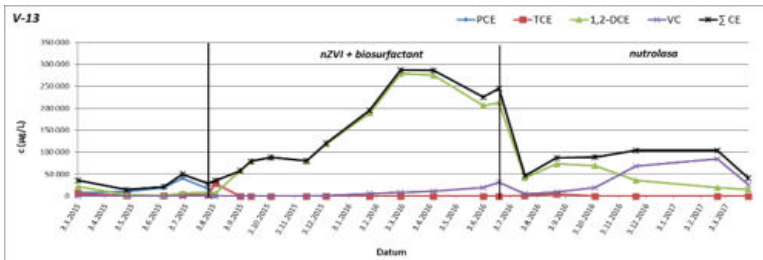
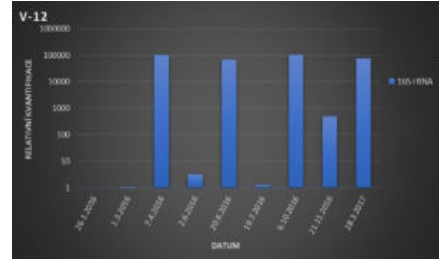
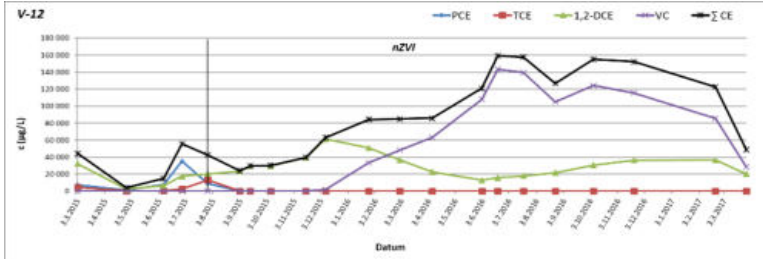
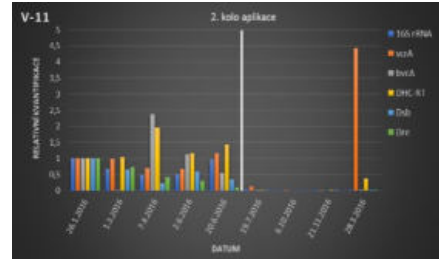
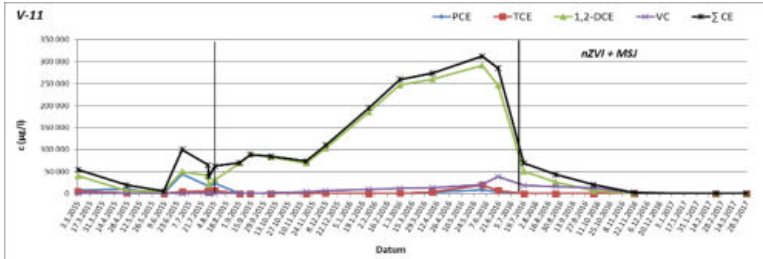
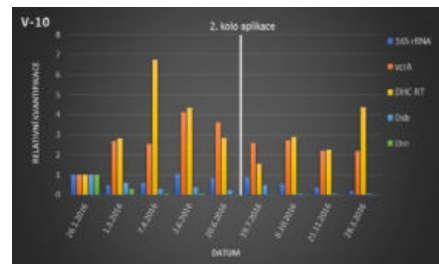
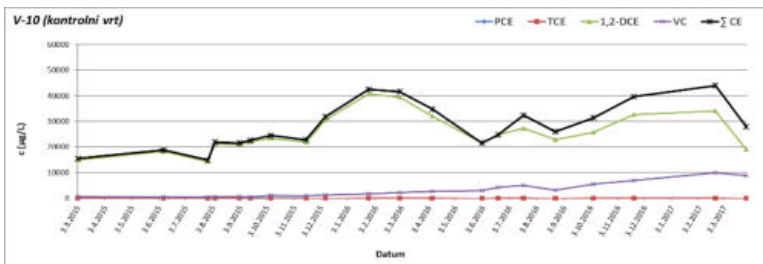
Vrt	1. aplikační kolo (28. 7. 2015)	2. aplikační kolo (20. 6. 2016)	Poznámky
V-11	nZVI (5 kg) ¹⁾ + MSJ (200 g) ²⁾	nZVI (5 kg) ¹⁾ + MSJ (500 g) ²⁾	<ul style="list-style-type: none"> • nZVI dodáno ve formě koncentrované vodné suspenze o hmotnosti 25 kg 1) nulamocné nanoželezo typ NANOFER STAR (LAC, s. r. o., ČR) 2) biosurfaktant na bázi solí vyšších mastných kyselin 3) dusíkatý koncentrát z brambor (PNC) – vedlejší produkt z brambor při výrobě škrobu (před aplikací zředěno s vodou v/v 1 : 40)
V-12	nZVI (5 kg) ¹⁾	-	
V-13	nZVI (5 kg) ¹⁾ + MSJ (200 g) ²⁾	Nutrolasa (5 l) ³⁾	
V-14	nZVI (5 kg) ¹⁾ + MSJ (200 g) ²⁾	MSJ (250 g) ³⁾	
V-15	nZVI (5 kg) ¹⁾	nZVI (1 kg) ¹⁾ + nutrolasa (3 l) ³⁾	
V-16	nZVI (5 kg) ¹⁾	nZVI (5 kg) ¹⁾	
V-10	Kontrolní vrt (bez aplikace)		

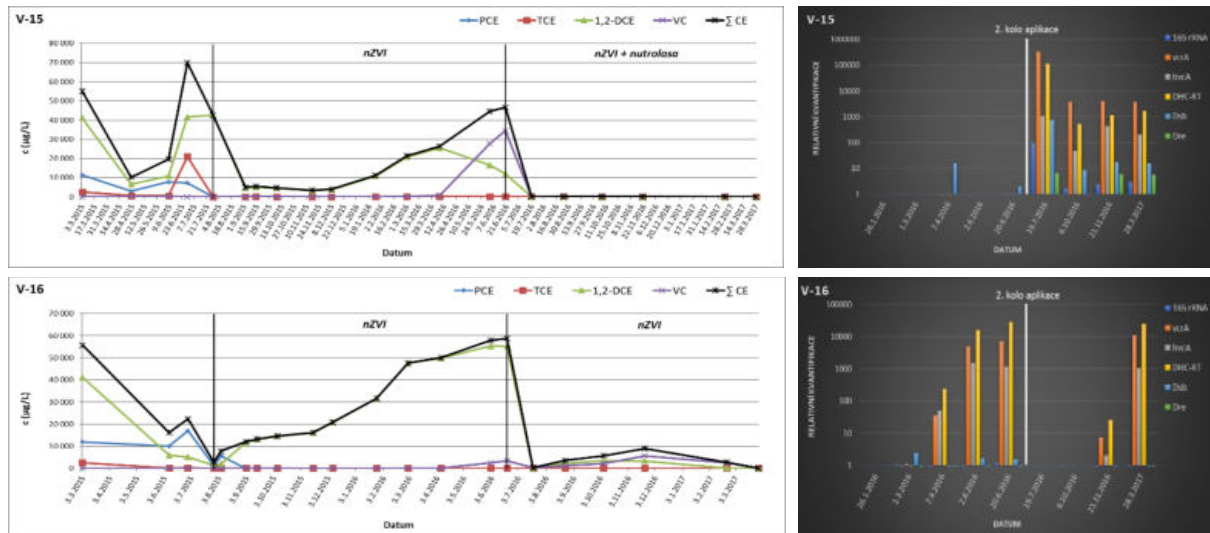
VÝSLEDKY A DISKUZE

Účelem pilotní aplikace bylo ověřit a zhodnotit účinnost kombinaci nZVI s dalšími materiály podporující přirozenou atenuaci při in-situ eliminaci CIE kontaminujících saturovanou zónu horninového prostředí. Dalším úkolem bylo zjistit jaký má kombinace vliv na následnou biologickou aktivitu v aplikačních vrtech. Za tímto účelem byl realizován pravidelný poaplikační monitoring, který zahrnoval mimo standardní stanovení jednotlivých CIE a fyzikálně-chemických parametrů také kvantitativní PCR (qPCR) analýzu zaměřenou na detekci genů kódujících enzymy schopných degradovat chlorované uhlovodíky (vinylchlorid reduktáza *vcrA* a *bvcA*). qPCR analýza současně zahrnovala identifikaci a zastoupení nejčastěji se vyskytujících rodů mikroorganismů disponujících enzymy schopných degradovat chlorované uhlovodíky (*Dehalococcus* – DHC-RT, *Desulfotobacterium* – Dsb, *Dehalobacter* – Dre).

Výsledky týkající se vývoje kontaminace a biologické aktivity v jednotlivých vrtech jsou uvedeny v následujících grafech (obr. 1). Po prvním aplikačním kole došlo ve všech vrtech, kde bylo aplikováno nZVI, velmi brzy k prudkému poklesu oxidačně-redukčního potenciálu a nárůstu hodnot pH. Z uvedených grafů (první sloupec grafů) je patrné, že během prvních týdnů po prvním aplikačním kole došlo ve všech případech k téměř úplné eliminaci výšechlorovaných ethenů (PCE a TCE). Naopak vývoj koncentrace DCE (v tomto případě *cis*-1,2-dichlorethen) se u jednotlivých aplikací lišil v závislosti na použitém materiálu. Zatímco po aplikaci samotného nZVI (vrty V12, V15 a V16) došlo buď k poklesu DCE nebo pouze jeho mírnému nárůstu, u aplikací, kde bylo nZVI použito společně s biosurfaktantem (vrty V11, V13, V14), došlo k jeho výraznému nárůstu, který zvyšoval i celkovou úroveň kontaminace (Σ CIE) v jednotlivých vrtech. Nárůst DCE je při redukčních reakcích přirozený jev, protože dochází k postupné reduktivní dehalogenaci výšechlorovaných CIE přes nížechlorované až na samotný ethen. Rápidní nárůst DCE v případě, kdy byl použit biosurfaktant, lze vysvětlit desorpčními účinky jednotlivých surfaktantů, kdy v první fázi došlo pravděpodobně k uvolnění CIE z horninového prostředí a poté k jejich dehalogenaci (především PCE a TCE), což se v prvních měsících projevilo tímto výrazným nárůstem obsahu DCE. Během prvních 5 měsíců od aplikace nebyl pozorován téměř žádný nárůst koncentrace VC, protože veškerá redukční kapacita nZVI se spotřebovala při redukci přítomného PCE a TCE na stabilnější DCE. Po uplynutí cca 6 měsíců od prvního kola aplikace byl již zřejmý nárůst VC a postupný pokles DCE. Míra

této transformace se u jednotlivých vrtů lišila. Po druhém aplikačním kole už došlo buď k úplné eliminaci kontaminace nebo k jejímu výraznému snížení. Z pohledu biologického oživení v jednotlivých vrtech (druhý sloupec grafů) je patrné, že po aplikaci samotného nZVI dochází téměř vždy k výraznému útlumu biologické aktivity, která se začala pozvolna obnovovat až po několika měsících. Uvedené grafy znázorňují relativní kvantifikaci sledovaných parametrů, tj. kolikanásobně došlo k nárůstu či poklesu oproti prvním odběru. Jinými slovy množství a výška sloupcových grafů hovoří o míře biologického oživení schopného odbourávat chlorované uhlovodíky biologickou cestou. Dobře je vývoj vidět po druhém aplikačním kole. V případech, kdy bylo nZVI aplikováno spolu s biosurfaktantem, byl útlum biologické aktivity nižší a k obnově došlo mnohem dříve. V případech, kdy byla v druhém kole aplikována samotná nutrolasa nebo v kombinaci s nZVI, však byl pozorován výrazný nárůst biologické aktivity, což se projevilo i vývojem kontaminace a transformace jednotlivých chlorovaných ethenů. Z uvedených výsledků je tak zřejmé, že kombinací nZVI a materiálů podporujících biologickou aktivitu může dojít k zajímavé synergii, která přispívá k intenzivnější sanaci vod kontaminovaných chlorovanými etheny.





Obr. 1: Výsledky týkající se vývoje kontaminace a biologické aktivity v jednotlivých vrtech (1. a 2. aplikační kolo)

ZÁVĚR

Cílem modifikace nZVI nebo jeho aplikací spolu s jinými materiály je snaha zlepšit či podpořit některé jeho vlastnosti, případně zintenzifikovat sanaci saturované zóny horninového prostředí. Spojení nZVI s biosurfaktanty nebo materiály podporujícími biologickou aktivitu se při sanaci saturované zóny s obsahem CIE zdá být velmi zajímavou a slibnou metodou. Během aplikace nZVI s biosurfaktanty dochází k vytvoření anoxických podmínek a současně k desorpci CIE z horninového prostředí, které se tak mohou snáze účastnit reduktivních reakcí. Následná aplikace materiálů či substrátů podporujících biologickou aktivitu pak napomáhá k výraznému oživení anaerobních bakterií, mezi které se řadí i ty schopné degradovat chlorované uhlovodíky. Výsledkem může být zajímavá synergie degračních pochodů, které vedou k intenzifikaci sanačních procesů během in-situ sanace saturované zóny horninového prostředí kontaminované chlorovanými uhlovodíky, konkrétně chlorovanými etheny.

PODĚKOVÁNÍ

Realizace části tohoto projektu vznikla za podpory Technologické agentury České republiky „Centra kompetence“ (projekt TE01020218).

LITERATURA

Lacina, P., Dvořák, V., Vodičková, E., Polenkova, A., 2014: Comparison of the efficiency of reduction and oxidation reactions using iron particles during in-situ remediation of groundwater contaminated by chlorinated ethylenes. *Podzemná voda*, 20(2), 166 – 175
 Lacina, P., Dvořák, V., Vodičková, E., Barson, P., Kalivoda, J., Goold, S., 2015: The application of nano-sized zero-valent iron for in-situ remediation of chlorinated ethylenes in groundwater: A field case study. *Water Environment Research*, 87, 326 – 333

Munzar, M., Černošský, T., 2009: Testování mechanických vlastností nanomateriálů, *CHEMmagazín*, 16(4), 8 – 10
 Stumm, W. a Morgan, J.J., 1996: *Aquatic chemistry*. 3rd ed., New York, John Wiley & Sons, Inc.
 Weidlich, T., Lacina, P., 2015: Využití reduktivní dehalogenace pro jednoduchý rozklad aromatických chlorderivátů s následnou biodegradací vznikajících produktů. In: *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi XVIII*, 14. – 15. října 2015, Hustopeče. Vodní zdroje Ekomonitor, spol. s r. o., Chrudim, 117 – 121

VYUŽITÍ KOMBINOVANÝCH REMEDIAČNÍCH POSTUPŮ PRO ČIŠTĚNÍ ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ SE ZŘEATELEM NA MIKROPOLUTANTY

Petr Beneš^{1,2}, Martina Siglová^{1,2}, Jiřina Macháčková^{1,2}, Boris Bodáč¹, Miroslav Minařík^{1,2}

¹ EPS Slovensko, s. r. o.

Vlčkovce 110, 919 23 Vlčkovce, SK, eps@epslovensko.sk

² EPS biotechnology, s. r. o.

V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice, CZ, eps@epsbiotechnology.cz

ABSTRAKT

Jako mikropolutanty označujeme toxické, persistentní a bioakumulativní látky s negativním vlivem na ekosystémy, živé organismy, případně zdraví člověka. Tyto látky se dostávají do životního prostředí především v rámci antropogenních (průmyslových) procesů a díky své persistenci zasahují téměř všechny složky přírody. Díky svým vlastnostem, jako je především bioakumulativnost a persistence, jsou nebezpečné i ve velmi malých koncentracích protože se hromadí v potravních řetězcích. Velmi významnou roli v kontaminaci životního prostředí mají například farmaka, přípravky pro osobní péči (PPCPs – Pharmaceuticals and Personal Care Products) a pesticidy. Se stále zlepšující se kvalitou a citlivostí analytických postupů a vzrůstajícím zájmem lokálních autorit o zdravé životní prostředí se problematika těchto látek stává v poslední době velmi aktuální a zároveň palčivou. Současné výzkumy a praktické zkušenosti ukazují, že moderní kombinované sanační techniky, které do remediačního postupu integrují fyzikálně-chemické, biologické a případně i elektrochemické postupy mohou být velmi účinným, ekonomicky efektivním a především k životnímu prostředí šetrným nástrojem, který je schopen odstranit nejen konvenční kontaminaci, ale také celou řadu výše zmíněných mikropolutantů. Autoři se přímo podíleli na projektech, které se výzkumem těchto moderních technologií zabývají a otvírají cestu k jejich přímenému nasazení na slovenských lokalitách.

Klíčová slova: mikropolutanty, persistentní látky, farmaka, pesticidy, životní prostředí, remediace.

MIKROPOLUTANTY

V rámci Evropské unie existuje směrnice 2013/39/EU, která se zabývá popisem prioritních látek v oblasti vodní politiky, které se jeví jako problematické (Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU ze dne 12. srpna 2013). Za účelem aktualizace této směrnice se sbírají data z celé EU a vždy ve 4-letých intervalech se vyhodnocuje, které látky na stávajícím seznamu ponechat, které látky nově zařadit a které naopak vynechat. Od roku 2008, kdy bylo na seznamu 33 prioritních sloučenin, došlo do současnosti k rozšíření seznamu na 45 látek. Tento seznam neobsahuje jen prostý výčet zájmových chemikálií, ale také jejich nejvyšší přípustné koncentrace v povrchových vodách případně v biotě. Nově byly na tento seznam zařazeny látky naplňující definici mikropolutantů, a to: dikofol (pesticid), perfluoroktansulfonová kyselina a její deriváty (insekticid), chinoxifen (pesticid), hexabromcyklododekany (bromované zpomalovače hoření), heptachlor (insekticid), alonifen (herbicid), bifenox (herbicid), cybutryn (mikrobiocid), cypermethrin (insekticid), dichlorvos (fumigant) a terbutryn (herbicid). Dále jsou monitorovány látky ze skupiny farmak, zejména diklofenak (nesteroidní protizánětlivé léčivo), 17-beta-estradiol a 17-alfa-ethinylestradiol (látky pocházející z hormonální antikoncepce).

Nejvhodnější místa eliminace látek ze skupiny farmak, kosmetických produktů a domácí chemie jsou zejména čistírny odpadních vod, případně úpravny pitné vody. Jiná situace je u pesticidů, které se na ČOV sice také dostávají, ale primárně se jedná spíše o plošné znečištění v zemědělských oblastech, které následně ohrožuje zdroje podzemních a povrchových vod a kontaminuje půdu. Nicméně, ani konvenční ČOV nejsou v současné podobě vhodným řešením pro většinu organických mikropolutantů (OMP), neboť nedochází k jejich dostatečnému zachycení a přecházejí tak dále do recipientů, kde mohou působit na říční biocenózu a transportovat se do dalších částí ekosystému. Mohou tak kontaminovat i zdroje pitné vody. Tento druh koloběhu není však jedinou variantou průniku mikropolutantů do životního prostředí. Dalším způsobem kontaminace je zemědělské využívání čistírenských kalů jako hnojiva. A nemalým zdrojem farmak ve vodách jsou léky s proslou trvanlivostí, které se do koloběhu dostávají formou průsaků ze skládek nebo jejich spláchnutím do odpadu (Pitter, 2009).

Bohužel je nutno konstatovat, že typů organických mikropolutantů, jež by si zasloužily více pozornosti je mnohonásobně více, než zachycuje legislativní rámec ČR, popřípadě výše zmíněná směrnice EU a jejich počet bude navíc stoupat s rozvojem dostatečně citlivých detekčních metod a přibývajících důkazy o jejich škodlivosti.

MODERNÍ TECHNOLOGIE PRO ODSTRAŇOVÁNÍ ORGANICKÝCH MIKROPOLUTANTŮ

Děje vedoucí k eliminaci organických sloučenin z povrchových vod jsou v podstatě dvojího druhu. V prvním přiblížení lze mluvit o sorpčních a degradačních procesech (biotických a abiotických).

Sorpce na aktivní uhlí

Při využití aktivního uhlí k odstraňování zejména nepolárních OMP z vody je nutné se nejprve zaměřit na výběr vhodného typu aktivního uhlí. Nejpodstatnější jsou při výběru základní charakteristiky aktivního uhlí. Mezi ně patří zrnitost, pevnost zrn, hustota či specifický povrch. Obecně je kladen větší tlak na prodloužení filtrační délky a opakované regenerace materiálu. Co se týče typů aktivního uhlí, někteří autoři uvádějí, že účinnost organických typů aktivního uhlí je nižší než aktivního uhlí minerálního původu. Velkou výhodou při použití tohoto prostředku je fakt, že nevznikají žádné meziprodukty nebo metabolity. Dále je aktivní uhlí výhodné i pro jeho snadnou manipulaci a odstranění po použití, jelikož se nejčastěji spaluje. Tím dojde i k odstranění všech organických látek včetně takových, které jsou ostatními dekontaminačními způsoby jen těžko odbouratelné (např. karbamazepin). Otázkou však zůstává, kdy se tato dočišťovací technologie stane výhodnou i po ekonomické stránce (Kotyza et al., 2009).

Koagulace

Další možností při odstraňování OMP je využití koagulačních činidel. Koagulací síranem hlinitým lze odstranit maximálně 30 % léčiv, při využití kombinovaného procesu koagulace a flotace lze dosáhnout 30-60% účinnosti odstranění léčiv. V posledních letech se jako koagulační činidlo začal používat biopolymer na bázi chitosanu, jehož sorpční schopnost objevili Japonci již před sto lety. Chitosan se získává z chitinu, který je po celulóze druhým nejvíce se vyskytujícím přírodním biopolymerem. Chitosan je kationtový poloelektrolyt, předpokládá se tak jeho koagulace s negativně nabitými suspendovanými částicemi, které se nacházejí v přírodních zakalených vodách (Zdražilová, 2016).

Membránová filtrace

Membránové procesy patří mezi progresivní technologie v oblasti čištění odpadních vod. Poskytují velmi dobré výsledky v oblasti separace xenobiotik o nízkých koncentracích. Obzvláště vhodné jsou pro zachycení estrogenů díky jejich silné sorpci na membránový materiál. Pro odstranění léčiv je nejvhodnější nanofiltrace a reverzní osmóza. Tyto metody se však prozatím používají jen pro úpravu pitné vody, nicméně mohou být použity i pro vody odpadní. Jako vysoce účinné bylo označeno použití mikro nebo ultrafiltrace v kombinaci s reverzní osmózou. Nanofiltrace lze také v budoucnu s úspěchem využít např. při oddělování léčiv a jejich metabolitů z moči pacientů a může tak být využita při naplňování koncepce separace zdrojů. Cenově se technologie pohybuje mezi chemickou oxidací a sorpcí na aktivní uhlí (Kotyza et al., 2009).

Ozon a další oxidační procesy

Principem chemické oxidace obecně je tvorba oxidantů v prostředí čištěné vody, které mohou následně reagovat s organickými látkami včetně OMP. Hydroxylový radikál (jedno z nejsilnějších oxidovadel) vzniká např. při rozkladu H_2O_2 iniciovaném UV zářením, ve Fentonově činidle, případně reakcí excitovaného atomárního kyslíku s H_2O v atmosféře. Ozonizace se ukazuje jako další možnost, jak účinně odstranit z odpadních vod mikropolutanty, a to i přes svou poměrně velkou selektivitu vůči některým funkčním skupinám (thioly, dvojná vazba, aktivovaný aromatický kruh a alkylaminy) (Zdražilová, 2016).

UV záření

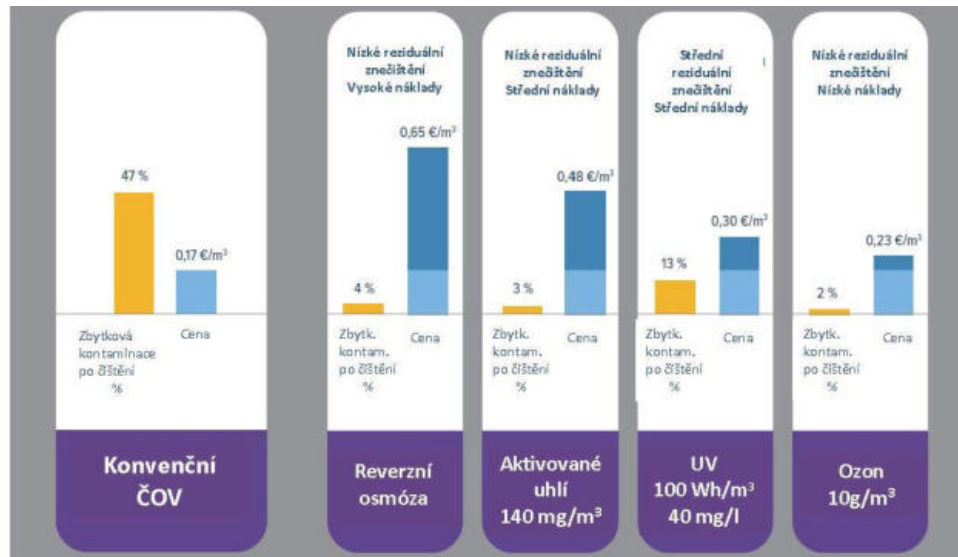
Při použití běžných dávek sloužících k dezinfekci vody není UV záření efektivní technologií pro odstranění léčiv a dalších mikropolutantů, i když při těchto dávkách může být dosaženo částečného odstranění těchto látek. Při zvýšení dávek UV na 400 mJ.cm^{-2} v kombinaci s peroxidem vodíku v dávce 3 mg.l^{-1} dojde ke zvýšení účinnosti odstranění většiny látek. Bohužel lze jen špatně předvídat, jaké vzniknou po ozáření UV světlem štetné produkty původních kontaminantů a jestli tyto fragmenty nebudou ještě problematičtější kontaminací než mateřské sloučeniny (Zdražilová, 2016).

Biodegradace a fytořemediace

Biodegradaci rozumíme buď úplné rozložení mikropolutantů nebo jejich částečnou transformaci na degradační produkty díky mikrobiální aktivitě (buď aktivovaného kalu na ČOV nebo autochtonních mikroorganismů osídlujících přirozeně půdní matici a vodu). Na ČOV dochází k degradaci farmak a dalších mikropolutantů jen částečně, hlavně díky jejich nízkým koncentracím v přítékající odpadní vodě a krátké době zdržení. Parametry ovlivňující účinnost odstranění nejsou zcela přesně známy, nicméně můžeme jmenovat několik pravděpodobně nejdůležitějších: a) stáří kalu v aktivaci, b) biodostupnost mikropolutantů, c) oxidačně-redukční podmínky prostředí (aerobní x anaerobní), d) sorpce (jako kompetiční proces), e) celkové uspořádání technologie systému,

f) pH. Při pokusu o snížení emisí OMP do životního prostředí se nabízí ještě další alternativa – použití kořenových čistíren odpadních vod (KČOV), které fungují na principu rhizofiltrace (precipitace kontaminantu na kořenovém systému nebo k absorpci přímo v kořenech rostlin). KČOV již dnes dosahují vynikajících výsledků v oblasti odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek. Tato technologie má jednoznačně nejnižší náklady v případech, kdy jsou velké objemy vody znečištěny nízkými koncentracemi polutantu, což je právě u OMP v odpadních vodách splněno (Kotzya et al., 2009).

Náklady abiotických dekontaminačních metod na odstraňování organických mikropolutantů z vodních efluentů ČOV jsou porovnány na obr. 1.



Obr. 1: Srovnání cenové nákladnosti a účinnosti vybraných abiotických dekontaminačních metod vhodných pro odstraňování OMP z vod na ČOV. [Sběr dat z EU čistíren odpadních vod s kvartérním čistícím stupněm: <http://micropollutants.com/Portals/0/Downloads/Cost-of-treatment-water-micropollutants.pdf>]

VYUŽITÍ KOMBINOVANÝCH TECHNOLOGIÍ PRO ODSTRAŇOVÁNÍ MP

Škála organických mikropolutantů zahrnuje velmi rozmanité látky jak z hlediska chemického, tak i jejich fyzikálních vlastností a z těchto důvodů není možné nalézt jednu univerzální dekontaminační metodu, která by byla funkční napříč spektrem těchto znečišťujících látek. Obecně se můžeme setkat s dekontaminací OMP zejména na ČOV a v úpravnách pitných vod. Ostatní typy aplikací jsou zatím převážně ve fázích laboratorních nebo pilotních experimentů.

Přirozené degradační procesy probíhající v přírodě či v aktivačních nádržích ČOV jsou založeny na působení mikroorganismů, jejichž základem je zejména proces kometabolismu s běžnými substráty. Vývoj přirozeného degradačního konsorcia je však často nedosažitelný zejména kvůli příliš „exotickým“ chemickým strukturám těchto látek, jež vyžadují dlouhodobou adaptaci mikrobiálního společenstva, jež přesahuje běžné stáří aktivovaného kalu. Navíc doba zdržení znečištěné vody v aktivační nádrži se jeví jako příliš krátká, kdy nedojde k degradaci MP buď vůbec, nebo jen k částečnému rozkladu na meziprodukty s vlastnostmi, které však mohou být ještě problematičtější než u původních mateřských sloučenin.

Pilotní experimenty dekontaminace MP vedoucí k rozšíření výsledků do plného provozního měřítka jsou známy především ze zahraničí. Např. společnost Veolia se zaměřila na testování vysokorychlostního čiření spojeného s dávkováním aktivního uhlí pro odstranění pesticidů. Vysokorychlostní čiření je technologie pracující na principu sedimentace a lamelové separace. Surová voda nejprve prochází prvním stupněm koagulace, flokulace a separace a v reakční nádrži je míchána s PAU, které je dávkováno v koncentracích 2 – 10 g·l⁻¹ s dobou zdržení 2 až 10 minut. Tyto parametry jsou stanoveny na základě požadované účinnosti. Poté směs dále protéká do koagulační nádrže, kde je dávkován koagulant v koncentracích 0,5 – 2 mg·l⁻¹. Pak přichází na řadu zatěžkávání mikropískem, flokulace a separace vložek z upravené vody pomocí sedimentace. K recyklaci mikropísku dochází v hydrocyklonech. PAU je zaváděno zpět do reakční nádrže. Vyčerpané PAU je ze systému odtahováno a nahrazeno novým v dávce 5 – 30 mg·l⁻¹. Nejvíce je tato technologie využívána při úpravě povrchové vody na vodu pitnou. Tato technologie, kde je kombinováno čiření a adsorpce na práškovém aktivním uhlí nese název Actiflo Carb. (Horecký, 2012) a je používána např. na úpravě vody v Beaufortu v západní Francii.

Avšak i v ČR jsou již první vodohospodářské provozy, které se zabývají odstraňováním OMP v plném provozním měřítku. Konkrétně se jedná např. o úpravný vody Plzeň a Václaví. Úpravna vody Plzeň na Homolce odebírá vodu z řeky Úhlavy. Tato surová voda však obsahuje stopy pesticidů a léčiv. Od roku 2011 měla úpravna vody dočasnou výjimku krajské hygienické stanice v Plzni pod podmínkou, že v nejbližších letech bude provedena modernizace. Návrh koncepce rekonstrukce úpravný vody byl zpracován v roce 2007 a v roce 2011 byla zahájena rekonstrukce a modernizace úpravný, jejíž celkové náklady na realizaci byly vyčísleny na 1,1 mld. korun (Rekonstrukce a modernizace úpravný vody Plzeň, <http://upravnavody-plzen.cz/popis-projektu/>). V rámci modernizace byl technologický proces doplněn o filtraci přes granulované aktivní uhlí. Tato technologie se již na úpravně vyskytovala, ale její rozsah nebyl dostačující pro veškerou upravovanou vodu. Dále byla vylepšena ozonizace. Byl zaveden nový způsob mísení ozonu s vodou. Jako zdroj pro výrobu ozonu nyní slouží technický kyslík. Zefektivněno bylo také kalové hospodářství, které nyní vrací prací vodu na začátek linky a využívá ji jako vodu surovou.

Úpravna vody Václaví využívá dvou podzemních zdrojů – pramenního vývěru Hrudka a vrtu Václaví. U obou zdrojů byly v roce 2004 detekovány nadlimitní hodnoty pesticidních látek (Michalová a Stehnová, 2012). Ve zdroji Václaví byla překročena nejen limitní hodnota jednotlivých pesticidů, ale i limitní hodnota pro sumu pesticidních látek $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Na obou zdrojích byl proto v roce 2005 proveden pilotní pokus, ve kterém byla ověřena navržená technologie. Jednalo se o kombinaci oxidačního procesu ozonu a UV, a sorpci na aktivním uhlí a její účinnost na odstraňování pesticidních látek. Pilotním pokusem bylo ověřeno, že zvolená technologie velmi účinně odstraňuje pesticidní látky, jako jsou atrazin, jeho metabolit desethylatrazin a simazin. Navržená technologie využívá tzv. pokročilý oxidační proces. Tento způsob úpravy vody se skládá z kombinace ozonu a UV záření a je účinnější než tradiční systémy úpravy vod. UV záření zvyšuje oxidační účinnost ozonu za vzniku OH radikálů, přičemž ozon je z vody téměř odstraněn destruktozem zbytkového ozonu. Zbytková koncentrace rozpuštěného ozonu nepřesáhne hodnotu $0,2 \text{ mg O}_3/\text{l}$. Za oxidačním stupněm je nainstalován tlakový filtr s náplní aktivního uhlí. Zde dochází k zachycení nežádoucích látek a k rozkladu zbytkového ozonu. Po výstavbě a uvedení do provozu takto navržené úpravný vody došlo ke značnému poklesu koncentrací všech zjištěných pesticidů.

ZÁVĚR

Jak plyne z výše uvedeného, existuje celá řada technologií, které jsou schopny odstranit organické mikropolutanty z jednotlivých složek životního prostředí. Byla diskutována technická i finanční náročnost jednotlivých procesů i možnosti jejich praktické aplikace. Mnohé z těchto postupů se prozatím nachází v laboratorním, či poloprovodním měřítku, nicméně některé z nich byly již úspěšně provozně nasazeny a vykazaly kvalitní výsledky. Odborníci společnosti EPS biotechnology, s. r. o. se přímo podílejí na výzkumu těchto technologií a jejich implementaci v České republice. Díky velmi úzké spolupráci se společností EPS Slovensko, s. r. o., která působí na celém území Slovenské republiky, je možné tyto poznatky přenést, modifikovat a především efektivně využít pro řešení aktuálně velmi palčivých environmentálních problémů na celé řadě kontaminovaných míst Slovenské republiky.

LITERATURA

Horecký, P., 2012: Použití vysokorychlostního čiření na odstraňování pesticidů. In: Voda Zlín 2012. Zlín, s. 8

Kotýza, J., Soudek, P., Kafka, Z., Vaněk, T., 2009: Léčiva – „nový“ environmentální polutant. Chemické Listy, 103, 540 – 547

Michalová, J. a Stehnová, M., 2012: Odstraňování pesticidních látek na úpravně vody Václaví. In: Voda Zlín 2012. Zlín, s. 8

Pitter, P., 2009: Hydrochemie. 4. vydání. Praha: VŠCHT Praha, 1 – 568

Zdražilová, A., 2016: Možnosti odstranění mikropolutantů vodárenskými procesy. Diplomová práce, Vysoké učení technické v Brně.

<http://upravnavody-plzen.cz/popis-projektu/> Rekonstrukce a modernizace úpravný vody Plzeň

BIOGEOCHEMICKY PODPOROVANÁ ATENUACE LETECKÉHO PETROLEJE – TERÉNNÍ PILOTNÍ POKUS NA LOKALITĚ HRADČANY U MIMONĚ V ČR

Jiřina Macháčková^{1,2}, Iveta Fikarová², Marek Koutný³, Jana Šerá³, Zdeněk Vilhelm², Boris Bodáčz¹, Miroslav Minařík^{1,2}

¹ EPS Slovensko, s. r. o.

Vlčkovce 110, 919 23 Vlčkovce, SR, eps@epsslovensko.sk

² EPS biotechnology, s. r. o.

V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice, ČR, eps@epsbiotechnology.cz

³ Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně

nám. T. G. Masaryka 5555, 760 01 Zlín, ČR

ÚVOD

Ropné látky vzhledem k intenzivnímu používání lidskou společností v mnoha oborech patří k nejčastějším kontaminantům horninového prostředí. V polovině osmdesátých let dvacátého století byly jedněmi z prvních substancí, kterým byla věnována pozornost v rámci výzkumu a vývoje technologií k odstranění kontaminace zemin a podzemní vody. V prvních desetiletích vývoje a aplikací byla věnována pozornost zejména aktivním, technologicky a energeticky náročnějším postupům, které odstraňovaly intenzivnější kontaminaci. Později začala být pozornost věnována procesům přirozené atenuace (Inemannová a kol., 2001) a postupům, jak tyto procesy podpořit – zejména pro dočišťování lokalit. V prezentovaném projektu byly terénním pilotním testem zkoumány možnosti podpoření biologických atenuačních procesů zbytkové kontaminace horninového prostředí leteckým petrolejem pomocí kombinace biologických a geochemických metod. Cílem výzkumu bylo ověření účinnosti postupů zkoumaných v grantu ANAREM – podpora dusičnany a zpracovaných US EPA - podpora komplexním činidlem, směsí terminálních akceptorů elektronu (TAE) – dusičnany, sírany, trojmočné železo v horninovém prostředí konkrétní lokality a možnosti případné širší aplikace.

Klíčová slova: ropné uhlovodíky, atenuace, bioremediace, geochemické metody, dekontaminace životního prostředí.

MATERIÁL A METODY

Experimentální lokalita

Na lokalitě bývalého vojenského letiště Hradčany u Mimoně v České republice proběhla v letech 1997 – 2012 intenzivní sanace kontaminace zemin a podzemních vod leteckým petrolejem, následovaná monitoringem přirozené atenuace reziduálního znečištění ve vybraných plochách. Sanace byla tzv. risk-based a po prokázání dosažení sanačních limitů byla ukončena. V zeminách a podzemní vodě však zůstalo v sanovaných plochách o celkové výměře 28,3 ha vázáno 1560 tun ($\pm 40\%$) reziduálních ropných uhlovodíků frakce zvětralého ropného petroleje. Geologicky je území součástí České křídové tabule, kontaminace je vázána na vrstvy tvořené středoturonskými střednězrnnými pískovci, překryté kvartérními neuzpevněnými sedimenty charakteru především přeplavených písků s vrstvami valounků a jílových čoček o mocnosti do 10 cm. V části území je kontaminace vázána na neuzpevněné kvartérní sedimenty, v části na svrchní vrstvy pískovců, zasahuje do hloubky max. 10 m p. t. (Prokšová a kol. 2012). Monitoring přirozené atenuace prokazoval, že po skončení aktivní sanace dochází k pomalému odbourávání reziduální kontaminace, ale po intenzivním období sucha v roce 2015 byl díky hydrologickému režimu lokality pozorován v některých částech výrazný rebounding kontaminace (Macháčková a kol., 2016). Poklesem hladiny podzemní vody na dlouholeté minimum došlo k osušení části profilu, kde byla vázána tzv. reziduální fáze. Tato kontaminace byla v podmínkách saturované zóny imobilní, ale pokles HPV způsobil přechod do režimu kapilární tránsně a mobilizaci kontaminace. Podrobněji mechanismus vztahu kolísání HPV a uvolňování kontaminace popisoval (Vlk, 2011).

Principy a metodika testovaného sanačního postupu

Podpora biogeochemické transformace polutantů je založena na aplikaci směsi terminálních akceptorů elektronů (TAE), používaných mikroorganismy při metabolizaci ropných uhlovodíků v prostředí bez přítomnosti kyslíku. Podpora anaerobní biodegradace BTEX aplikací směsí TAE byla zkoumána s pozitivními výsledky v mnoha studiích (např. Chakraborty a kol. 2005), biogeochemické procesy podpořené zasakováním hematitové suspenze spolu se substrátem se v praxi úspěšně využívají pro podporu reduktivní dehalogenace (NAFVAC, 2014), stejně tak jako je doložena degradace BTEX železo-redukujícími mikroorganismy (Li a kol., 2011).

V rámci výzkumného projektu TAČR TA 04020258 ANAREM je v pilotní škále zkoumána metabolizace BTEX za pomoci zasakování dusičnanů. Na lokalitě je ověřována účinnost stimulace komplexním substrátem v šesti vrtech a podpora aplikací dusičnanů ve dvou vrtech. Vrty jsou situovány v bývalých sanačních plochách v oblasti čel kontaminačních mraků, v blízkosti toku řeky, která je potenciálním recipientem rizika. Mimo stimulace biologických procesů dodáním TAE se na pozitivním ovlivnění anaerobní biodegradace podílejí i geochemické pochody – redukované dvojmocné železo váže ve formě FeS sulfan produkovaný při síranové respiraci, který by ve vyšších koncentracích působil toxicky a limitoval průběh atenuačních procesů. Kombinovaná aplikace síranů a trojmocného železa zvyšuje potenciál aplikace síranů k podpoře biodegradace.

Na lokalitě byly vybrány čtyři vrty pro podrobný monitoring (vždy dva a dva, ANAREM a KOMPLEX) protestování postupů možností podpory anaerobní bioremediace polutantu komplexním činidlem a podpora pouze dusičnanů. Zbývající čtyři vrty s podporou KOMPLEX jsou z ekonomických důvodů monitorovány s nižší četností. Do každého vrtu bylo zasáknuto 1,5 m³ činidla – pro ANAREM 37,5 kg dusičnanu sodného v 1,5 m³ nekontaminované podzemní vody z lokality, pro KOMPLEX 18 kg dusičnanu sodného, 54 kg síranu draselného a 108 kg hematitu v 1,5 m³ nekontaminované podzemní vody. Vliv testovaného postupu na horninové prostředí a efektivitu odbourávání kontaminace byl hodnocen na základě hydrochemického monitoringu vybraných parametrů podzemní vody, změn obsahů kontaminantů, TAE a produktů bakteriálního metabolismu v čase. Dále pro porovnání byly sledovány jeden kontrolní vrt v nekontaminované oblasti a jeden z kontaminované oblasti bez aplikace činidel. Vedle hydrochemických parametrů byly sledovány mikrobiologické charakteristiky horninového prostředí pomocí klasických kultivačních metod i nástrojů molekulární biologie. Podrobněji budou mikrobiologické parametry hodnoceny v přednášce, součástí článku jsou hodnoty obsahů DNA extrahované z environmentálních vzorků jako ukazatel změn obsahů biomasy v podzemní vodě. K dispozici jsou v čase zpracování příspěvku předběžné výsledky ze čtyř podrobně sledovaných vrtů a vrtů kontrolních, ucelenější výsledky budou prezentovány v rámci konference.

VÝSLEDKY A INTERPRETACE

Tabulky uvádějí vývoj obsahů kontaminujících látek v průběhu testu a výtěžky DNA ze vzorků podzemní vody (tab. 1) a vybraných hydrochemických parametrů (tab. 2). Z tab. 1 vyplývá, že aplikace činidel měla ve všech případech vliv na přítomnost kontaminace. U vrtů s aplikací dusičnanů došlo krátce po aplikaci ke zvýšení celkových obsahů kontaminujících ropných látek jak v parametru NEL, tak v parametru C₁₀–C₄₀, hydraulický zásah do horninového prostředí s největší pravděpodobností mobilizoval reziduální kontaminaci. V dalších kolech vzorkování bylo sledováno odbourávání kontaminace a snížení obsahů NEL pod vstupní hodnotu. V parametru sumy BTEX bylo u vrtu BI-20 sledováno snížení hned po aplikaci na ¼ vstupní hodnoty, v dalších odběrech nicméně byly detekovány koncentrace BTEX v úrovni přibližně ¾ vstupní hodnoty, v posledním kole vzorkování vymizel ropný film. Obdobně se choval i vrt NA-66, i zde bylo zjištěno snižování obsahů kontaminujících látek. U obou vrtů bylo po aplikaci činidel pozorováno zvýšení DNA v rozsahu dvoj- až trojnásobku vstupních hodnot (viz tab. 1.). Tab. 2 uvádí změny hydrochemických parametrů, kde je zřejmé, že došlo k rychlé spotřebě aplikovaných dusičnanů.

U vrtů s aplikací kombinovaného činidla nebyl pozorován nárůst obsahů kontaminantů po zásahu. Může to být dáno tím, že v horninovém prostředí již ve vrtech není přítomna reziduální fáze popř. odlišnostmi v mechanismech působení. U obsahů celkových parametrů kontaminace ropnými látkami (NEL, C₁₀–C₄₀) i u obsahů BTEX ve vrtu B-8 je sledován pokles. U BTEX ve vrtu B-8 pokles konstantní na cca desetinu vstupní hodnoty, u celkových obsahů RU byl v druhém kole monitoringu zaznamenán mírný vzestup. U obsahů DNA byl u vrtu B-8 zaznamenán nárůst na 2,5-násobek vstupní hodnoty. Oproti tomu u vrtu NA-66 nebyl jako u jediného testovacího vrtu pozorován nárůst obsahů DNA, ale naopak pokles – viz tab. 1. U obou vrtů je pozorovatelný pokles dusičnanů a síranů (viz tab. 2), i když méně rychlý, než u vrtů s pouze dusičnanovou podporou. Příčinou může být nižší obsah kontaminujících látek, tudíž substrátu. U obsahů rozpuštěného železa byl sledován pokles obsahů, což může být způsobeno srážením se sulfanem, produkovaným síranovou respirací.

Pokud porovnáme vývoj testovaných vrtů s kontrolním kontaminovaným vrtem, i zde můžeme pozorovat pokles obsahů celkových ropných látek (ne však do vymizení filmu), ale nikoliv snižování obsahů látek BTEX. Je pozorován i nárůst obsahů DNA, ale max. do výše 1,5 násobku hodnoty z června 2017, a to až na konci července. Nárůsty DNA obsahů v testovaných vrtech byly rychlejší a vyšší v porovnání s kontrolním, což ukazuje na stimulaci bioty aplikací činidel. Nárůsty v kontrolním vrtu spolu s úbytkem kontaminace jsou pravděpodobně způsobeny ročním chodem teplot, neboť změny teploty horninového prostředí v průběhu roku byly vyhodnoceny jako hlavní přírodní faktor ovlivňující intenzitu biodegradačních procesů na lokalitě a i v kontrolním vrtu lze předpokládat vyšší intenzitu atenuačních procesů v letním období (Macháčková, 2010).

Kontrolní nekontaminovaný vrt vykazuje zcela odlišné geochemické charakteristiky, než kontaminovaná oblast (obsahy síranů, rozpuštěného železa), s výjimkou prvního odběru vykazuje i minimální obsahy DNA.

Tab. 1: Obsahy kontaminujících ropných látek v podzemní vodě

Objekt	datum odběru	dny od aplikace	ropná fáze	RU jako NEL	RU jako C ₁₀ -C ₄₀	suma BTEX	DNA
			[mm]	[mg/l]	[mg/l]	[μg/l]	[mg/l]
BI-20 (dusičnany)	20.07.2016		film				
	15.06.2017	0	film	4,4	2,8	2320	7,6
	28.06.2017	aplikace					
	18.07.2017	20	film	14,5	19,2	571	20,3
	31.07.2017	33	film	5,3		1620	16,1
	21.08.2017	54	0	3,0		1510	
OA-65 (dusičnany)	18.07.2016		film				
	15.06.2017	0	0	2,3	1,7	<1,6	7,7
	28.06.2017	aplikace					
	18.07.2017	20	film	23,7	39,0	< 260	15
	31.07.2017	33	film	0,6		< 260	21
	21.08.2017	54	0	0,2		< 260	16,7
B-8 (komplexní činidlo)	20.07.2016		film				
	15.06.2017	0	0	5,6	2,5	4720	13,6
	13.07.2017	aplikace					
	31.07.2017	18	0	0,8		410	32
	21.08.2017	39	0	1,7		299	35,6
NA-66 (komplexní činidlo)	18.07.2016		film				
	15.06.2017	0	0	1,6	2,3	< 1,6	9,2
	13.07.2017	aplikace					
	31.07.2017	18	0	0,4		< 260	2,3
	21.08.2017	39	0	0,9		< 260	3,5
J-153 (kontaminované pozadí)	15.06.2016		film				19,7
	21.06.2017		film			-	
	18.07.2017		film	170,0	80,9	370	16,9
	31.07.2017		film	70,8		462	31,2
	21.08.2017		film	33,5		509	25,2
HJ-531 (nekontaminované pozadí)	15.06.2016		0	< 0,05	< 0,05	< 1,6	15,9
	18.07.2017		0	-	-	< 260	2,5
	31.07.2017		0	-	-	< 260	3,7
	21.08.2017		0	< 0,05	-	< 260	2,4

Tab. 2: Vybrané hydrochemické parametry podzemní vody

Objekt	datum odběru	dny od aplikace	NH ₄ ⁺ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	S ²⁻ [mg/l]	Fe-filtr. stabil. [mg/l]
BI-20 (dusičnany)	20.07.2016							
	15.06.2017	0	1,0	< 0,05	< 0,27	< 5	0,7	17,8
	28.06.2017	aplikace						
	18.07.2017	20	78,9	6,1	2900	11,6	0,6	8,8
	31.07.2017	33	36,0	5,4	1000	10,1	1,6	4,5
21.08.2017	54	15,6	0,7	370	13,8	2,0	1,9	
OA-65 (dusičnany)	18.07.2016							
	15.06.2017	0	3,6	< 0,05	< 0,27	6,82	0,1	49,0
	28.06.2017	aplikace						
	18.07.2017	20	287,0	3,5	11200	40,0	0,7	35,8
	31.07.2017	33	3,0	< 0,07	14,5	17,8	0,1	31,2
21.08.2017	54	3,1	0,1	1,99	11,2	0,1	31,0	
NA-66 (komplexní činidlo)	18.07.2016							
	15.06.2017	0	4,0	< 0,050	< 0,27	17,6	0,1	53,5
	13.07.2017	aplikace						
	31.07.2017	18	36,3	0,8	752	197,0	1,6	35,2
21.08.2017	39	17,4	0,122	336	222,0	1,1	39,9	
B-8 (komplexní činidlo)	20.07.2016							
	15.06.2017	0	1,2	< 0,050	< 0,27	< 5	1,5	24,2
	13.07.2017	aplikace						
	31.07.2017	18	146,0	0,3	7100	981,0	2,2	< 0,05
21.08.2017	39	37,9	1,38	1650	295,0	19,6	0,3	
J-153 (kontaminované pozadí)	18.07.2017		2,1	0,25	1,97	< 10	2,2	43,6
	31.07.2017		2,0	< 0,07	1,16	10,9	0,8	68,4
	21.08.2017		2,0	0,077	7,4	8,71	0,8	80,0
HJ-531 (nekontaminované pozadí)	15.06.2016		0,1	0,008	0,68	40,1	< 0,05	0,05
	18.07.2017		0,2	< 0,07	1,63	48,3	< 0,05	< 0,04
	31.07.2017		0,2	< 0,07	1,16	37,9	< 0,05	< 0,05
	21.08.2017		0,3	< 0,07	0,642	41,7	< 0,05	< 0,05

ZÁVĚR

Předběžné výsledky terénního pilotního testu na lokalitě Hradčany ukázaly možnosti aplikace dusičnanů i směsi TAE k podpoře biologických degračních procesů na lokalitě. V testovaných vrtech byl pozorován nárůst biomasy a poklesy obsahů kontaminujících ropných látek. Podrobnější výsledky budou k dispozici v době konání konference ENVIshop (11/2017, Praha). Již předběžné výsledky však ukazují na značný potenciál biogeochemické technologie ke stimulaci anaerobních procesů a podpoře dekontaminace horninového prostředí.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byly financovány z prostředků MŽP ČR a výzkumného grantu výzkumného projektu TAČR TA 04020258 ANAREM.

LITERATURA

- Chakraborty, R., O'Connor, S.M., Chan, E., Coates, J.D., 2005:** Anaerobic Degradation of Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylene Compounds by *Dechloromonas* Strain RCB. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, no. 12, 8649 – 8655
- Innemanová, P., Vencelides, Z., Šráček, O., 2001:** Monitorovaná přirozená atenuace ropných uhlovodíků a chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě. Metodická příručka MŽP ČR, Praha 2001
- Li, J., Zhao, Y., Ma, X., Dong, J., Xu, Ch, 2011:** BTEX degradation and enhancement in subsurface environment by iron reducing microorganism. *International Symposium on Water Resource and Environmental Protection*, IEEE, 2011
- Macháčková, J., Wittlingerova, Z., Vlk, K., Zima, J., 2012:** Major factors affecting in situ biodegradation rates of jet-fuel during large-scale biosparging project in sedimentary bedrock. *Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 47(8), 1152 – 1165
- Macháčková, J. a kol., 2016:** Výsledky monitoringu a hodnocení přirozené atenuace zbytkového ropného znečištění na lokalitě Hradčany pro rok 2015. TUL Liberec, 2016
- NAVFAC, 2014:** In Situ Biogeochemical Transformation Processes for Treating Contaminated Groundwater. Fact Sheet. Naval Facilities Engineering Command, 2014
- Prokšová, S. a kol., 2012:** Závěrečná zpráva sanace letiště Hradčany. Aecom CZ, Praha, 2012
- Vlk, K., 2011:** Vývoj kontaminace saturované zóny v průběhu a po ukončení sanace horninového prostředí kontaminovaného leteckým petrolejem v lokalitě letiště Hradčany. Dizertační práce, ČZU Praha, 2011

GEOŠTATISTIKA AKO UNIVERZÁLNY NÁSTROJ PODPOVRCHOVÉHO PRIESKUMU

Rastislav Kubala

Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta
 Institut geologického inženýrství, 17. listopadu 15/2172, 708 33 Ostrava-Poruba, Česká republika

Klíčové slová: geoštatistika, podpovrchový prieskum, variogram, regionálna premenná, kontaminácia,

ÚVOD

Je všeobecne známe, že geovedné odbory zamerané na podpovrchový prieskum, trpia večným nedostatkom disponibilných vzoriek alebo dát, prostredníctvom ktorých sa snažia dosiahnuť stanovené ciele prieskumných úloh. Takmer vždy chýbajú informácie práve z miesta, kde nebola odobratá vzorka, vzorka ktorá by poskytla ten chýbajúci diel k pochopeniu lokálnej anomálie v pozorovanom jave. Stav skúmaného javu v závislosti od predmetu výskumu je možné charakterizovať jedným, alebo viacerými atribútmi, prostredníctvom ktorých je predmetný fenomén hodnotený. Registrovaný stav atribútu je rôznou mierou ovplyvnený faktormi, ktorých pôvod je v historických obdobiach vzniku a formovania podpovrchového systému. Taktiež recentné vplyvy ovplyvňujú stav prostredia, či už priamo, alebo prostredníctvom interakcie systému so svojím okolím a jeho činiteľmi prirodzeného alebo antropogénneho pôvodu. Množstvo faktorov, ktoré sa podieľajú na výslednom prejave vyšetřovaného systému, je okrem už uvedeného, ovplyvnené veľkosťou a komplexnosťou skúmaného systému. Identifikovať mieru príspevku jednotlivých faktorov je obtiažne a v drvivej väčšine prípadov nemožné.

V prípade, že registrovaný prejav vnímame ako výsledný produkt vzájomnej interakcie komplexného súboru formačných faktorov, je možné predpokladať, že atribúty vyšetřovaného javu disponujú „vzorom“, prostredníctvom ktorého môžeme identifikovať charakteristické črty ich priestorového vývoja, alebo predikovať budúci vývoj týchto atribútov. Atribúty javu, ktorého priestorový vývoj je predmetom analýzy považujeme za regionalizované premenné. Úlohou geoštatistiky je poskytnúť relevantný odhad priestorového vývoja regionalizovanej premennej $Z'(x)$, a to v oblasti výskumu mimo lokalít s odobratými vzorkami $x_i; i = 1, 2, \dots, k$. Tento cieľ môže byť dosiahnutý prostredníctvom deterministického alebo pravdepodobnostného prístupu. Pre obidva platí, že kľúčovým prvkom analýzy nie je hodnota premennej $z(x_i)$ na lokalite x_i , ale rozdiel hodnôt medzi týmito susediacimi lokalitami $z(x_i)$ a $z(x_i + h)$, kde h predstavuje, v prípade pravidelného rozloženia bodov, interval vzájomnej vzdialenosti týchto lokalít a v prípade nepravidelného rozloženia, rozsah triedy zahrnutých vzájomných vzdialeností lokalít. V tejto fáze taktiež nie je „podstatne“ presné číselne vyjadrenie rozdielu, ale priestorový vývoj gradientu $\Delta = (z(x_i) - z(x_i + h))$ s rastúcim h . Prostriedkom na grafické zobrazenie kontinuity priestorového vývoja a identifikáciu jeho základných znakov je experimentálny semivariogram $\gamma(h)$.

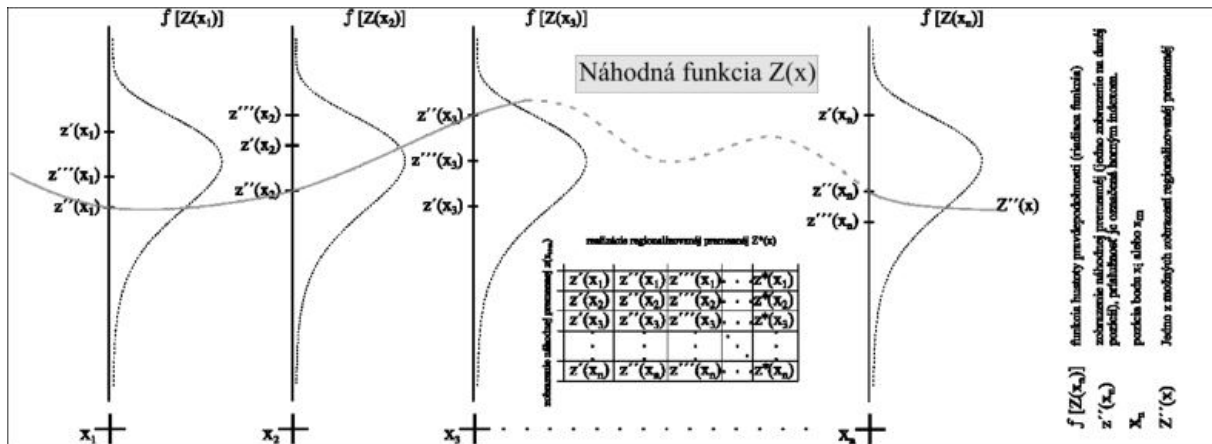
REGIONALIZOVANÁ PREMENNÁ

Vzorky získané konvenčnými metódami poskytujú údaje len z lokality odberu. V závislosti od druhu výskumnej úlohy a územného rozsahu oblasti, nadobudnuté informácie môžu ale aj nemusia spĺňať kritéria kladené na kvalitu a rozsah získaných informácií. Aj v prípade, že sú splnené podmienky dostatočnej kvality a potrebného rozsahu, geoštatistické metódy poskytujú priestor na ďalšie spracovanie, zohľadňujúce náhodný aspekt ako nezbytnú súčasť skúmaného fenoménu. Geologický vývoj je dlhodobý proces, súčasťou ktorého sú „krátkodobé“ fluktuácie, ktorých dĺžka a intenzita v konečnom dôsledku, aj keď malou mierou, ovplyvní výsledný charakter prostredia. V tomto kontexte, môžu byť fluktuácie považované za náhodne javy. Takže každá vlastnosť javu s podpovrchovým pôvodom, je vo svojej elementárnej podstate viac či menej ovplyvnená náhodou, ale mieru jej príspevku nevieme kvantitatívne vyjadriť.

Náhodná premenná je premenná, ktorej zobrazenie $z'(x_n)$ je jedným z výsledkov množiny možných výsledkov s tým, že zobrazenie sa riadi funkciou hustoty rozdelenia pravdepodobnosti a nie je dopredu známe, ktorá z hodnôt sa zobrazí.

Za predpokladu, že hodnotený atribút je považovaný za náhodnú premennú so zobrazením $z'(x_n)$ na lokalite $x_n; n = k + 1, k + 2, \dots, N$, tak potom je riadiaca pravdepodobnostná distribučná funkcia kvalitatívnym vyjadrením komplexu náhodných vplyvov. Predchádzajúca veta popisuje lokálny, na konkrétny bod viazaný aspekt regionalizovanej premennej, pričom popri lokálnom aspekte musí zároveň existovať väzba medzi zobrazeniami na jednotlivých bodoch. V kontexte uvedeného sú rôzne merateľné atribúty, ktoré môžu, ale aj

nemusia vzájomne korelovať a samostatne vykazujú nepravidelnú priestorovú kontinuitu s nenulovou mierou priestorovej autokovariancie, považované za regionalizované premenné. Jedna konkrétna realizácia náhodnej premennej $z'(x_n)$, na všetkých uvažovaných bodoch oblasti x_n , tvorí jedno z možných zobrazení regionalizovanej premennej $Z'(x)$.



Predpisom všetkých možných zobrazení regionalizovanej premennej $Z^*(x)$ je náhodná funkcia $Z(x)$. Exaktné hodnoty posudzovanej premennej $z(x_i)$, z bodov meraní x_i , sú taktiež považované za jednu z možných realizácií regionalizovanej premennej $Z^*(x)$.

SEMIVARIOGRAM

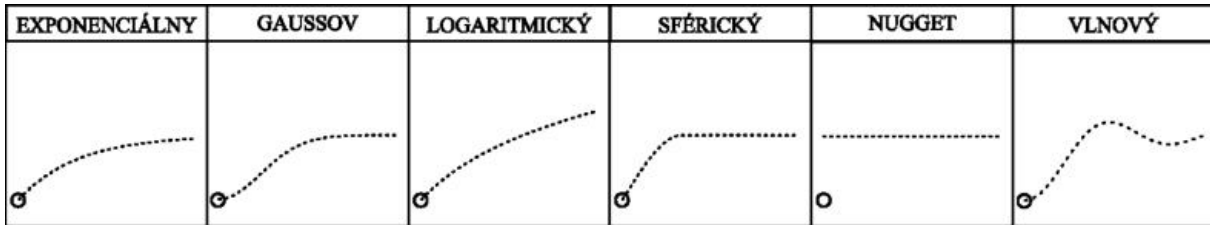
Popisná štatistika, je prostredníctvom štatistických charakteristík schopná popísať hlavné znaky štatistického súboru, väzby medzi štatistickými jednotkami a ich význam v rámci samotného štatistického súboru. Medián, modus, priemer, rozptyl alebo korelačný koeficient, sú prostriedky na kvantitatívne vyjadrenie vzťahov vo vnútri hodnoteného systému. Geoštatistika pracuje s rovnakými nástrojmi ako popisná štatistika, ale prostredníctvom hodnoty matematickej nádeje, od prvého momentu implementuje pravdepodobnostné vyjadrenia do tohto spracovania. Stredná hodnota náhodnej premennej $E\{Z(x_n)\}$, nie je v podstate nič iné ako, vážený aritmetický priemer, pričom váhami sú pravdepodobnosti objavenia sa konkrétnych hodnôt. Prostredníctvom strednej hodnoty sa pravdepodobnostné vyjadrenie dostáva do ďalších konštrukčných prvkov, ako je napríklad rozptyl $Var\{Z(x_n)\} = E\{[Z(x_n) - E\{Z(x_n)\}]^2\}$, ktorý vyjadruje mieru asymetrie rozloženia hodnôt štatistického súboru vzhľadom k jeho strednej hodnote.

Cieľom geoštatistických postupov nie je, presne zrekonštruovať stav a pomery v podpovrchovom priestore, ale skonštruovať numerický model, ktorý bude schopný verne reprodukovať obecné chovanie skúmaného systému. Nedosiahnuteľnosť presnej reprodukcie podpovrchového prostredia prostredníctvom akýchkoľvek prostriedkov, si vyžaduje zavedenie zjednodušenia v procese modelovania. Vzhľadom na komplexnosť systému, nedostupnosť informácii a vysokú mieru neurčitosti, je prostredníctvom predpokladu stacionarity modelovaného systému potlačený vplyv tých súčastí systému, ktoré spôsobujú fluktuácie v skúmanom fenoméne, ale zároveň podstatne neovplyvňujú obecné chovanie systému. V tejto chvíli postačí vedieť, že tento predpoklad je implementovaný prostredníctvom dvoch pravidiel. V prvom rade to je predpoklad konštantnej strednej hodnoty $E\{Z(x_n)\}$ vo všetkých bodoch x_n modelovaného systému, táto hodnota nemusí byť známa, ale musí byť konštantná. V druhom rade je to splnenie podmienky existencie kovariancie, teda vzťahu medzi $z'(x_n)$ a $z'(x_n + h)$, čo nie je nič iné, ako nenulová miera priestorovej autokovariancie, spomenutá v časti, týkajúcej sa regionalizovanej premennej. Zároveň je nutné, aby autokovariancia bola ovplyvnená len veľkosťou vektora h a nie momentálnou pozíciou x_n v oblasti.

Autokovariancia $Cov(x_1, x_2) = E\{[Z(x_1) - E\{Z(x_1)\}][Z(x_2) - E\{Z(x_2)\}]$ je kvantitatívne vyjadrenie vzájomnej väzby tej istej náhodnej premennej, nachádzajúcej sa na rozdielnych pozíciách x_1 a x_2 v posudzovanej oblasti. Takto poňatá kovariančná funkcia vyžaduje disponibilitu dostatočného množstva údajov na oboch vzájomne posudzovaných pozíciách, kvôli určeniu stredných hodnôt $E\{Z(x_1)\}$ a $E\{Z(x_2)\}$ hodnotenej náhodnej premennej $Z(x_n)$. Francúzsky bankský inžinier Georges Matheron (*1930 – †2000), zaviedol tzv. intrinzičnú hypotézu, ktorá zavedením predpokladu stacionarity prírastku $\Delta = (z'(x_n) - z'(x_n + h))$ umožňuje popísať mieru priestorovej neurčitosti bez nutnosti kvantitatívneho vyjadrenia strednej hodnoty $E\{Z(x_n)\}$. Implementácia intrinzičnej hypotézy umožnila vo väčšej miere aplikovať geoštatistické

postupy pre potreby riešenia praktických úloh podpovrchového prieskumu, a to hlavne z dôvodu nedostupnosti viacerých hodnôt $z(x_i)$ z pozície x_i , vhodných pre určenie strednej hodnoty $E\{Z(x_i)\}$.

Vďaka zjednodušeniam spomenutých v predchádzajúcej časti, je možné prostredníctvom experimentálneho semivariogramu posúdiť priestorový vývoj regionalizovanej premennej. Experimentálny semivariogram je zobrazenie exaktných dát, využívané pre potreby štruktúrnej analýzy. Pričom zidealizovaný semivariogram je parametrický model priestorového vývoja, prostredníctvom ktorého je implementovaný štruktúrny aspekt do numerického modelu a volíme ho na základe obecného chovania sa experimentálneho semivariogramu $\gamma(h)$.



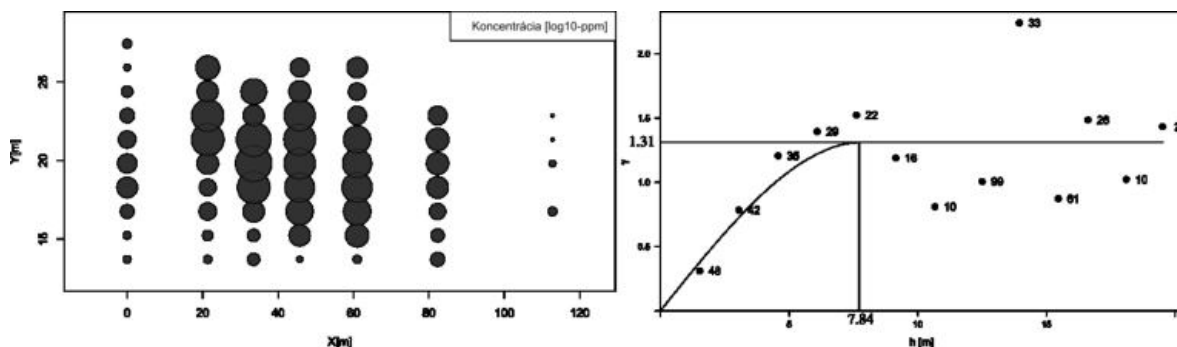
Na predchádzajúcom obrázku je zobrazený výber niekoľkých parametrických modelov. Prvé štyri reprezentujú najčastejšie prípady jednoduchých štruktúrnych situácií. Nie je zriedkavým javom, že experimentálny semivariogram naznačí prítomnosť viacerých štruktúrnych kontinuít, čo vedie k rozdeleniu oblasti na viac analytických častí, ktoré môžu byť charakterizované rozdielnymi parametrickými semivariogrammi. Posledné dva prípady zobrazujú anomálne chovanie experimentálneho semivariogramu, spôsobené štruktúrnymi špecifikami. Počiatok rozvoja a aplikácie geoštatistických metód je v období systematického dobývania zlatonosných ložísk a z tohto obdobia pochádza označenie „nugget“ efekt. Tento jav poukazuje na prítomnosť štruktúr malých rozmerov nerovnomerne rozptýlených v priestore, ktorých rozmery sú oveľa menšie ako je zvolený interval h . Najvhodnejším príkladom sú zlaté zrná rôznych veľkostí rozptýlené v ložisku. Zobrazený je „pure nugget effect“, čo nie je štandardný prípad. Podstatným znakom je, že počiatok experimentálneho semivariogramu sa nachádza mimo počiatku parametrického semivariogramu. Posledným zobrazením je vlnový semivariogram, ktorého chovanie súvisí s prítomnosťou takzvaných „nested structure“, ktorých prítomnosť spôsobuje sinusoidálny efekt v experimentálnom semivariograme. Tento jav spôsobuje náhla a opakujúca sa štruktúrálna zmena, čoho dôsledkom je strata a znovuobjavenie sa korelácia v určitých intervaloch h .

ŠTRUKTÚRNA ANALÝZA

Experimentálny semivariogram je reálnym zobrazením priestorových väzieb z dostupných exaktných údajov, ktoré prostredníctvom nasledujúceho vzťahu

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E\{[Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2\}$$

identifikuje vzájomné väzby, ich charakter a priestorový vývoj regionalizovanej premennej $Z(x_i)$, v rôznej škále prostredníctvom meniaceho sa h . Hodnota semivariogramu γ je vyjadrená pre každé h samostatne.



Predchádzajúci obrázok obsahuje ilustračný príklad, kde v ľavej časti je zobrazená 2D priestorová sieť s bodmi exaktných dát $z(x_i, y_i)$, veľkosť kružnice vyjadruje relatívnu hodnotu. Práva časť obsahuje grafické zobrazenie hodnôt experimentálneho semivariogramu, ktoré sú reprezentované čiernymi bodmi s číselným údajom, ktorý vyjadruje počet párov vstupujúci do výpočtu na intervale h . Čierna krivka reprezentuje sférický parametrický model, ktorý sa javí byť najlepším reprezentantom priestorového vývoja, prezentovaného prostredníctvom experimentálneho semivariogramu. Zvýraznená hodnota na y-ové osi reprezentuje hodnotu rozptylu

zobrazovanej náhodnej funkcie, v angličtine označovanú ako „sill“ = 1,31. Zvýraznená hodnota x-ové osi reprezentuje dosah semivariogramu, čo je maximálna veľkosť h na ktorej existuje kovariancia tzn. väzba medzi párami bodov, v angličtine označovaná ako „range“ = 7,84.

ZÁVER

Cieľom príspevku je predstaviť podstatné teoretické pozadie základov geoštatistického spracovania a poskytnúť rýchly náhľad do prvotných procesných krokov, ktoré stoja na začiatku celého procesu. Geoštatistiku je možné považovať za komplexný nástroj, ktorý počas takmer storočného vývoja dokázal svoje opodstatnenie a na počiatku ktorého stáli bankský inžinieri Danie Gerhardus Krige (*1919 – †2013) a Georges Matheron (*1930 – †2000).

Geoštatistika si našla cestu aj do ďalších hospodárskych oblastí, pre ktoré je typický výskyt javov, naoko charakterizovaných neurčitým priestorovým vývojom. Zaujímavým príkladom je rybolov, kde je prostredníctvom geoštatistických postupov predikovaná migračná trasa a výskyt rýb. V demografii sú to predikcie súvisiace s vývojom a pohybom populácie, analýzy zamerané na vývoj zločinnosti v regiónoch, predikcie ohľadom rozvoja dopravných uzlov a dopravných tepien. A taktiež je nutné spomenúť aplikáciu geoštatistických postupov v najdôležitejšej časti každého hospodárstva, v poľnohospodárstve. Priority súvisiace s potravinovou bezpečnosťou ako je štúdium vývoja kontaminácie poľnohospodárskych oblasti pesticídmi, degradácie pôdnych horizontov, znižovanie produkčnej schopnosti a v nemalej miere s týmito problémami súvisiace znečistenia podzemných vôd.

Analýzy založené na týchto metodických postupoch je možné aplikovať všade tam, kde je pozorovaná alebo predpokladaná priestorová kontinuita v pôsobení prirodzených a antropogénnych vplyvov, alebo ďalších faktorov ako sekundárnych dôsledkov rôznorodých primárnych činnosti.

LITERATÚRA

Deutsch, C.V., Journel, A.G., 1998: GSLIB: Geostatistical Software Library and Users Guide. Oxford University Press Inc.

Goovaerts, P., 1997: Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Oxford University Press Inc.

Henley, S., 1984: Nonparametric Geostatistics. Kluwer Academic Publishers.

Journel, A.G., Huijbregts, J.G., 1991: Mining Geostatistics. The Blackburn Press.

Kitanidis, P.K., 2003: Introduction to Geostatistics – Applications in Hydrogeology. Cambridge University Press.

Kovačka, M., Kontšeková, O., 1969: Štatistické metódy. Alfa Bratislava, 1969.

Staněk, F., 2006: Geostatistika, prednáška 1. Súbor prednášok z predmetu Geostatistika. VŠB – TU Ostrava.

Ventcel'ová, S.J., 1969: Teória Pravdepodobnosti. Alfa Bratislava.

POSTEROVÁ SEKCIA

1	Hana Horváthová	Eliminácia polychlórovaných bifenylov (PCB) sekvenčným použitím nanoželeza a baktérií
2	Katarína Dercová	Podporovaná bioremediácia polychlórovaných bifenylov (PCB) bioaugmentáciou (prídavkom baktérií) a biostimuláciou (prídavkom biosurfaktantov)
3	Alena Luptáková	Výskyt baktérií rodu Acidithiobacillus v sulfidických ložiskách na území Slovenska
4	Václava Vlčková	Staré ekologické zátěže v ČR
5	Tomáš Binčík	Syntéza zeolitov z perlitového odpadu a ich potenciálne využitie pri čistení kontaminovaných médií
6	Boris Bodác	VISTEON Hluk – Výsledky aktuálneho modelového riešenia odvodnenia výkopu pri odťažbe kontaminovaných zemín

ELIMINÁCIA POLYCHLÓROVANÝCH BIFENYLOV (PCB) KOMBINOVANOU APLIKÁCIOU NANOŽELEZA A BAKTERIÁLNYCH KMEŇOV

Hana Horváthová, Katarína Dercová

Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Ústav biotechnológie
Radlinského 9, 812 37 Bratislava; hana.horvathova@stuba.sk

Kľúčové slová: baktérie, bioremediácia, nZVI, PCB, redukcia

ÚVOD

Hydrofóbne polychlórované bifenyly (PCB) aj viac ako 30 rokov po zastavení výroby predstavujú značné environmentálne riziko. Na ich odstránenie z umelo kontaminovaného vodného systému sme použili dva prístupy: prvý, fyzikálno-chemický prístup spočíva v aplikácii nanočastíc nulmocného železa (nZVI) vo forme vysoko reaktívnej vodnej disperzie a druhý, biologický prístup využíva k rozkladu PCB potenciál bakteriálneho metabolizmu. Nanoželezo ako silné redukčné činidlo spôsobuje dehalogenáciu PCB, zatiaľ čo bifenylové jadro ostáva intaktné (Dercová a kol., 2017). Baktérie disponujú enzýmami zodpovednými za iniciáciu oxidácie PCB, čím dochádza k otvoreniu menej chlórovaného bifenylového jadra (Pieper a Seeger, 2008). Cieľom práce bola sekvenčná aplikácia dvoch uvedených prístupov. Elimináciu PCB inicioval prídavok nZVI, ktorého pôsobením dochádza k dechlorácii kongenéro PCB. Kongenéry s nižším stupňom chlorácie sú prístupnejšie pre následnú bakteriálnu biodegradáciu.

METODIKA

Experimenty prebiehali v 500 ml bankách v definovanom minimálnom minerálnom médiu (MM médium), pri 28°C a rýchlosti otáčania 180 ot.min⁻¹. PCB sa do experimentu pridávali vo forme zásobného roztoku komerčnej zmesi Delor 103 v dimeytylsulfoxide a nZVI Nanofer S25 vo forme vodnej disperzie. Bakteriálne kmene používané v experimentoch – *Stenotrophomonas maltophilia* a *Ochrobactrum anthropi* boli izolované zo sedimentu odpadového kanála závodu Chemko Strážske (Dudášová a kol., 2014).

Toxicita nZVI voči použitým bakteriálnym kmeňom. Toxicita nanoželeza (nZVI) sa stanovila ako 50%-ná inhibičná koncentrácia (IC₅₀). Sledoval sa rast baktérií v prítomnosti glukózy a rôznych koncentrácií nZVI. Po 72 hod sa vzorka z každej banky vhodne nariedila a rozotrela na PCA agar. Po 48 hod kultivácii sa spočítali vyrastené kolóniotvorné jednotky (CFU) a vypočítala sa hodnota IC₅₀.

Degradácia PCB biologickým a fyzikálno-chemickým prístupom. Pri bakteriálnej degradácii PCB sa do baniek s MM médium a Delorom 103 pridala biomasa kmeňa *O. anthropi* alebo *S. maltophilia*, pri fyzikálno-chemickej eliminácii PCB sa pridala disperzia nZVI. V 24-hodinových časových intervaloch sa nedegradované PCB vyextrahovali do n-hexánu a extrakt sa podrobil analýze na plynovom chromatografe s (GC ECD). Ako analytická kontrola slúžila banka obsahujúca iba MM médium a PCB. Sledoval sa úbytok 7 kongenéro PCB: PCB 8, 28, 52, 101, 118, 138, 153. Identifikácia píkovo bola spracovaná podľa Mills a kol. (2007).

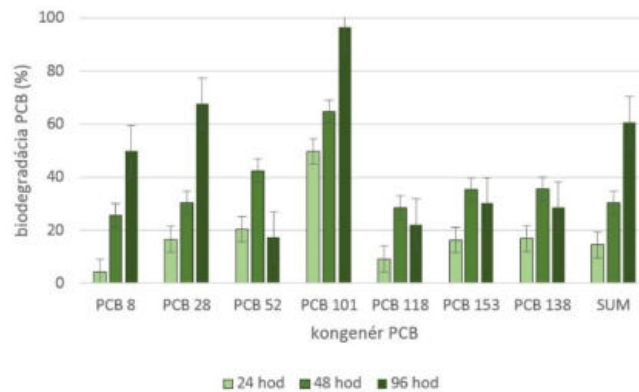
Simultánna aplikácia nZVI a bakteriálnych kmeňov za účelom eliminácie PCB. Elimináciu PCB inicioval prídavok nanoželeza; po 72 hod sa do baniek pridala glukóza a biomasa bakteriálnych kmeňov *O. anthropi* alebo *S. maltophilia*. Po 72 hod sa z obsahu baniek vyextrahovalo zvyškové množstvo PCB. Ako analytická kontrola slúžili banky s MM médium a PCB; ako experimentálna kontrola (overenie efektivity prídavku baktérií) banky s MM médium, PCB a nZVI vyextrahované po 72 a 144 hod.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

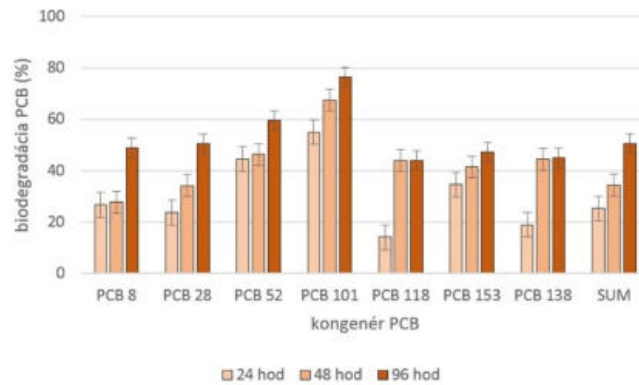
Kultiváciou bakteriálnych kmeňov pri rôznych koncentráciách nanočastíc Nanofer S25 sa ich IC₅₀ voči kmeňom *O. anthropi* a *S. maltophilia* stanovila na 0,69 a 0,16 g.l⁻¹. IC₅₀ PCB pre kmene *O. anthropi* a *S. maltophilia* sa v minulých prácach stanovili na 9,4 a 1,1 g.l⁻¹. Na základe týchto výsledkov sa kmeň *S. maltophilia* javí ako senzibilnejší na prítomnosť exogénnych látok. Pre experiment so simultánnou aplikáciou nZVI a baktérií sa zvolila koncentrácia nZVI 0,5 g.l⁻¹ a preto sa očakávalo, že použitie kmeňa *S. maltophilia* pri tomto experimente bude menej efektívne.

Prvým krokom pri degradačných experimentoch bolo sledovanie priebehu degradácie PCB použitím biologického a fyzikálno-chemického prístupu. Kmeň *S. maltophilia* po 96 hod degradoval 60% sumy

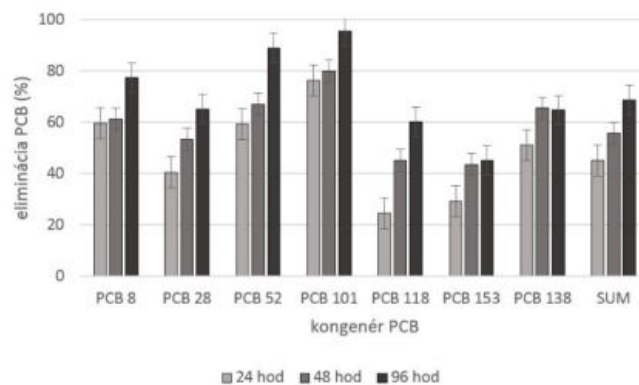
kongenérov PCB (obr. 1), kmeň *O. anthropi* 50 % (obr. 2). Oba kmene s najväčšou efektivitou degradovali pentachlórovaný kongenér PCB 101. Použitím nZVI sa za rovnaký čas eliminovalo 69 % sumy kongenérov PCB (obr. 3), 2/3 z degradovaných PCB sa eliminovali počas prvých 24 hod. Predpokladá sa, že po istej dobe sa častice nZVI pasivujú a tým sa znižuje ich potenciálna toxicita voči bakteriálnym kmeňom.



Obr. 1: Časový priebeh degradácie PCB kmeňom *Stenotrophomonas maltophilia*. Analyt. kontrola: MM médium + PCB.

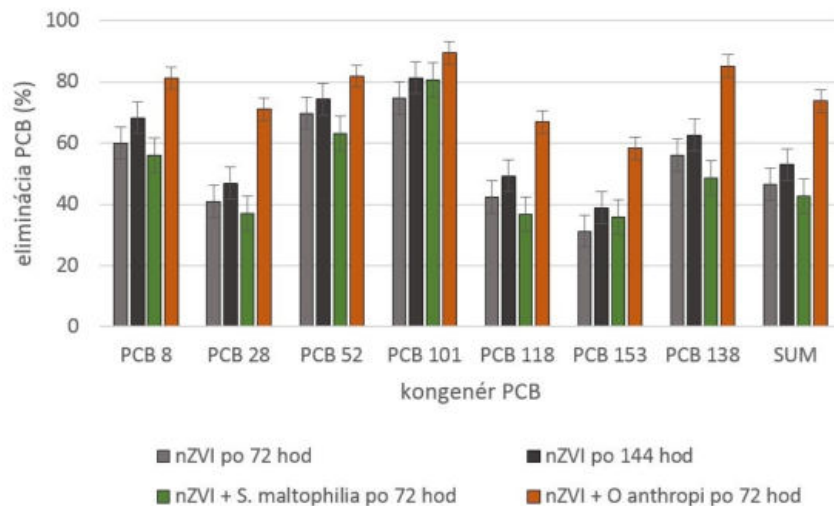


Obr. 2: Časový priebeh degradácie PCB kmeňom *Ochrobactrum anthropi*. Analyt. kontrola: MM médium + PCB.



Obr. 3: Časový priebeh eliminácie PCB nanoželezom Nanofer S 25. Analyt. kontrola: MM médium + PCB.

Z toho dôvodu sa pri experimente so simultánnou aplikáciou nZVI a baktérie (obr. 4) bakteriálny kmeň pridal až po 72 hod. Prvých 72 hod prebiehala eliminácia PCB samotným nZVI, po tomto čase sa do baniek aplikovalo bakteriálne inokulum a glukóza ako pomocný substrát na podporu jeho rastu. Po 72 hod sa samotným nZVI eliminovalo 47 % sumy sledovaných kongenérov, po 144 hod 54 %. Prídavkom kmeňa *O. anthropi* sa dosiahla 74 % eliminácia PCB, čo predstavuje 20 %-ný nárast v porovnaní s elimináciou PCB samotným nZVI po 144 hod. Prídavok druhého kmeňa *S. maltophilia* nebol efektívny.



Obr. 2: Simultánna aplikácia nZVI a baktérií *S. maltophilia* / *O. anthropi*. Analytická kontrola: MM médium + PCB, experimentálna kontrola: MM médium + PCB + nZVI vyextrahované po 72 a 144 hod.

ZÁVER

Parameter charakterizujúci vplyv nanočastíc Nanofer S 25 na aplikované kmene *O. anthropi* a *S. maltophilia* – 50%-ná inhibičná koncentrácia bola stanovená na 0,69 a 0,16 g.l⁻¹. Simultánna aplikácia bakteriálneho kmeňa a nanoželeza sa preukázala ako efektívna len pri kombinácii nZVI a kmeňa *O. anthropi* – takýmto systémom sa za rovnaký čas (144 hod) degradovalo 74 % sumy sledovaných kongenéroov PCB, čo je o 20 % viac ako pri použití samotného nanoželeza. Prídavok kmeňa *S. maltophilia* sa ako efektívny nepreukázal.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla s finančnou podporou projektov VEGA (1/0295/15) a APVV (0656-12) Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky.

LITERATÚRA

Dercová, K., Horváthová, H., Monoková, M., 2017: Využitie nanotechnológií na odstraňovanie znečisťujúcich látok pri sanácii kontaminovaných vôd a pôd. Odpady, 8, 5 – 14

Dudášová, H., Lukáčová, L., Murínová, S., Puškárová, A., Pangallo, D., Dercová, K., 2014: Bacterial strains isolated from PCB-contaminated sediments and their use for bioaugmentation strategy in microcosms. Journal of Basic Microbiology, 54, 253 – 260

Mills, S.A., Thal, D.I., Barney, J., 2007: A summary of the 209 PCB congener nomenclature. Chemosphere, 68, 1603 – 1612

Pieper, D.H., Seeger, M., 2008: Bacterial metabolism of polychlorinated biphenyls. Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology, 15, 121 – 138

PODPOROVANÁ BIOREMEDIÁCIA POLYCHLÓROVANÝCH BIFENYLOV (PCB) BIOAUGMENTÁCIOU (PRÍDAVKOM BAKTÉRIÍ) A BIOSTIMULÁCIOU (PRÍDAVKOM BIOSURFAKTANTOV)

Katarína Dercová, Katarína Lászlová, Hana Horváthová

Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Ústav biotechnológie
Radlinského 9, 812 37 Bratislava; katarina.dercova@stuba.sk

Kľúčové slová: baktérie, bioaugmentácia, biostimulácia, biosurfaktant, PCB, rhamnolipid, sediment

ÚVOD

Zvýšený záujem o environmentálne znečistenie ovplyvňuje aj výskum a vývoj technológií, ktoré zvyšujú účinnosť sanácie kontaminovaných území (Viisimaa a kol., 2013, Lászlová a kol., 2016, Dudášová a kol., 2017). Environmentálne prijateľnou metódou v sanačných (remedičných) technológiách pre dekontamináciu hydrofóbných aromatických chlórovaných uhlíkovodíkov typu PCB sa javí použitie biosurfaktantov (tenzidov, povrchovo aktívnych látok) alebo priamo biosurfaktant-produkujúcich baktérií (Lebeau, 2011). Všetky biosurfaktanty sú amfifilné, pozostávajú z hydrofilnej a z hydrofóbnej časti. Hydrofilné časti sú zvyčajne tvorené z mono-, oligo- alebo polysacharidov, peptidov, proteínov, fosfátu, karboxylových kyselín alebo alkoholu. Hydrofóbne časti môžu pozostávať z nasýtených, nenasýtených alebo z hydroxylovaných mastných kyselín s veľkosťou C₈-C₁₈.

Amfifilná štruktúra biosurfaktantov umožňuje zväčšenie povrchu hydrofóbných vo vode nerozpustných látok a tým zvýšenie ich biodostupnosti a tiež umožňuje zmeny vlastností povrchu bunkovej steny. V porovnaní so syntetickými surfaktantami majú viacero výhod: sú environmentálne prijateľné, biodegradovateľné, menej toxické a majú vyššiu selektivitu. Na základe molekulovej hmotnosti sú rozdelené na nízkomolekulové biosurfaktanty, zahrňujúce glykolipidy, fosfolipidy a lipopeptidy a vysokomolekulové biosurfaktanty, obsahujúce amfipatické polysacharidy, proteíny, lipopolysacharidy a lipoproteíny (Dercová a kol., 2014, 2015). Jedná sa o kationové, aniónové alebo neutrálne zlúčeniny. Nízkomolekulové biosurfaktanty sú účinné v znižovaní povrchového napätia, kým vysokomolekulové sú efektívnejšie v stabilizácii emulzie olej/voda. Okrem zníženia povrchového napätia spôsobujú aj zníženie odpudivých síl medzi dvoma nemiešateľnými fázami a tým umožňujú miešať sa a interagovať navzájom. Schopnosť biosurfaktantov znižovať medzifázové napätie stúpa s ich zvyšujúcou sa koncentráciou, až kým nedosiahne kritickú micelárnu koncentráciu (CMC). Nad touto hodnotou už nedochádza k ďalšiemu znižovaniu povrchového a medzifázového napätia. Pri CMC sa molekuly biosurfaktantu zhľukujú do štruktúr nazývaných micely. Účinné biosurfaktanty majú nízku hodnotu CMC⁷. Hodnota CMC biosurfaktantov sa zväčša pohybuje v rozmedzí 1–200 mg.l⁻¹. Biosurfaktanty ovplyvňujú aj hydrofóbnosť povrchu bakteriálnej bunky. Rhamnolipid spôsobuje pri veľmi nízkych koncentráciách vyplavovanie lipopolysacharidov z vonkajšej membrány baktérii, čo rezultuje do zvýšenej hydrofóbnosti povrchu bakteriálnej bunky (Whang, 2008). Koncentrácie rhamnolipidu nad hodnotou CMC nemajú vplyv na lipopolysacharidy, ale na proteíny viazané na vonkajšiu bunkovú membránu. Tieto zmeny v štruktúre povrchu bakteriálnej bunky spôsobujú uľahčenie prístupu a zvýšený transport hydrofóbných uhlíkovodíkov do bunky (Al-Tahhan a kol., 2000, Sotirova a kol., 2009).

Bioremediáciu môžu biosurfaktanty zvýšiť dvoma mechanizmami. Prvý zahŕňa zvýšenie biodostupnosti substrátu, kým druhý mechanizmus zahrňuje interakciu biosurfaktantu s bunkovým povrchom, čím sa zvýši jeho hydrofóbnosť, čo umožňuje hydrofóbnym substrátom ľahšie reagovať s povrchom bunky. Znížením povrchového a medzifázového napätia biosurfaktanty zvyšujú plochu povrchu nerozpustných látok, čo vedie k zvýšeniu mobility a dostupnosti uhlíkovodíkov. Prídavkom nízkomolekulových biosurfaktantov možno očakávať zvýšenie biodegradáciu uhlíkovodíkov *mobilizáciou*, *solubilizáciou* a prídavkom vysokomolekulových biosurfaktantov *emulzifikáciou* (Calvo a kol., 2009). K mechanizmu mobilizácie dochádza pod hodnotou CMC biosurfaktantu. V tomto prípade biosurfaktanty znižujú povrchové (medzifázové) napätie v systémoch vzduch/voda a pôda/voda. V prípade koncentrácie biosurfaktantu nad CMC dochádza k procesu solubilizácie. Micely, ktoré vytvárajú (bio)surfaktanty, sú koloidné častice približne guľovitého tvaru; ich povrch je tvorený štruktúrami, ktorých interakcia s okolitou fázou je energeticky výhodná a vnútorná časť štruktúrami, ktorých interakcia je nevýhodná. Vo vodnom prostredí je teda povrch micely hydrofilný a vnútorná časť hydrofóbná. V dôsledku toho vnútro micely vytvára prostredie kompatibilné s hydrofóbnymi organickými molekulami polutantov.

Cieľom práce bolo štúdium dvoch stratégií bioremediácie, a to biostimulácie a bioaugmentácie. Biostimulácia baktérií bola realizovaná prídavkom biosurfaktantov za účelom zvýšenia biodostupnosti hydrofóbných PCB pre bunky baktérií a bioaugmentácia prídavkom nami izolovaných baktérií s PCB-degradačnou aktivitou najprv v modelových minerálnych vodných médiách umele kontaminovaných PCB a následne s najlepším bakteriálnym kmeňom v reálnom sedimente kontaminovanom PCB, odobratom z environmentálnej záťaže z okolia bývalého výrobcu PCB Chemko Strážske na Zemplíne na východnom Slovensku.

MATERIÁL A METÓDY

Kultivačné médium: MM médium (minimálne minerálne médium, zloženie uvedené v práci¹¹). PCB (priemyselná zmes Delor 103) bol umele pridaný v koncentrácii 100 mg.l⁻¹. Doba kultivácie bola 7 dní, na rotačnej trepačke 180 ot.min⁻¹, 28 °C.

Extrakcia a analýza PCB: dvojstupňová extrakcia n-hexánom, PCB zo sedimentu extrahované v Soxhletovom extraktore. Analýza kongenéro PCB na GC ECD HP5890 (Agilent). Podmienky analýzy detailne uvedené v ¹¹.

Sediment: dlhodobo kontaminovaný PCB odobratý zo Strážskeho kanála bol dodaný z VUVH Bratislava (spriemerovaných viacero odberov z viacerých odberových miest). Charakteristika uvedená v ¹¹. Výsledná koncentrácia indikátorových kongenéro PCB 30 mg.kg⁻¹ sedimentu. Biostimulácia a bioaugmentácia prebiehala stacionárne 21 dní pri 28 °C.

Mikroorganizmy: tri vybrané kmene z 11 bakteriálnych izolátov získaných z kontaminovaného sedimentu nahromaďovacou metódou pri selekčnom tlaku PCB a bifenyly. Identifikované pomocou 16SrRNA a MALDI-TOF, detaily v práci (Dudášová a kol., 2014): *Achromobacter xylosoxidans* (G⁻), *Rhodococcus ruber* (G⁺) a *Stenotrophomonas maltophilia* (G⁻). Koncentrácia inokula pri bioaugmentácii MM média i sedimentu 1 g.l⁻¹.

Biosurfaktant: Rhamnolipids R90 (AGAE Technologies, USA), testovaný v rozsahu 0,05 – 0,20 mg.l⁻¹.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V prvom kroku sme otestovali bakteriálne kmene izolované zo Strážskeho kanála dlhodobo kontaminovaného PCB a identifikované modernými molekulárno-biologickými metódami na produkciu biosurfaktantov metódou rýchleho skriningového Drop-collapsing testu (Dudášová a kol., 2014). Na základe výsledkov sme však konštatovali, že nami získané izoláty baktérií nie sú schopné produkovať biosurfaktanty za testovaných podmienok. Na štúdium vplyvu biosurfaktantu na degradáciu PCB bol preto použitý komerčný produkt, biosurfaktant bakteriálneho pôvodu, zmes rhamnolipidov s komerčným názvom Rhamnolipids R90. Bol posúdený jeho účinok na schopnosť biodegradácie PCB jedným Gram-pozitívnym (G⁺) bakteriálnym kmeňom *Rhodococcus ruber* a dvomi Gram-negatívnymi bakteriálnymi kmeňmi (G⁻), *Achromobacter xylosoxidans* a *Stenotrophomonas maltophilia*.

BIOREMEDIÁCIA PCB BIOAUGMENTÁCIU V MINIMÁLNO MNERÁLNO MÉDIU ZA ÚČELOM VÝBERU BAKTERIÁLNEHO KMEŇA

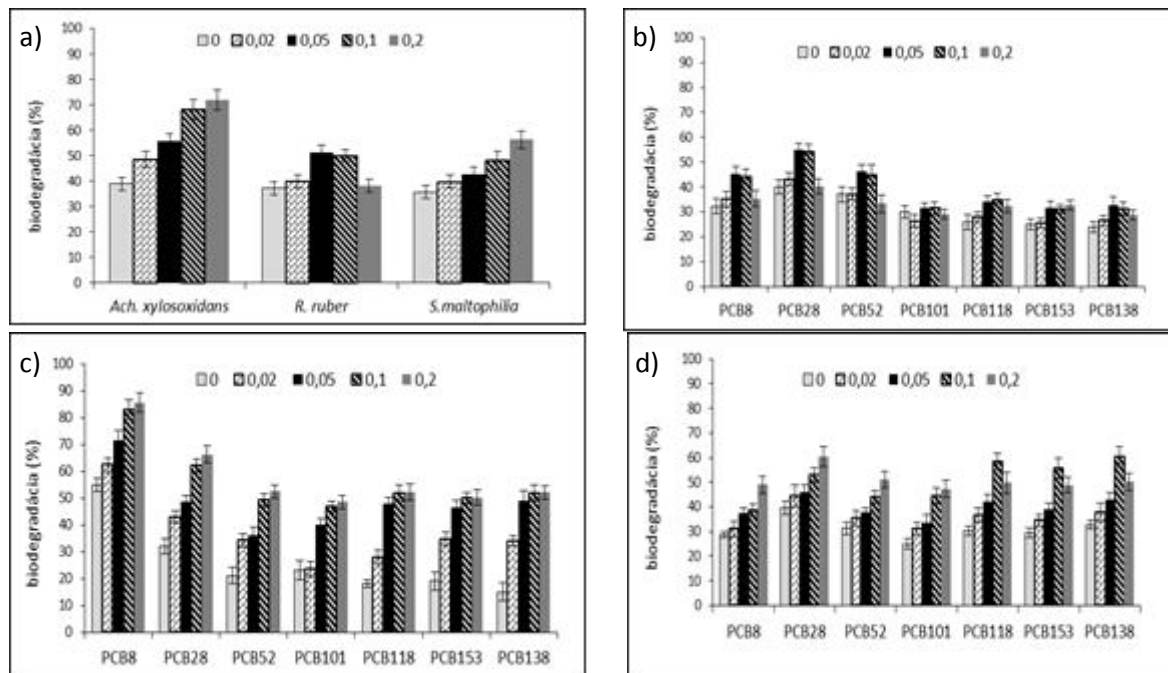
Bakteriálne kmene *A. xylosoxidans*, *R. ruber* a *S. maltophilia* boli kultivované v prítomnosti rôznych koncentrácií komerčného biosurfaktantu Rhamnolipids R90 najprv v minimálnom minerálnom médiu umele kontaminovanom zmesou kongenéro PCB, neskôr priamo v reálnom sedimente kontaminovanom PCB odobratom zo Strážskeho kanála. Pre všetky tri študované kmene sa zvolil rovnaký rozsah koncentrácií rhamnolipidu Rhamnolipids R90, aby bolo možné ich vzájomne porovnať a následne zhodnotiť účinok vplyvu rozsahu koncentrácií (0,05 – 0,2 g.l⁻¹). Zároveň sa sledoval aj rast baktérií po 7 dňoch biodegradácie.

Vybrané bakteriálne kmene preukázali schopnosť degradovať PCB (obr. 1a), otázkou bolo, o koľko sa prídavkom biosurfaktantu degradácia zvýši. Prídavok Rhamnolipids R90 vo všetkých testovaných koncentráciách zvýšil biodegradáciu PCB u všetkých troch bakteriálnych kmeňov (obr. 1a). V prítomnosti dvoch Gram-negatívnych kmeňov *A. xylosoxidans* a *S. maltophilia* sa potvrdila zvyšujúca sa biodegradácia PCB so zvyšujúcou sa koncentráciou biosurfaktantu (obr. 1a). V prítomnosti kmeňa *A. xylosoxidans* analogicky ako *S. maltophilia* došlo k najvyššej degradácii sumy celkových kongenéro PCB (66 %, resp. 58 %) prídavkom rhamnolipidu Rhamnolipids R90 pri koncentrácii 0,2 g.l⁻¹. Len v prítomnosti *A. xylosoxidans* sa dosiahla zvýšená biodegradácia aj všetkých jednotlivých analyzovaných kongenéro PCB so zvyšujúcou sa koncentráciou biosurfaktantu. Tento kmeň však preukázal vyššiu preferenciu degradácie nízkochlórovaných di- a trichlórovaných kongenéro (PCB8 a PCB28) v porovnaní s vyššie chlórovanými kongenérmi (PCB52, PCB101, PCB118, PCB153 a PCB138) (obr. 1b).

Hodnota biodegradácie PCB (sumy kongenéro PCB aj jednotlivých kongenéro PCB) Gram-pozitívnym *R. ruber* (obr. 1c) závisela od koncentrácie Rhamnolipids R90. Najvyššia degradácia sumy kongenéro PCB bola

pozorovaná v prítomnosti biosurfaktantu s koncentráciou 0,05 a 0,1 g.l⁻¹. Prídavok 0,02 a 0,2 g.l⁻¹ Rhamnolipids R90 nemal významný vplyv na biodegradáciu PCB týmto kmeňom v porovnaní s degradáciou v neprítomnosti biosurfaktantu. Degradácia tri-chlórovaného kongenéru (PCB28) týmto kmeňom bola najvyššia zo všetkých kongenérovcov PCB, podobne ako v prípade kmeňa *S. maltophilia* (obr. 1d). Naopak, biodegradácia vyššie chlórovaných kongenérovcov bola u *R. ruber* len mierne zvýšená prídavkom biosurfaktantu v porovnaní s vyššie uvedenými G⁻ kmeňmi.

Výsledky potvrdili, že G-baktérie *A. xylosoxidans* a *S. maltophilia* sú účinnejšími kmeňmi degradujúcimi PCB v prítomnosti biosurfaktantu v porovnaní s Gram-pozitívnym kmeňom *R. ruber*. G⁻ kmene majú v dôsledku štruktúry membrány lepšiu dispozíciu na prechod hydrofóbných látok do bunky.



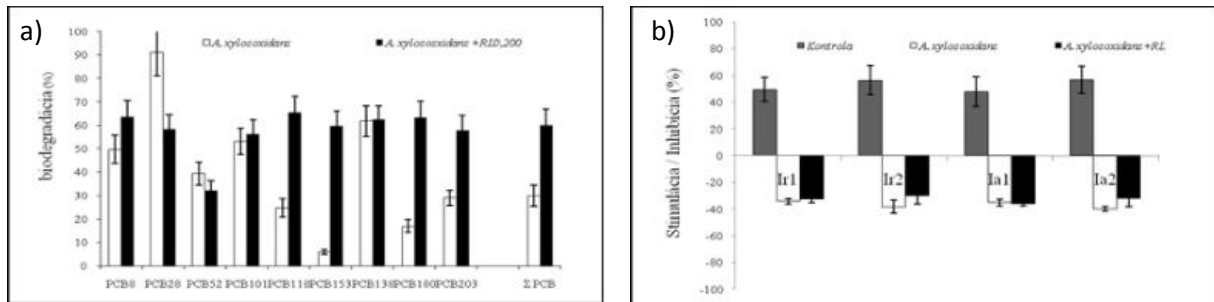
Obr. 1: Biodegradácia (a) sumy analyzovaných kongenérovcov PCB (Delor 103, 0,1 g.l⁻¹) kmeňmi *A. xylosoxidans*, *R. ruber* a *S. maltophilia* (1 g.l⁻¹) a jednotlivých indikátorových kongenérovcov PCB baktériami *R. ruber* (b), *A. xylosoxidans* (c), *S. maltophilia* (d) s prídavkom biosurfaktantu Rhamnolipids R90 (viď legenda, v g.l⁻¹) po 7 dňoch kultivácie. (Podmienky: MM médium, 28 °C, rotačná trepačka 180 ot.min⁻¹)

BIOREMEDIÁCIA REÁLNYCH SEDIMENTOV KONTAMINOVANÝCH PCB KOMBINÁCIOU BIOAUGMENTÁCIE BAKTÉRIAMI A BIOSTIMULÁCIE PRÍDAVKOM BIOSURFAKTANTU

Experimenty v kontaminovanom sedimente boli realizované s kmeňom *A. xylosoxidans*, ktorý vykázal najefektívnejšiu biodegradáciu PCB s prídavkom Rhamnolipids R90 v predchádzajúcich experimentoch v modelovom médiu a taktiež mal najvyššiu toleranciu voči tomuto biosurfaktantu spomedzi bakteriálnych izolátov a vykázal aj dobrý nárast.

Biostimulácia prídavkom Rhamnolipids R90 v prítomnosti *A. xylosoxidans* pozitívne vplývala na biodegradáciu PCB v kontaminovanom sedimente v porovnaní s aplikáciou samotných baktérií bez prídavku Rhamnolipids R90 (obr. 2a). Biodegradácia sumy kongenérovcov PCB sa zvýšila v prítomnosti *A. xylosoxidans* po prídavku biosurfaktantu z pôvodných 30 % bez biosurfaktantu na 60 %.

V prítomnosti Rhamnolipids R90 sa taktiež výrazne zvýšila biodegradácia vyššie chlórovaných kongenérovcov PCB, čo mohlo byť spôsobené zvýšenou solubilizáciou a tým biodostupnosťou týchto málo degradovateľných kongenérovcov. Dôležitým krokom je posúdenie ekotoxicity pôvodne toxického sedimentu. Sedimenty opracované prístupom bioaugmentácie a biostimulácie nevykazovali po aplikácii oboch prístupov prakticky žiadnu toxicitu, mali stimulačný vplyv na rast počtu a plochy frondov skúšobnej rastliny *L. minor* v použítom kontaktnom ekotoxikologickom bioteste, čo sa prejavilo zápornými hodnotami sledovaných inhibičných parametrovcov, čiže stimuláciou miesto inhibície (obr. 2b).



Obr. 2: Kombinácia biostimulácie a bioaugmentácie kontaminovaných sedimentov: (a) biodegradácia indikátorových kongenérů PCB a ich sumy po bioaugmentácii (*A. xylosoxidans*) a po kombinácii bioaugmentácie a biostimulácie (*A. xylosoxidans* + Rhamnolipids R90) po 21 dňoch kultivácie; (b) Inhibícia/stimulácia rastu skúšobnej rastliny *Lemna minor* vo výluhu sedimentu kontaminovaného PCB bez bioremediácie (kontrola) a po bioaugmentácii a kombinácii bioaugmentácie a biostimulácie. Ir1-percento inhibície rastovej rýchlosti počtu frondov (lístkov), Ir2-percento inhibície rastovej rýchlosti plochy frondov, Ia1-percento inhibície rastu biomasy vzťahnutej na počet frondov, Ia2-percento inhibície rastu biomasy vzťahnutej na plochu frondov. (Podmienky: 7 dní, 25 ± 2 °C, svietenie zhora (min. 6 500 Lux), stacionárna kultivácia).

ZÁVER

Vyššie uvedené výsledky naznačujú, že biostimulácia aj bioaugmentácia prinášajú sľubné výsledky vedúce k úspešnej bioremediácii kontaminovaných sedimentov. Najúspešnejším prístupom sa javí izolácia už adaptovaných bakteriálnych kmeňov na PCB z kontaminovaného sedimentu Strážskeho kanála a ich následná bioaugmentácia do kontaminovaného sedimentu. Dôležité je zdôrazniť, že ekotoxicita sedimentu po aplikácii oboch použitých metód výrazne znížila oproti pôvodnému sedimentu. Došlo až k stimulujúcim vplyvom na rast počtu a plochy frondov testovaného rastlinného skúšobného organizmu *L. minor*. Tento fakt je veľmi dôležitý pre posúdenie úspešnosti a účinnosti využitia daného prístupu bioremediácie do budúcnosti pri sanácii kontaminovaných území. Každá stratégia má určité výhody a limitácie oproti ostatným, preto sa predpokladá, že integrácia vyššie uvedených prístupov by viedla k zefektívneniu celého procesu bioremediácie PCB.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla s finančnou podporou projektov VEGA (1/0295/15) a APVV (0656-12).

LITERATÚRA

- Al-Tahhan, R., Sandrin, T.R., Bodour, A.A., Maier, R.M., 2000: Rhamnolipid-induced removal of lipopolysaccharide from *Pseudomonas aeruginosa*: effect on cell surface properties and interaction with hydrophobic substrates. Applied and Environmental Microbiology, 66, 3262 – 3268
- Calvo, C., Manzanera, M., Silva-Castro, G.A., Uad, I., González-López, J., 2009: Application of bioemulsifiers in soil oil bioremediation processes. Future prospects. Science of The Total Environment, 407, 3634 – 3640
- Dercová, K., Lászlóvá, K., 2014: Využitie biosurfaktantov pri odstraňovaní znečisťujúcich látok z kontaminovaných zemí. Odpady 6/2014, 3–7
- Dercová, K., Lászlóvá, K., 2015: Aplikácia biosurfaktantov a biosurfaktant-produkujúcich baktérií v sanačných technológiách. Odpady 5/2015, 13–17
- Dudášová, H., Lukáčová, L., Murínová, S., Puškárová, A., Pangallo, D., Dercová, K., 2014: Bacterial strains isolated from PCB-contaminated sediments and their use for bioaugmentation strategy in microcosms. Journal of Basic Microbiology, 54, 253 – 260
- Dudášová, H., Dercová, J., Sumegová, L., Dercová, K., Lászlóvá, K., 2017: Removal of polychlorinated biphenyl congeners in mixture Delor 103 from wastewater by ozonation vs/and biological method. Journal of Hazardous Materials, Vol. 321, 54 – 6
- Lászlóvá, K., Dercová, K., Horváthová, H., Murínová, S., Škarba, J., Dudášová, H., 2016: Assisted Bioremediation Approaches - Biostimulation and Bioaugmentation - Used in the Removal of Organochlorinated Pollutants from the Contaminated Bottom Sediments. International Journal of Environmental Research, 10(3), 367 – 378
- Lebeau, T., 2011: Bioaugmentation for in situ soil remediation. In: Singh A., Parmar N., Kuhad R.C. (eds.), Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol, Soil Biology, Vol. 28, Part 1, 129 – 186
- Sotirova A., Spasova D., Vasileva-Tonkova E., Galabova D., 2009: Effects of rhamnolipid-biosurfactant on cell surface of *Pseudomonas aeruginosa*. Microbiological Research, 164, 297–303
- Viisimaa, M., Karpenko, O., Novikov, V., Trapido, M., Goi, A., 2013: Influence of biosurfactant on combined chemical-biological treatment of PCB-contaminated soil. Chemical engineering journal, 220, 352 – 359
- Whang, L.M., Liu, P.W.G., Ma, C.C., Cheng, S.S., 2008: Application of biosurfactants, rhamnolipid, and surfactin, for enhanced biodegradation of diesel-contaminated water and soil. Journal of Hazardous Materials, Vol. 151, 155 – 163

VÝSKYT BAKTÉRIÍ RODU *ACIDITHIOBACILLUS* V SULFIDICKÝCH LOŽISKÁCH NA ÚZEMÍ SLOVENSKA

Alena Luptáková, Jana Jenčárová, Eva Mačingová, Dominika Rudzanová

Ústav geotechniky SAV
Watsonova 45, 040 01 Košice, luptakal@saske.sk

Kľúčové slová: kyslé banské vody, baktérie *Acidithiobacillus*, sulfidy

ÚVOD

Špecifická problematika vzniku kyslých banských vôd (AMD) má interdisciplinárny charakter a zahŕňa prírodné a technické vedy. Ich vznik je tradične vysvetľovaný na princípe fyzikálnych a hlavne chemických dejov prebiehajúcich v kontaktných zónach geologického prostredia a vody, ktorý je katalyzovaný banskou činnosťou, v dôsledku ktorej sa zvyšuje kontaktný povrch a prístup kyslíka do systému. Len v malej miere, a aj to len v extrémnych prípadoch sa berie do úvahy, že genéza AMD je podmienená aj existenciou autochtónnych chemolithotrófnych železo a síru oxidujúcich baktérií rodov *Acidithiobacillus*. Ložiská sulfidických minerálov, tak môžu predstavovať počas ťažby, ale hlavne po uzatvorení baní potenciálne „prírodné biogeoreaktory“ produkujúce AMD (Kušnierová a kol., 1998), ktoré fungujú na princípe biogénnej katalýzy chemickej oxidácie primárnych aj sekundárnych sulfidických minerálov uvedenými druhmi baktérií, ktoré existujú v symbióze s inými druhmi aerobných a anaerobných baktérií (Johnson, 1998).

Na Slovensku existuje niekoľko starých banských záŕaží, kde existovali a existujú podmienky pre tvorbu AMD. Typickými príkladmi sú opustené ložiská Smolník, Pezinok a depónia odpadov Šobov (Lintnerová, 2002). Náš predošlý výskum poukazuje na biologickú katalýzu oxidačných dejov „in situ“ v týchto vyššie uvedených lokalitách. V súčasnosti je v ťažbe už iba jedno ložisko v Hodruši. Ostatné ložiská sú zväčša v rámci útlmového programu zatápané. Podmienky zatopených banských priestorov s obsahom sulfidov sú vhodným prostredím pre postupné generovanie a intenzifikáciu procesov ich biologicko-chemickej oxidácie, dôsledkom ktorej je zvyšujúca sa acidifikácia a mineralizácia.

Faktom je, že štúdiu výskytu autochtónnych, Fe a S oxidujúcich mikrobiálnych kultúr, ktorých katalytický účinok môže byť (v kratšom alebo dlhšom časovom úseku) štartovacím faktorom kreovania ďalších geobioreaktorov nebola, až na uvedené tri prípady, venovaná dostatočná pozornosť. Pre ochranu životného prostredia a aj v súvislosti s novou pripravovanou legislatívou v tejto oblasti je získanie týchto poznatkov určujúce pre prevenciu a sanáciu nežiaducich vplyvov kyslých banských drenážnych vôd. Z týchto dôvodov bol náš výskum zameraný na monitoring výskytu autochtónnych chemolithotrófnych železo a síru oxidujúcich baktérií rodov *Acidithiobacillus* vo vodách vybraných ložísk sulfidických minerálov na území Slovenska, ako aj na kvalitatívne hodnotenie odobratých vzoriek AMD z pohľadu ich acidity a obsahu ťažkých kovov.

MATERIÁL A METÓDY

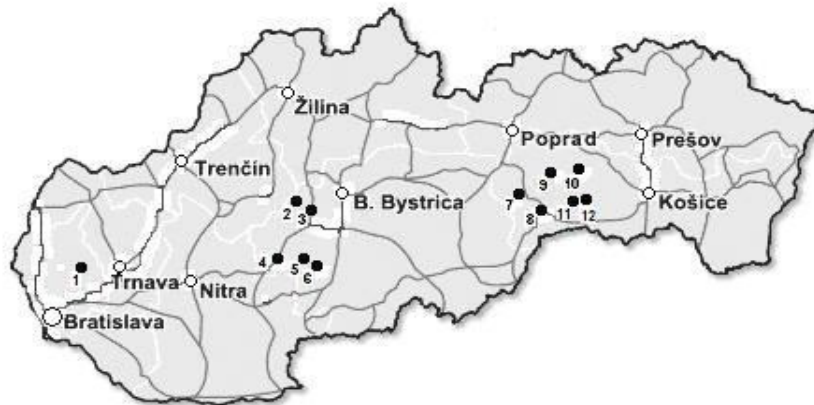
Pre izoláciu a následnú kultiváciu baktérií *Acidithiobacillus ferrooxidans* bola použitá selektívna živná pôda 9K podľa Silvermana a Lundgrena (DSM, 1989) a pre baktérie *Acidithiobacillus thiooxidans* selektívna živná pôda podľa Waksmana a Joffeho (DSM, 1989).

Uvedené selektívne živné pôdy boli inokulované odobratými vzorkami banských vôd, čím sme získali najskôr obohatenú bakteriálnu kultúru a následne bola realizovaná izolácia čistej bakteriálnej kultúry pomocou platňovej zriaďovacej metódy (Silverman a Lundgren, 1959; Karavajko a kol., 1988). Identifikácia bola realizovaná štúdiom morfológických, fyziologických a kultivačných vlastností (Karavajko a kol., 1988; Sneath a kol., 1986; Johnson, 1995).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Zrealizovaných bolo celkovo 120 odberov vzoriek vôd z 24 lokalít v rámci Slovenska. Na základe kvalitatívnej chemickej analýzy kovov, síranov a merania hodnôt pH a Eh môžeme konštatovať, že v súčasnej dobe je stav banských vôd vo väčšine lokalít uspokojivý, až na lokality Pezinok, Šobov a Smolník, kde dochádza neustále k intenzívnej tvorbe kyslých banských vôd, aj napriek tomu, že v lokalitách Šobov a Smolník boli už v minulosti zrealizované určité opatrenia na zamedzenie ich agresívnej činnosti na okolité životné prostredie (Šottník, 2000).

Vo všetkých odobratých vzorkách banských vôd bola realizovaná izolácia acidofilných Fe a S oxidujúcich baktérií rodu *Acidithiobacillus*. Predpoklady pre biokatalýzu zvetrávacích procesov v ložiskách boli identifikované celkovo v 32 odberových miestach v 12 lokalitách sulfidických ložísk (obr. 1).



Obr. 1. Výskyt baktérií rodu *Acidithiobacillus* vo väzbe na sulfidické ložiská

1 – Pezinok (Dedičná štôlna Erik Ferdinand, Štôlna Sirková, Nové odkalisko, Priesaky z Nového odkaliska, Pernek, v haldovom poli, v Kostolnej doline, okrový močiar, Štôlna Michal, Štôlna Budúcnosť); 2 – Kremnička (Dedičná štôlna); 3 – Horná Ves (voda zo spodnej kazety odkaliska, prihrádzová zóna); 4 – Voznica (Voznická dedičná štôlna, Nová odvodňovacia štôlna); 5 – Šobov (záchytný rygol pod pätou haldy, z drenáže podložja haldy „Novej šachty“, z prameňa „Vitriolovej vody“); 6 – Odkalisko sedem žien (výtok z obvodovej ľavej drenáže); 7 – Nižná Slaná (šachta Jozef – ložisko Koblietiarovo – priamy výtok zo šachty, šachta Jozef – ložisko Koblietiarovo – 15m od šachty, Slaná v Nadabule – vyústenie dopravného prekopu do rieky); 8 – Rožňava (Štôlna Augusta, Baňa Mária); 9 – Rudňany (voda zo zatopenej bane, voda z priesakov z odkaliska, Nová štôlna); 10 – Slovinky (šachta Alžbeta, Nové odkalisko – pravá drenáž, Nové odkalisko – ľavá drenáž); 11 – Smolník (šachta Karitas, Šachta Pech, Mária Snežná, pyritová halda); 12 – Fichtenhübel – Raky štôlna.

Výskyt baktérií rodu *Acidithiobacillus* nebol výhradne spätý s vysokou aciditou vôd, ale korešpondoval so zvýšenou koncentráciou železa a síranov. Boli uskutočnené prvoizolácie baktérií rodu *Acidithiobacillus* na lokalitách ako sú: Rožňava – Štôlna Augusta, Nižná Slaná – šachta Jozef, Slovinky – šachta Alžbeta, Rudňany – Nová štôlna, Kremnička – Dedičná štôlna, Voznica – Voznická dedičná štôlna, Voznica – Nová odvodňovacia štôlna a Fichtenhübel – Raky štôlna.

ZÁVER

Výskyt acidofilných, autochtónnych síru a železo oxidujúcich baktérií ako jedného zo základných faktorov biokatalýzy vzniku silne mineralizovaných, kyslých banských vôd, bol potvrdený v 31 odberových miestach starých banských záŕaží na Slovensku. Z pohľadu acidity a rozsahu mineralizácie kyslých banských vôd generovaných v starých banských záŕažiach je možné za rizikové lokality označiť Smolník, Šobov a Pezinok. Nami získané výsledky poukazujú aj na reálnu možnosť vzniku kyslých banských vôd v lokalitách Slovinky, Rožňava a Rudňany. Niektoré silne mineralizované kyslé banské vody je možné považovať za atypický surovinový zdroj rady prvkov.

POĎAKOVANIE

Táto práca vznikla za podpory grantovej agentúry VEGA v rámci grantovej úlohy č. 2/0145/15.

LITERATÚRA

DSM-Deutsche Sammlung von Microorganismen und Zelekkulturen GmbH, cataoulage, Media, Braunschweig, 1989.

Johnson, B.D., 1998: Biodiversity and ecology of acidophilic microorganisms. *FEMS Microbiology Ecology*, 27, 307 – 317

Johnson, B.D., 1995: Selective solid media for isolating and enumerating acidophilic bacteria. *Journal of Microbiological Methods*, 23, 2, 205 – 218

Karavaiko, G.I., Rossi, G., Agate, A.D., Groudev, S.N., Avakyan, Z.A., 1988: Biotechnology of metals – manual. Centre for International projects GKNT, Moscow.

Kontopoulos, A., 1998: Acide Mine Drainage Control. In: *Effluent Treatment in the Mining Industry*, S.H. Castro, F. Vergara, M.A. Sánchez (Eds.), University of Concepcion – Chile, 57 – 112

Kušnierová, M., Luptáková, A., Vašková, H., Jaško, V., 1998: Biogenic hazardous factors of the old mines remainings in Smolník. In: *4th Conference on Environment and Mineral Processing*, Ostrava, VŠB-TU, 565 – 570

Lintnerová, O. 2002: Vplyv ťažby nerastných surovín na životné prostredie. *Vysokoškolská učebnica*, 1. vyd. Bratislava, Univerzita Komenského, 1 – 160

Silverman, M.P., Lundgren, D.C., 1959: Studies on the chemoautotrophic iron bacterium *Ferrobacillus ferrooxidans* an improved medium and a harvesting procedure for securing high cell yields. *Journal of Bacteriology*, 77, 642 – 647

Sneath, P.H., Mair, N.S., Sharpe, M.E., Holt, J.G., 1986: *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Vol. 2, Vol. 8, Sydney.

Šottník, P., 2000: Pasívne čistenie kyslých banských vôd. Dizertačná práca, PRIF UK, Bratislava, 1 – 115

Šottník, P. a Šucha, V., 2001: Možnosti úpravy kyslého banského výtoku ložiska Banská Štavnica-Šobov. *Mineralia Slovaca*, 33, 1, 53 – 60

STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE V ČR

Václava Vlčková, Edita Koblížková

CENIA, česká informační agentura životního prostředí
Vršovická 1442/65, 100 10, Praha 10, vaclava.vlckova@cenia.cz

Klíčová slova: stará ekologická zátěž, kontaminace, SEKM, územně analytické podklady, nápravná opatření, sanace

CENIA, česká informační agentura životního prostředí zpracovává problematiku starých ekologických zátěží, a to na základě dat poskytnutých Ministerstvem životního prostředí pro účely hodnocení životního prostředí. Od roku 2014 je toto téma součástí Zprávy o životním prostředí České republiky. Více informací je možné nalézt ve vybraných publikacích CENIA (<http://www.cenia.cz> v sekci Publikace CENIA) a na webových stránkách Ministerstva životního prostředí (http://www.mzp.cz/cz/stare_ekologicke_zateze).

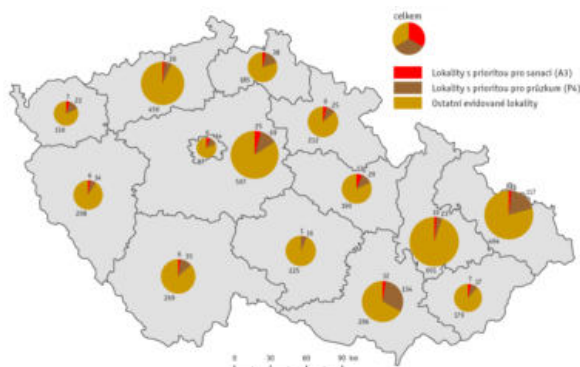
Staré ekologické zátěže, resp. kontaminovaná místa, představují v ČR dlouhodobý problém, a to především ve vztahu k životnímu prostředí, které mohou značně ohrožovat. Sanace starých ekologických zátěží sice na území ČR průběžně probíhá, avšak dochází rovněž k dlouhodobému poklesu finančních prostředků, které jsou na ni vydávány. Do budoucna je tedy nutné se zaměřit zejména na možnosti využití finančních zdrojů určených na snižování počtu kontaminovaných míst, a tím omezit i další potenciální kontaminaci lokalit. Na území ČR se totiž i přes nespornou prospěšnost již provedených nápravných opatření nachází stále velké množství starých ekologických zátěží (řádově tisíce), u nichž jsou rizika pro životní prostředí a lidské zdraví velice závažná, anebo rozsah jejich rizik ani není prozkoumán.

POJEM STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE

Staré ekologické zátěže (sklárky odpadů, průmyslové a zemědělské areály, drobné provozovny, nezabezpečené sklady nebezpečných látek, bývalé vojenské základny, území postižená těžbou nerostných surovin, opuštěná a uzavřená úložiště těžebních odpadů představující závažná rizika apod.) představují závažnou kontaminaci horninového prostředí, podzemních i povrchových vod, zemin, stavebních konstrukcí a půdního vzduchu, k níž došlo nevhodným nakládáním s nebezpečnými látkami před rokem 1989 a která ohrožuje zdraví člověka a životní prostředí. Zjištěnou kontaminaci lze považovat za starou ekologickou zátěž pouze v případě, že původce kontaminace neexistuje nebo není znám. Toto pravidlo musí být dodrženo i v případě právního nástupce původce kontaminace.

EVIDENCE STARÝCH EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ V ČR

Pro účely evidence informací o kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných místech funguje od roku 2005 v ČR přírůstková databáze existence kontaminovaných míst a jejich stavu s názvem Systém evidence kontaminovaných míst (zkráceně SEKM), která je veřejně přístupná (<http://www.sekm.cz/>). Databáze SEKM nebyla ovšem naplňována systematickou inventarizací, ale je tvořena postupným doplňováním lokalit. Řešení problematiky odstraňování starých ekologických zátěží totiž v ČR není řízeno žádným zákonem a neexistuje jednotný postup v této oblasti. Z uvedených důvodů neposkytuje databáze SEKM přehled o celkovém počtu kontaminovaných nebo potenciálně kontaminovaných míst na území ČR.



Obr. 1: Počet lokalit starých ekologických zátěží evidovaných v SEKM v ČR, 2015 (Zdroj: MŽP)

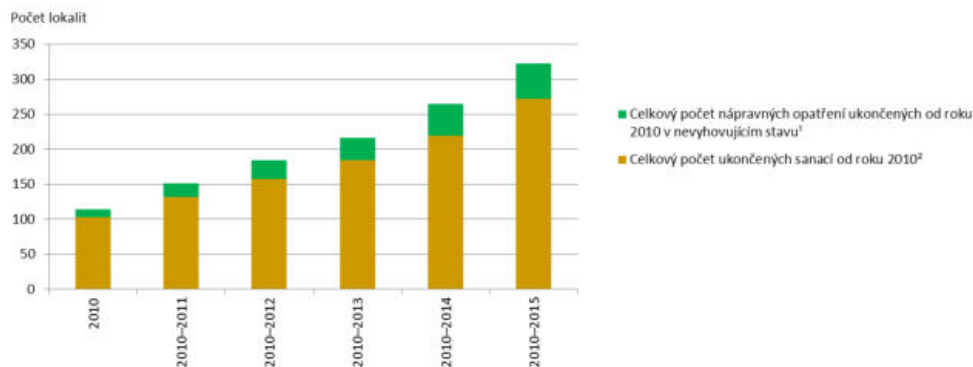


Obr. 2: Rozmístění lokalit starých ekologických zátěží s prioritou pro průzkum a pro sanaci evidovaných v SEKM v ČR, 2015 (Zdroj: MŽP)

Rozsáhlý výskyt starých ekologických zátěží na území ČR je jedním z historických pozůstatků dlouholetého působení minulých režimů, kdy ochrana životního prostředí a nakládání se závadnými látkami při průmyslové a další výrobě byly na nízké úrovni. V územně analytických podkladech bylo v roce 2015 evidováno 9 242 lokalit, a to včetně těch evidovaných v SEKM (4 746 lokalit). Nejvíce lokalit starých ekologických zátěží evidovaných v SEKM se nachází v krajích Olomouckém, Moravskoslezském a Středočeském (obr. 1 a 2).

ODSTRAŇOVÁNÍ STARÝCH EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ

Sanace kontaminovaných a rizikových lokalit má přispívat ke snižování zdravotních rizik odstraněním nejrizikovějších kontaminantů z podzemních vod a horninového prostředí, navíc má přínos pro revitalizaci krajiny jako celku, pro obnovení stavu životního prostředí i regeneraci přirozených vazeb v ekosystémech. V ČR začalo systematické odstraňování starých ekologických zátěží ve větší míře až po roce 1990. Odpovědnost za část z nich, zejména v rámci privatizace, převzal stát. Dle databáze SEKM byl největší počet ukončených sanací lokalit starých ekologických zátěží zaznamenán v roce 2010 (obr. 3).



Obr. 3: Počet lokalit starých ekologických zátěží s ukončenou sanací evidovaných v SEKM v ČR, kumulativně za období 2010 – 2015 (Zdroj: Ministerstvo životního prostředí)

¹ Sanace byla ukončena z jiných důvodů (např. z důvodu nedostatku finančních zdrojů, nepředpokládaného většího rozsahu kontaminace, nově zjištěných skutečností apod.).

² Sanace může být evidována jako ukončená i v případě, že ještě probíhá postsanační monitoring.

Situaci starých ekologických zátěží v ČR je vzhledem k rizikům pro životní prostředí a lidské zdraví nutné aktivně řešit prostřednictvím finančních zdrojů. Sanace starých ekologických zátěží v ČR jsou financovány zejména ze tří hlavních zdrojů. Prvním zdrojem jsou tzv. „Ekologické smlouvy“, druhý zdroj představují finanční prostředky jednotlivých resortů, státních podniků apod. a třetím zdrojem financí jsou evropské fondy čerpané prostřednictvím operačních programů, zejména pak Operačního programu Životní prostředí.

SYNTÉZA ZEOLITOV Z PERLITOVÉHO ODPADU A ICH POTENCIÁLNE VYUŽITIE PRI ČISTENÍ KONTAMINOVANÝCH MÉDIÍ

Tomáš Binčík, Marek Osacký

Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra ložiskovej geológie
Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava, Slovenská republika, bincik2@uniba.sk

Kľúčové slová: perlit, zeolit, syntéza, rtg difrakcia, sorpcia

ABSTRAKT

Cieľom práce bola syntéza perlitového odpadu na zeolity, ktoré vďaka svojim sorpčným vlastnostiam bude možné využiť pri čistení znečistených pôd a vôd. Pri laboratórnej zeolitizácii perlitu sme testovali niekoľko faktorov, akými sú rôzna koncentrácia alkalického roztoku, reakčný čas, či teplota, s cieľom dosiahnuť čo najefektívnejšiu premenu perlitu na zeolit. Na charakterizáciu vzniknutého materiálu sme využili rtg difrakčnú analýzu. Výsledky ukazujú, že teplota a koncentrácia NaOH sú určujúcimi faktormi pri tvorbe zeolitov, kým reakčný čas je menej podstatný. Zeolit X, ktorý patrí medzi najperspektívnejšie zeolity pre sorpciu rizikových prvkov, vznikol pri nízkych teplotách a vysokej koncentrácii NaOH.

ÚVOD

Pri spracovaní perlitu na ložisku Lehôtka pod Brehmi vzniká jemný odpad frakcie približne 100 µm, ktorý nemá využitie. Perlitový odpad má v určitých podmienkach schopnosť premeny na zeolity, ktoré majú široké environmentálne, či poľnohospodárske využitie. Rôzne teploty, tlaky a reakčné časy sú hlavnými faktormi pri syntéze zeolitov, ktorých vzniknuté množstvo sa líši od 20 – 65 % (Querol et al., 2007). Medzi najdôležitejšie vlastnosti zeolitov patrí ich sorpcia, pričom medzi látky, ktoré zeolity dobre sorbujú patria napr. amoniak, ťažké kovy, rádionuklidy, zápachové plyny, či voda. Najdôležitejšími parametrami pri sorpcii na zeolity sú koncentrácie znečisťujúcich látok, hodnota pH a teplota roztoku a prítomnosť kompetitívnych iónov (Ibrahimi a Sayyadi, 2015). Aplikácia zeolitov navyše zvyšuje hodnotu pH, čo spôsobuje vyzrážanie pevných fáz nesúcich ťažké kovy (Moreno et al., 2001). V našej štúdii sme sa venovali skúmaniu najvhodnejších podmienok pre syntézu vysoko sorpčných zeolitov.

METODIKA

Na výskum premeny perlitu na zeolity sme použili perlitový odpad z ložiska Lehôtka pod Brehmi. Z neho sme vyseparovali jednotnú frakciu < 63 µm.

Perlit má nasledovné minerálne zloženie (hm%): vulkanické sklo (93 – 95), živce (2 – 4), biotit (1 – 2), kremeň (1 – 2), niekedy cristobalit (< 2); a chemické zloženie (hm%): SiO₂ 71,78, Al₂O₃ 13,45, K₂O 5,47, Na₂O 2,61, Fe₂O₃ 2,50, CaO 1,65, MgO 0,42, TiO₂ 0,21, MnO 0,09, P₂O₅ 0,04.

20 g perlitu sme zaliali 1 alebo 5 M roztokom NaOH s objemom 220 ml a zamiešali. Zmiešaný roztok sme v teflónovej trubici vložili do autoklávy na 6 – 144 hodín, pri 70 – 190 °C. Po uplynutí reakčného času sme vzorky preliali do polypropylénových fliaš, centrifúgovali 20 min pri 4500 rpm, odsali roztok NaOH, zaliali destilovanou vodou a dali na 20 minút na trepačku. Následne sme kvôli zníženiu hodnoty pH každú vzorku desaťkrát preplachovali destilovanou vodou. Nakoniec sme vzorky presitovali na frakciu < 250 µm. Týmto postupom sme pripravili desať vzoriek syntetických zeolitov, ktoré sme pre zistenie ich minerálneho zloženia dali na rtg difrakčnú analýzu.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vedľajšími minerálmi pozorovanými vo vzorkách perlitu boli ortoklas, biotit a kremeň, ktoré ostávajú pri syntézach stabilné. Na premenu perlitu na zeolity primárne vplývala koncentrácia NaOH a teplota, kým reakčný čas bol menej podstatný.

Vysoká koncentrácia NaOH (5 M) a nízka reakčná teplota (70 °C) mali za následok tvorbu zeolitu X s charakteristickým reflexom pri $d = 14,52 \text{ \AA}$, prítomné boli aj phillipsit, Na-P1, v malom množstve aj sodalit. Pri zvyšovaní teploty na 100 až 130 °C sa najprv strácajú Rtg difrakčné reflexy zeolitu X, následne phillipsitu a

NaP-1, pričom narastá množstvo sodalitu a kankrinitu. Pri 190 °C neboli už prítomné ani reflexy sodalitu a pozorovateľné boli iba reflexy kankrinitu.

Nízka koncentrácia NaOH (1 M) a teplota 100 až 130 °C mali za následok tvorbu dvoch zeolitov – phillipsitu a Na-P1 s podobnými reflexami. Nižšia teplota (70 °C) nebola na syntézu zeolitov dostatočná. Zvýšenie teploty na 190 °C malo za následok tvorbu analcimu, ktorý narozdiel od sodalitu a kankrinitu vzniká pri nízkej koncentrácii. Okrem toho bol pri reakciách s 5 M roztokom NaOH pozorovaný približne 50 % úbytok hmotnosti vzorky, kým pri 1 M roztokoch to bolo menej než 25 %, čo indikuje vyššie rozpúšťanie perlitu pri vyššej koncentrácii NaOH.

ZÁVER

Priebežné výsledky ukazujú, že pre sorpcie ťažkých kovov zo znečistených médií sa javí ako najperspektívnejší zeolit X, kvôli veľkému rozmeru dutín v jeho štruktúre (0,81 nm) a vysokej KVK dosahujúcej až 350 meq/100g (Mondragon et al., 1990, Scott et al., 2001). Z výsledkov röntgenovej difrakčnej analýzy sme zistili, že na tvorbu zeolitu X sú vhodnejšie nižšie teploty a vysoké koncentrácie NaOH. Jeho syntéze budeme v budúcnosti venovať vyššiu pozornosť, nakoľko sa dá jednoducho pripraviť a má vhodné vlastnosti pre sorpciu rizikových prvkov (Ahmed et al., 1998, Król et al., 2016).

POĎAKOVANIE

Autori ďakujú za podporu Slovenskej grantovej komisie, číslo grantu APVV 0339-12 a Grantu Univerzity Komenského č. UK/152/2017.

LITERATÚRA

Ahmed, S., Chughtai, S., Keane, M.A., 1998: The removal of cadmium and lead from aqueous solution by ion exchange with NaY zeolite. *Separation and Purification Technology*, 13, 57 – 64

Ibrahimi, M.M., Sayyadi, A.S., 2015: Application of natural and modified Zeolites in removing heavy metal Cations from aqueous media: an overview of including parameters affecting the process. *International Journal of Geology, Agriculture and Environmental Sciences*, Vol. 3, Issue 2, 1 – 7

Król, M., Matras, E., Mozgawa, W., 2016: Sorption of Cd²⁺ ions onto zeolite synthesized from perlite waste. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13, 2697 – 2704

Moreno, N., Querol, X., Ayora, C., Fernández-Pereira, C., Janssen-Jurkovicová, M., 2001: Utilization of Zeolites Synthesized from Coal Fly Ash for the Purification of Acid Mine Waters. *Environmental Science and Technology*, Vol. 35, 17, 3526 – 3534

Mondragon, F., Rincon, F., Sierra, L., Escobar, J., Ramirez, J., Fernandez, J., 1990: New perspectives for coal fly ash utilisation: synthesis of zeolitic materials. *Fuel*, 69, 263 – 266

Querol, X., Moreno, N., Alastuey, A., Juan, R., Andrés, J.M., López-Soler, A., Ayora, C., Medinaceli, A., Valero, A., 2007: Synthesis of high ion exchange zeolites from coal fly ash. *Geologica Acta*, Vol. 5, 1, 49 – 57

Scott, J., Guang, D., Naeramitarnasuk, K., Thabuot, M., Amal, R., 2001: Zeolite synthesis from coal fly ash for the removal of lead ions from aqueous solution. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 77, 1, 63 – 69

VISTEON HLUK – VÝSLEDKY AKTUÁLNEHO MODELOVÉHO RIEŠENIA ODVODNENIA VÝKOPU PRI ODŤAŽBE KONTAMINOVANÝCH ZEMÍN

Boris Bodáč¹, Jiří Vaněk^{1,2}, Zdeněk Vilhelm^{1,2}, Miroslav Minařík^{1,2}

¹ EPS Slovensko, s. r. o.

Vlčkovce 110, 919 23 Vlčkovce, SR, eps@epslovensko.sk

² EPS biotechnology, s. r. o.

V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice, ČR, eps@epsbiotechnology.cz

ABSTRAKT

Modelové riešenia numerickou metódou sú mnohokrát zvolené a plne nevyhnutné pre svoju efektivitu, možnosť variantnej konceptualizácie riešeného problému a často zložitých okrajových podmienok skúmanej lokality, ktoré sú ťažko uchopiteľné empirickými, či analytickými postupmi. Konceptualizáciou úlohy sa rozumie syntéza geologických, hydrogeologických, hydrologických, či iných poznatkov majúciich vplyv na riešenie problematiku do zjednodušenej podoby, ktorú je možné definovať nástrojmi matematického modelovania. Rovnako dôsledkom zložitých podmienok lokality, pri II. etape sanačných prác v areáli Halla Visteon Autopal, s. r. o. – závod Hluk (ČR), kde vzhľadom k rozsahu odťažby, v rámci výkonu sanačných prác, bolo nutné spracovať aktuálne modelové riešenie odvodnenia výkopu. Štúdia je založená na hydraulickom modeli simulujúcom prúdenie podzemnej vody v kvartérnom kolektore nivy povrchového toku Okluky. Úloha bola riešená v dvoch scenároch líšiacich sa metódou odvodnenia priestoru odťažby (vrty, odvodňovacie jímky) a s premenlivou veľkosťou hydraulického vodivosti, aby bolo možné zachytiť prípadnú heterogenitu vlastností horninového prostredia a jej vplyv na modelové výsledky. Naša spoločnosť úspešne využíva modelové riešenia numerickou metódou, a dochádza tak k vhodnej synergii postupov v rámci prieskumných a sanačných prác na lokalitách.

Kľúčové slová: sanácia, modelové riešenia numerickou metódou, MODFLOW

ÚVOD

V rámci sanačných prác v areáli Halla Visteon Autopal s. r. o. – závod Hluk boli projektované opatrenia vedúce k odstráneniu závadného stavu spôsobeného znečistením horninového prostredia a podzemnej vody v priemyselnom areáli. Pôvodný projekt sanácie počítal s metódou odťažby kontaminovanej zeminy z pásma prevzdušnenia a z pásma nasýtenia horninového prostredia. Stavebno-technické plány predpokladali plochu odťažby 30 x 50 m až na bázu kvartérneho kolektora, tzn. do hĺbky cca 5 m pod terénom. Vzhľadom k relatívne vysokej úrovni hladiny podzemnej vody ustalujúcej sa okolo 1,5 – 2,0 m p.t. bola zvažovaná myšlienka odvodnenia plochy určenej k odťažbe.

Predkladaný príspevok dokumentuje výsledky riešenia postupu odvodnenia plánovaného priestoru odťažby pásma prevzdušnenia a pásma nasýtenia pomocou hydraulického numerického modelu. Modelové riešenie numerickou metódou bolo zvolené ako nevyhnutné pre svoju efektivitu, možnosť variantnej konceptualizácie problému a z dôvodu zložitých okrajových podmienok úlohy, ktoré sú ťažko uchopiteľné empirickými či analytickými postupmi. Cieľom spracovaného hydraulického modelu bolo stanovenie veľkosti a spôsobu čerpania, ktoré povedie k odvodneniu práve tej časti pásma nasýtenia horninového prostredia, ktorá má byť odťažaná v rámci sanačného zásahu.

HYDRAULICKÝ MODEL

Konceptualizáciou úlohy sa rozumie syntéza geologických, hydrogeologických, hydrologických či iných poznatkov majúciich vplyv na riešenie problematiku do zjednodušenej podoby, ktorú vieme opísať nástrojmi matematického modelovania. V danom prípade predpokladáme existenciu jediného kolektora reprezentovaného nivnými sedimentmi povrchového toku Okluky (štrky, piesky, hlinité štrky) v priemernej mocnosti 3 m, ktorý je prekrytý vrstvou povodňových hĺn vytvárajúciich nadložný izolátor. Hladina podzemnej vody v tomto kolektore je za prírodných podmienok prevažne napätá. Tok Okluky je zrejme v priamej súvislosti s kvartérnym kolektorom a plní funkciu lokálnej drenáže podzemnej vody. Paleogénne íly nachádzajúce sa v podloží fluvialných štrkopieskov sú pre účely modelu považované za nepriepustné. Prietok podzemnej vody z/do okolitých geologických jednotiek vrátane rozsahu kvartérneho fluvialneho kolektora je považovaný za zanedbateľný. Podzemná voda prúdi v kvartérnom kolektore principiálne v smere toku Okluky.

Problematika odvodnenia sanačného priestoru je riešená v dvoch variantoch, ktoré sa líšia spôsobom prevedenia. Variant č. 1 počítal s čerpaním existujúcich sanačných vrtov. Pri variante č. 2 sa uvažovalo s postupným čerpaním z jamy, ktorá by vznikla odťažbou (čerpanie z odvodňovacích jímek vo vnútri jamy). Daný variant bol riešený ako možná alternatíva pôvodného projektu, pretože na teoretickej úrovni takéto usporiadanie riešenia úlohy sľubuje určitý stupeň intenzifikácie čerpania. Obe varianty sa líšia voľbou okrajových podmienok. V žiadnom zo scenárov sa nepočíta s tesnením stien jamy. Model je riešený v ustálenom režime prúdenia podzemnej vody.

Vymedzenie modelovej oblasti vychádza z geologickej stavby územia a hydrogeologických pomerov. Modelová oblasť má veľkosť 1300×900 m. Bunky ležiace mimo širšie záujmové územie sú koncipované ako neaktívne (okrajová podmienka nulový prietok). Kľúčovým parametrom ovplyvňujúcim ako dosah hydraulického depresie vyvolanej čerpaním, tak aj čerpané množstvo, je hydraulická vodivosť. Vzhľadom k predpokladanej heterogenite kolektora odrážajúcej sa aj v hydraulických vlastnostiach prostredia, je úloha realizovaná pre rozpätie hodnôt hydraulického vodivosti od $1 \cdot 10^{-4}$ do $9 \cdot 10^{-4}$ m/s.

K výpočtu hladiny podzemnej vody bol použitý model prúdenia MODFLOW (Harbaugh, McDonald, 1996). Je to 3-rozmerný model založený na metóde konečných diferencií. Modelovaná oblasť sa najprv vertikálne rozdelí do vrstiev a vo vnútri týchto vrstiev sa definujú prvky obdĺžnikovej základne. V modelovanej oblasti je možné definovať zdroje a odbery vody ako sú studne, plošné zdroje z dažďových zrážok, evapotranspirácia, čerpané studne, drenáže, vodné toky. Medzi hlavné neistoty modelového riešenia patrí premenlivosť hydraulických vlastností horninového prostredia a intenzita komunikácie medzi kvartérnym kolektorom a tokom Okluky.

VÝSLEDKY MODELOVÉHO RIEŠENIA

Výsledky modelového riešenia je možné s uvážením vyššie zmienených neistôt pokladať za reprezentatívne a vhodne reflektujúce hydraulický režim lokality voči riešenej úlohe. Na základe vytvorených simulácií môžeme konštatovať, že pre odvodnenie časti kolektoru, ktorý má byť podrobený odťaže, je potrebné počítať s kontinuálnym čerpaním o intenzite 4 – 16 l/s pri využití vrtov, resp. 3 – 12 l/s pokiaľ by bol priestor odťaže odvodňovaný priamo z výkopu. Využitie vrtov je podmienené ich prehĺbením aspoň 2 metre pod bázu kolektoru.

Z modelových simulácií jasne vyplýva, že pre všetky uvažované hodnoty hydraulického vodivosti dôjde bez ohľadu na stavebno-technický spôsob čerpania k odvodneniu rozsiahlej oblasti kvartérneho kolektoru, pričom pokles hladiny podzemnej vody väčší ako 2 m je možné očakávať do vzdialenosti niekoľko desiatok metrov od okraja odťaže, resp. od čerpaných vrtov. Vzhľadom k predpokladanej hydraulickému komunikácii medzi tokom Okluky a kvartérnym kolektorom bude mať zníženie hladiny podzemnej vody za následok indukciu nezanedbateľných prietokov z povrchového toku a tým významne zníži jeho prietok.

Hlavným rizikom odvodnenia záujmového priestoru bez utesnenia jamy výkopu je okrem značného množstva znečistených vôd, ktoré bude nutné zodpovedajúcim spôsobom likvidovať, hlavne reálne nebezpečenstvo presadania terénu v širokom okolí centra čerpania v dôsledku poklesu pórového tlaku a nárastu efektívneho napätia v horninovom prostredí. Následkom tohto javu môže dôjsť k výraznej zmene základových pomerov, ktorá môže vyústiť k nerovnomernému sadaniu terénu a deformácii stavebných konštrukcií budov v okolí odvodňovanej jamy. Výška sadania terénu bude zrejme silne premenlivá, nakoľko závisí od veľkosti zníženia hladiny podzemnej vody a na geomechanických vlastnostiach materiálu kolektora, u ktorého je možné v závislosti od zrnitosti očakávať istú heterogenitu.

Z uskutočnených simulácií vyplýva, že plánovaný postup odvodnenia priestoru odťaže predstavuje reálne nebezpečenstvo významného ovplyvnenia základových pomerov na lokalite, a preto je silne odporúčané ťažobnú jamu najprv dôkladne odtesniť štetovnicovými stenami, aby sa zabránilo prenosu tlakových zmien spôsobených čerpaním do kvartérneho kolektoru mimo priestor odťaže. Plánované práce by bolo vhodné realizovať tak, aby bol celý výkop izolovaný tesniacou/štetovnicovou stenou do podlažia kolektoru, alebo riešiť situáciu odťažbou pásma prevzdušnenia (nehrozí statiku okolitých budov) a dočistenie pásma nasýtenia *in situ* technológiou ISCO. Predmetné riešenie geologickej úlohy využitím modelového riešenia numerickou metódou jasne ilustruje vhodnú synergiu postupov v rámci sanačných prác na lokalite.

LITERATÚRA

Vaněk, J., Sotolářová, M., Machala, A., 2015: Visteon Hluk – Výsledky aktuálneho modelového riešenia odvodnenia výkopu pri odťaže kontaminovaných zemín.

Zborník zostavili: Ing. Katarína Paluchová
Ing. arch. Elena Bradiaková
Ing. František Siska

Recenzovali: prof. RNDr. Edgar Hiller, PhD.
doc. RNDr. Ondrej Ďurža, CSc.
doc. RNDr. Ján Milička, CSc.
RNDr. Igor Slaninka, PhD.
RNDr. Ľubomír Jurkovič, PhD.
RNDr. Slavomír Mikita, PhD.
RNDr. Roman Hangáč
Mgr. Katarína Schwarzkopfová, PhD.
Mgr. Peter Šottník, PhD.
Ing. Petr Lacina, PhD.

Organizátori konferencie:
Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky
Slovenská agentúra životného prostredia
Slovenská geotechnická spoločnosť



Vydavateľ: Slovenská agentúra životného prostredia
Autor: Kolektív autorov
Názov: Konferencia ZNEČISTENÉ ÚZEMIA 2017
– ZBORNÍK PREDNÁŠOK
Vydanie: 1. vydanie
Rok vydania: 2017
ISBN: 978 – 80 – 89503 – 73 – 5
Náklad: 120 ks v slovenskom a českom jazyku



contaminated-sites.sazp.sk
www.sazp.sk